

ESCUELA POLITÉCNICA NACIONAL

**FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA Y
AGROINDUSTRIA**

**DISEÑO DE UN SISTEMA DE TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS DEL
RELLENO SANITARIO EL INGA MEDIANTE
ELECTROCOAGULACIÓN Y FITORREMEDIACIÓN**

**PROYECTO PREVIO A LA OBTENCIÓN DEL TÍTULO DE INGENIERA
QUÍMICA**

LORENA JACQUELINE GUANOLUISA ACERO
lorena.guanoluisa@hotmail.com

DIRECTOR: ING. ALICIA DEL CARMEN GUEVARA CAIQUETÁN
alicia.guevara@epn.edu.ec

Quito, abril 2012

© Escuela Politécnica Nacional (2012)
Reservados todos los derechos de reproducción

DECLARACIÓN

Yo Lorena Jacqueline Guanoluisa Acero, declaro que el trabajo aquí descrito es de mi autoría; que no ha sido previamente presentado para ningún grado o calificación profesional; y, que he consultado las referencias bibliográficas que se incluyen en este documento.

La Escuela Politécnica Nacional puede hacer uso de los derechos correspondientes a este trabajo, según lo establecido por la Ley de Propiedad Intelectual, por su Reglamento y por la normativa institucional vigente.

Lorena Jacqueline Guanoluisa Acero

CERTIFICACIÓN

Certifico que el presente trabajo fue desarrollado por Lorena Jacqueline Guanoluisa Acero, bajo mi supervisión.

Ing. Alicia Guevara
DIRECTOR DEL PROYECTO

AUSPICIO

La presente investigación contó con el auspicio financiero del proyecto PIS-02-2010 “Tratamientos de efluentes industriales con métodos no convencionales”, que se ejecuta en el Departamento de Metalurgia Extractiva.

AGRADECIMIENTOS

A Dios quien ha guiado mis pasos a través de esta travesía que ha constituido mi vida universitaria en la cual me ha enseñado a caerme, levantarme y nunca jamás rendirme.

A mis amados Papi y Mami, quienes siempre han estado ahí para darme su apoyo y amor en las buenas y mucho más en las malas situaciones, que han tenido que soportar mis malos humores y demás, gracias por estar siempre para ayudarme.

A mis hermanos Segundo, Daniel, Andrés, Andrea y María quienes son mis más grandes tesoros y para quienes espero representar un buen papel de hermana mayor.

A toda mi familia quienes siempre han tenido una palabra de aliento para ofrecermelo y con su actitud me han demostrado que todo lo que queremos se puede lograr.

A la Ing. Alicia Guevara por su apoyo incondicional durante todo este tiempo ha sido más que una excelente directora, una amiga y hasta una madre quien me ha enseñado lo valioso que es la confianza y lo importante que es luchar por lo que uno quiere.

Al Ing. Ernesto de la Torre por su ayuda, comentarios, ideas y paciencia las cuales me llevaron a culminar esta investigación.

A la Ing. Ángela Quishpe por el tiempo y la dedicación brindados en la revisión de este proyecto.

A quienes conforman el DEMEX que de muchas maneras estuvieron presentes cada día desde que se inicio este gran proyecto, gracias por todo Eve, Sra. Verito,

Maguita y Don Klever, sin su apoyo tampoco se hubiese podido llevar a cabo este proyecto.

A mis amigos de facultad que han sido parte fundamental en mi crecimiento, a quienes he llegado apreciar como una verdadera familia en especial a las Jessy's y a mi polifamilia, gracias a todos.

A mis compañeros de laboratorio con quienes he compartido hermosos instantes de mi vida en especial a Cynthi, Iván y Xime, gracias por brindarme su amistad y dejarme ser parte de este viaje que es nuestra vida.

A todos quienes he conocido en el transcurso de mi vida politécnica, a profesores, compañeros de clases, amigas del futbol, de la danza, la AEPIQ, a todas muchas gracias.

Son demasiadas las personas que me han ayudado en el desarrollo de esta tesis, y a todas ellas les expreso mi más sincero agradecimiento, sin ustedes esto no hubiese sido posible. GRACIAS.

*Sólo quien construye castillos en el aire
algún día habrá de habitarlos.*

ÍNDICE DE CONTENIDOS

	PÁGINA
RESUMEN	xvi
INTRODUCCIÓN	xviii
1. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	1
1.1. Problemática de la generación de lixiviados en rellenos sanitarios	1
1.1.1. Composición de los lixiviados	1
1.1.1.1. Demanda biológica de oxígeno (DBO ₅)	2
1.1.1.2. Demanda bioquímica de oxígeno (DQO)	2
1.1.1.3. Sólidos suspendidos (SS)	2
1.1.1.4. Color	3
1.1.1.5. Grupo coliforme	3
1.1.1.6. pH	3
1.1.1.7. Metales pesados	4
1.1.2. Factores que influyen en la composición del lixiviado	4
1.1.3. Mecanismo de transferencia de contaminantes	5
1.2. Métodos convencionales de tratamiento de lixiviados	6
1.2.1. Tratamientos biológicos	7
1.2.1.1. Lodos activados	7
1.2.1.2. Reactor secuencial discontinuo (SBR)	8
1.2.1.3. Reactor anaerobio de flujo ascendente	9
1.2.2. Tratamientos fisicoquímicos	10
1.2.2.1. Coagulación – Floculación	10
1.2.2.2. Evaporación de lixiviados	11
1.2.2.3. Oxidación catalítica “Fenton”	12
1.2.2.4. Sistemas de membranas	12
1.2.2.5. Adsorción en carbón activado	13
1.2.3. Sistema de tratamiento de lixiviados utilizados en El Inga	15
1.3. Electrocoagulación	16
1.3.1. Variables que influyen en la electrocoagulación	21
1.3.1.1. Efecto del pH	21
1.3.1.2. Efecto de la densidad de corriente	21
1.3.1.3. Efecto de la conductividad	21
1.3.1.4. Efecto del material del electrodo	22
1.3.2. Cálculo del trabajo eléctrico	22
1.3.3. Leyes de Faraday	22
1.3.3.1. Primera Ley de Faraday	23

1.3.3.2.	Segunda Ley de Faraday	23
1.3.3.3.	Cantidad de metal disuelto	23
1.3.4.	Aplicaciones de la electrocoagulación	24
1.4.	Fitorremediación	25
1.4.1.	Cultivos hidropónicos	26
1.4.1.1.	Sistemas de Cultivo	27
1.4.1.2.	Solución nutritiva	30
1.4.2.	Humedales artificiales	32
1.4.2.1.	Humedales artificiales de flujo de agua superficial libre	33
1.4.2.2.	Humedales artificiales de flujo subsuperficial	33
1.4.2.3.	Humedales artificiales híbridos	36
1.4.3.	Componentes del humedal	37
1.4.3.1.	Agua	37
1.4.3.2.	Vegetación	38
1.4.3.3.	Material granular	38
1.4.3.4.	Población microbiana	39
1.4.4.	Procesos de remoción en los humedales	40
1.4.4.1.	Procesos de remoción física	40
1.4.4.2.	Procesos de remoción químicos	40
1.4.4.3.	Procesos de remoción biológicos	41
1.4.5.	Mecanismos de remoción en los humedales	41
1.4.5.1.	Remoción de compuestos orgánicos	41
1.4.5.2.	Remoción de la demanda biológica de oxígeno (DBO ₅)	42
1.4.5.3.	Remoción de sólidos suspendidos	42
1.4.5.4.	Remoción de nitrógeno	43
1.4.5.5.	Remoción de metales	43
1.4.6.	Costos de construcción de un humedal artificial	44
1.4.7.	Aplicaciones de la fitorremediación en humedales artificiales	44
1.4.7.1.	Humedales artificiales en planta de municiones de la armada de Milán.	45
1.4.7.2.	Humedales construidos en la reserva de la base de la fuerza aérea de Westover	45
1.4.7.3.	Humedales artificiales para el lixiviado del relleno sanitario de Perdido, Florida	45
1.4.7.4.	Humedales artificiales en la planta de municiones de la armada de Iowa	46
1.4.7.5.	Humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales de mataderos en Shushufindi, Ecuador	46
2.	PARTE EXPERIMENTAL	47
2.1.	Muestreo y caracterización de lixiviados procedentes del relleno sanitario El Inga	49
2.1.1.	Muestreo de lixiviados del relleno sanitario El Inga	49

2.1.2.	Caracterización del lixiviado del relleno sanitario El Inga	51
2.2.	Ensayos de electrocoagulación como tratamiento primario de lixiviados del relleno sanitario El Inga	53
2.2.1.	Materiales y equipos utilizados para la realización de ensayos de electrocoagulación	53
2.2.2.	Efecto del tiempo de tratamiento sobre la remoción de sólidos suspendidos	55
2.2.3.	Efecto del número de electrodos empleados sobre la remoción de DQO, DBO ₅ , sólidos suspendidos y color	56
2.3.	Evaluación de la capacidad de remoción de DQO y metales pesados (Cu, Zn) en soluciones sintéticas por especies cultivadas en medios hidropónicos	57
2.3.1.	Ensayos preliminares para la selección de plantas	57
2.3.1.1.	Reactivos y equipos para la realización de ensayos preliminares para la selección de plantas.	57
2.3.1.2.	Método para la de selección preliminar de plantas	57
2.3.2.	Procedimiento para preparación de solución nutritiva	58
2.3.3.	Desarrollo de cultivos hidropónicos	60
2.3.3.1.	Método para la implantación de semillero mediante el método de cultivo en agua con semilla sexual	61
2.3.3.2.	Preparación del medio inerte: grava y piedra pómez	64
2.3.3.3.	Método para la implantación de semillero y control de crecimiento mediante cultivo hidropónico en sustrato inerte (grava-piedra pómez) con semilla sexual	66
2.3.3.4.	Método para la implantación de semilleros mediante cultivo hidropónico en sustrato inerte (grava-piedra pómez) con material vegetativo	67
2.3.4.	Remoción de DQO de soluciones sintéticas por especies cultivadas en medios hidropónicos	68
2.3.4.1.	Preparación de agua residual sintética con una DQO de 4 000 mg/L	68
2.3.4.2.	Aplicación de la fitorremediación con soluciones sintéticas de 4 000 mg/L DQO	69
2.3.5.	Remoción de metales pesados en soluciones sintéticas por especies cultivadas en medios hidropónicos	69
2.3.5.1.	Preparación de soluciones sintéticas de cobre y zinc	70
2.3.5.2.	Aplicación de la fitorremediación con soluciones sintéticas de cobre y zinc	70
2.3.5.3.	Disgregación ácida de plantas utilizadas en el proceso de fitorremediación con soluciones sintéticas.	71
2.4.	Implantación de un sistema de humedales artificiales tipo sistema de agua subsuperficial vertical para tratamiento de soluciones sintéticas	72

2.4.1.	Diseño de humedales artificiales tipo sistema de agua subsuperficial vertical	72
2.4.2.	Implantación de un sistema de humedales artificiales tipo sistema de agua subsuperficial vertical	74
2.5.	Evaluación del porcentaje de remoción de DBO ₅ , DQO, sólidos (suspendidos, disueltos y totales), color, coliformes fecales y metales pesados (Zn y Cu) en humedales artificiales para lixiviados del Inga pretratados por electrocoagulación	75
2.5.1.	Remoción de DBO ₅ , DQO, sólidos (suspendidos, disueltos y totales), color, coliformes fecales presentes en los lixiviados	76
2.5.2.	Remoción de metales pesados (Cu, Zn) presentes en los lixiviados mediante fitorremediación	77
2.5.3.	Remoción del color de los lixiviados del relleno sanitario El Inga por el proceso de adsorción en carbón activado	77
2.5.3.1.	Cinética de remoción de color con carbón activado	77
2.5.3.2.	Determinación de la isoterma de adsorción	78
2.5.3.3.	Evaluación de la capacidad de adsorción en columnas empacadas de carbón activado para lixiviados pretratados con fitorremediación y electrocoagulación – fitorremediación	78
2.6.	Definición del esquema y evaluación económica preliminar para el tratamiento de lixiviados del relleno sanitario El Inga	80
2.6.1.	Definición del esquema para el tratamiento de lixiviados del relleno sanitario El Inga	80
2.6.1.1.	Electrocoagulación: dimensionamiento del reactor de electrocoagulación	81
2.6.1.2.	Fitorremediación: dimensionamiento del sistema de humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical	82
2.6.1.3.	Adsorción: dimensionamiento de una columna empacada de carbón activado	82
2.6.2.	Evaluación económica preliminar para el tratamiento de lixiviado del relleno sanitario El Inga	85
2.6.2.1.	Costos para electrocoagulación	85
2.6.2.2.	Costos para la fitorremediación	85
2.6.2.3.	Costos para la adsorción	86
3.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	87
3.1.	Caracterización del efluente	87
3.2.	Electrocoagulación como tratamiento primario para lixiviados del relleno sanitario El Inga	90
3.2.1.	Efecto del tiempo de tratamiento sobre la remoción de sólidos suspendidos	91

3.2.2.	Efecto del número de electrodos sobre la remoción de DQO, DBO ₅ , sólidos suspendidos y color	94
3.3.	Remoción de DQO y metales pesados (Cu, Zn) en soluciones sintéticas por especies cultivadas en medios hidropónicos	97
3.3.1.	Selección preliminar de plantas	97
3.3.2.	Cultivos hidropónicos	102
3.3.2.1.	Implantación de semillero por medio de cultivo hidropónico en agua con semilla sexual	103
3.3.2.2.	Implantación de semillero y control de crecimiento mediante cultivo hidropónico en sustrato inerte (grava-piedra pómez) con semilla sexual	105
3.3.2.3.	Implantación de semilleros mediante cultivo hidropónico en sustrato inerte (grava-piedra pómez) con material vegetativo	107
3.3.3.	Remoción de DQO de soluciones sintéticas mediante plantas de maní forrajero y pasto elefante	110
3.3.4.	Remoción de metales pesados en soluciones sintéticas mediante plantas de maní forrajero y pasto elefante	111
3.3.4.1.	Tratamiento de soluciones sintéticas con maní forrajero	112
3.3.4.2.	Tratamiento de soluciones sintéticas con pasto elefante	115
3.3.4.3.	Cobre y zinc absorbidos por parte de las raíces, tallos y hojas de las plantas de maní forrajero y pasto elefante	117
3.3.4.4.	Comparación de la cantidad de absorción de las plantas de maní forrajero y pasto elefante	119
3.4.	Diseño e implantación de un sistema de humedales artificiales tipo sistema de agua subsuperficial vertical para tratamiento de soluciones sintéticas	121
3.4.1.	Criterios para la construcción de humedales artificiales	121
3.4.2.	Diseño de humedales artificiales tipo sistema de agua subsuperficial vertical	122
3.4.2.1.	Determinación de la constante cinética	123
3.4.3.	Implantación de un sistema de humedales artificiales tipo sistema de agua subsuperficial vertical	129
3.4.4.	Verificación de funcionamiento del sistema de humedales artificiales	132
3.5.	Remoción de DBO ₅ , DQO, sólidos (suspendidos, disueltos y totales), color, coliformes fecales y metales pesados (Zn y Cu) en humedales artificiales para lixiviados del Inga pretratados por electrocoagulación	133
3.5.1.	Lixiviado crudo pretratado por electrocoagulación	134
3.5.2.	Lixiviado sin pretratamiento de electrocoagulación	136
3.5.3.	Remoción del color de los lixiviados del relleno sanitario El Inga por el proceso de adsorción en carbón activado	137
3.5.3.1.	Cinética de la remoción de color en carbón activado	138
3.5.3.2.	Determinación de la isoterma de adsorción	139

3.5.3.3.	Capacidad de adsorción en columnas empacadas de carbón activado para lixiviados pretratados con electrocoagulación – fitorremediación	140
3.5.3.4.	Capacidad de adsorción en columnas empacadas de carbón activado para lixiviados pretratados con fitorremediación	142
3.6.	Esquema y evaluación económica preliminar para el tratamiento de lixiviados del relleno sanitario El Inga	144
3.6.1.	Esquema para el tratamiento de lixiviados del relleno sanitario El Inga	144
3.6.1.1.	Esquema para tratamiento de lixiviado crudo	145
3.6.1.2.	Esquema para lixiviado pretratado	151
3.6.2.	Evaluación económica preliminar para el tratamiento de lixiviado del relleno sanitario El Inga	155
3.6.2.1.	Evaluación económica preliminar para el lixiviado crudo	155
3.6.2.2.	Evaluación económica preliminar para el lixiviado pretratado	157
4.	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	159
4.1.	Conclusiones	159
4.2.	Recomendaciones	161
	BIBLIOGRAFÍA	163
	ANEXOS	173

ÍNDICE DE TABLAS

		PÁGINA
Tabla 1.1.	Caracterización de los diferentes tipos de lixiviado	5
Tabla 1.2.	Características de algunos reactivos coagulantes	10
Tabla 1.3.	Condiciones generales de operación	20
Tabla 1.4.	Sales mas usadas en cultivos hidropónicos para la preparación de solución nutritiva	30
Tabla 1.5.	Soluciones nutritivas generalmente usadas en cultivos hidropónicos	31
Tabla 1.6.	Características de sustratos utilizados como medio granular en humedales artificiales de flujo subsuperficial	39
Tabla 2.1.	Zonificación del relleno sanitario El Inga	49
Tabla 2.2.	Procedimientos para caracterizar los lixiviados en el CICAM	51
Tabla 2.3.	Parámetros a analizarse y límites máximos permisibles por cuerpo receptor	52
Tabla 2.4.	Cantidad en mg/L de cada nutrimento para preparar la solución nutritiva propuesta.	59
Tabla 2.5.	Masa de las sales utilizadas en la preparación de la solución nutritiva	60
Tabla 2.6.	Cantidad en mg/L de cada sal utilizada en la preparación de agua residual sintética con DQO de 4 000 mg/L	68
Tabla 2.7.	Costos para construcción de humedales artificiales de flujo subsuperficial	86
Tabla 2.8.	Costos para adsorción mediante carbón activado	86
Tabla 3.1.	Caracterización del lixiviado del relleno sanitario El Inga, Piscina N°2 y Piscina N°18	88
Tabla 3.2.	Características del lixiviado tratado por electrocoagulación con 6 y 8 placas	95
Tabla 3.3.	Características del lixiviado 1 tratado con electrocoagulación	96

Tabla 3.4.	Descripción de especies pre-seleccionadas	98
Tabla 3.5.	Selección preliminar en función del porcentaje de cobre absorbido	99
Tabla 3.6.	Porcentaje de germinación para especies ensayadas en cultivo en agua utilizando semilla sexual.	103
Tabla 3.7.	Observaciones para las semillas germinadas (alfalfa y ryegrass)	104
Tabla 3.8.	Porcentaje de germinación para especies ensayadas en cultivo en grava	106
Tabla 3.9.	Observaciones durante el desarrollo de plantas de alfalfa y ryegrass.	106
Tabla 3.10.	Longitud de plántulas a ensayarse en cultivo hidropónico en medio inerte	108
Tabla 3.11.	Resumen de problemas presentados en el proceso de adaptación de las plantas a medio inerte (grava-piedra pómez)	109
Tabla 3.12.	Resultados de remoción de DQO mediante maní forrajero y pasto elefante	110
Tabla 3.13.	Condiciones para los ensayos realizados	111
Tabla 3.14.	Parámetros en el tratamiento con plantas de maní forrajero con solución sintética de cobre y zinc	112
Tabla 3.15.	Variación de la concentración en función del tiempo mediante fitorremediación con plantas de maní forrajero	113
Tabla 3.16.	Parámetros en el tratamiento con plantas de pasto elefante con solución sintética de cobre y zinc	115
Tabla 3.17.	Variación de la concentración en función del tiempo utilizando fitorremediación con plantas de pasto elefante	116
Tabla 3.18.	Constante cinética de primer orden utilizando cobre como trazador	124
Tabla 3.19.	Datos para el diseño preliminar	124
Tabla 3.20.	Datos de diseño del humedal	125
Tabla 3.21.	Remoción de DBO ₅ , DQO, SS, sólidos totales, sólidos disueltos, coliformes fecales y color mediante fitorremediación	134

Tabla 3.22.	Remoción de DBO ₅ , DQO, SS, sólidos totales, sólidos disueltos, coliformes fecales y color mediante fitorremediación	136
Tabla 3.23.	Remoción de DBO ₅ , DQO, SS, ST, sólidos disueltos y color mediante adsorción en carbón activado para efluente de electrocoagulación – fitorremediación	141
Tabla 3.24.	Remoción de DBO ₅ , DQO, SS, ST, sólidos disueltos y color mediante adsorción en carbón activado para efluente de fitorremediación	143
Tabla 3.25.	Condiciones de operación del reactor de electrocoagulación	145
Tabla 3.26.	Dimensiones del reactor de electrocoagulación de 3L	146
Tabla 3.27.	Parámetros para el diseño del sistema de humedales artificiales	147
Tabla 3.28.	Dimensiones del humedal artificial para lixiviado crudo	147
Tabla 3.29.	Parámetros de diseño de columnas de carbón activado para lixiviado crudo	148
Tabla 3.30.	Parámetros para el diseño del sistema de humedales artificiales	151
Tabla 3.31.	Dimensiones del sistema de humedales artificiales para lixiviado pretratado	152
Tabla 3.33.	Parámetros de diseño de columnas de carbón activado	153
Tabla 3.33.	Costos para la implementación del sistema de tratamiento de lixiviado crudo	156
Tabla 3.34.	Costos para la implementación del sistema de tratamiento de lixiviado pretratado	157
Tabla A.1.	Dimensiones de especies utilizadas en fitorremediación	176
Tabla A.2.	Parámetros en el tratamiento con plantas de maní forrajero con solución sintética de cobre y zinc	177
Tabla A.3.	Parámetros en el tratamiento con plantas de pasto elefante con solución sintética de cobre y zinc	177
Tabla A.4.	Remoción de cobre 10 mg/L	178
Tabla A.5.	Remoción de Zinc, concentración inicial 10 mg/L	179
Tabla A.6.	Remoción de cobre, concentración inicial 10 mg/L	180

Tabla A.7.	Porcentajes de remoción para Lixiviado 1	181
Tabla A.8.	Porcentajes de remoción para Lixiviado 2	182
Tabla A.9.	Eliminación de contaminantes esperados en el humedal artificial	183
Tabla A.10.	Distancia del sistema de salida y drenaje de agua	185
Tabla A.11.	Costos para la implementación de un sistema de humedales	190
Tabla A.12.	Resultados para ensayos en lecho agitado para lixiviado 1	191
Tabla A.13.	Dimensiones del reactor de electrocoagulación	193
Tabla A.14.	Costos de insumos y datos de operación para cálculo de costos	196
Tabla A.15.	Precios presentados por Environmental Protection Agency, 2000	198

ÍNDICE DE FIGURAS

		PÁGINA
Figura 1.1.	Factores que afectan la composición del lixiviado	4
Figura 1.2.	Esquema del proceso de lodos activados	7
Figura 1.3.	Esquema del proceso mediante reactores secuenciales discontinuos	8
Figura 1.4.	Esquema del reactor anaerobio de flujo ascendente discontinuo	9
Figura 1.5.	Evaporador tubular	11
Figura 1.6.	Proceso de tratamiento en el relleno sanitario El Inga	16
Figura 1.7.	Esquema del proceso de electrocoagulación	17
Figura 1.8.	Diagrama de solubilidad del hidróxido de aluminio $Al(OH)_3(s)$ considerando sólo especies mononucleares de aluminio	19
Figura 1.9.	Clasificación de sistemas de reactores de electrocoagulación	20
Figura 1.10.	Distintos sistemas y medios de cultivo hidropónicos	27
Figura 1.11.	Cultivo en agua	28
Figura 1.12.	Cultivo aeropónico	29
Figura 1.13.	Cultivo en sustrato inerte	29
Figura 1.14.	Humedal artificial de flujo superficial libre	33
Figura 1.15.	Esquema de un humedal artificial con flujo subsuperficial horizontal	34
Figura 1.16.	Diseño esquemático de un humedal artificial de flujo subsuperficial vertical	35
Figura 1.17.	Sistema de distribución de agua en un humedal artificial vertical	37
Figura 2.1.	Esquema de la secuencia de tratamiento aplicado a cada tipo de lixiviado	48
Figura 2.2.	Esquema de ubicación de las piscinas de almacenamiento de lixiviados y sitios de toma de muestra	50

Figura 2.3.	Esquema del reactor de electrocoagulación	54
Figura 2.4.	Reactor de electrocoagulación con 8 electrodos de aluminio	55
Figura 2.5.	Cubos de poliuretano de 2 cm de arista	61
Figura 2.6.	Primer trasplante a bandejas de crecimiento a la derecha alfalfa y ryegrass perenne a la izquierda.	62
Figura 2.7.	Segundo trasplante a recipientes más profundos (derecha). Desarrollo de las raíces (izquierda)	63
Figura 2.8.	Procedimiento para limpieza de medio inerte	65
Figura 2.9.	Plántulas de ryegrass en sustrato inerte	66
Figura 2.10.	Distribución de las capas de medio granular en un humedal vertical	75
Figura 2.11.	Esquema de la columna empleada la remoción de color de lixiviado	79
Figura 2.12.	Columna de carbón activado utilizada en ensayos	80
Figura 3.1.	Lixiviados generados en el relleno sanitario El Inga	87
Figura 3.2.	Remoción de contaminantes mediante precipitación química	91
Figura 3.3.	Efecto del tiempo de tratamiento en la remoción de sólidos suspendidos	92
Figura 3.4.	Formación de una capa de óxidos sobre el ánodo	93
Figura 3.5.	Eficiencia en la remoción de DQO, DBO ₅ , color y SS para 6 y 8 electrodos en 3 L de lixiviado	94
Figura 3.6.	Porcentaje de absorción de especies forrajeras utilizando solución sintética de 5 mg/l de cobre	101
Figura 3.7.	Plantas de maní forrajero al final del ensayo (izquierda). Plantas de cabrestillo al inicio del ensayo (derecha).	102
Figura 3.8.	Plantas trasplantadas de ryegrass (derecha). Marchitamiento después de una semana de trasplante (izquierda)	105
Figura 3.9.	Porcentaje de absorción en función del tiempo	112
Figura 3.10.	Rama de control. Inicio de la prueba (izquierda). Fin de la prueba 1 (derecha).	113

Figura 3.11.	Ramal de control después de 29 días.	114
Figura 3.12.	Porcentaje de absorción en función del tiempo	115
Figura 3.13.	Brote de pasto elefante (izquierda). Desarrollo de raíz (derecha)	116
Figura 3.14.	Porcentaje de cobre depositado en las hojas, raíz y tallo de especies utilizadas en fitorremediación	117
Figura 3.15.	Porcentaje de zinc depositado en las hojas, raíz y tallo de especies utilizadas en fitorremediación	118
Figura 3.16.	Comparación de la capacidad de absorción de cobre entre maní forrajero y pasto elefante en función del tiempo	119
Figura 3.17.	Comparación de la capacidad de absorción de zinc entre maní forrajero y pasto elefante en función del tiempo	120
Figura 3.18.	Cinética de absorción de cobre para maní forrajero y pasto elefante	123
Figura 3.19.	Dimensiones del humedal artificial	126
Figura 3.20.	Esquema de la estructura de soporte del humedal	127
Figura 3.21.	Vista superior del humedal	128
Figura 3.22.	Distribución del sustrato inerte en el humedal	129
Figura 3.23.	Plantas de pasto elefante (derecha) y maní forrajero (izquierda) con dos meses de adaptación	130
Figura 3.24.	Distribución del cultivo en el humedal	130
Figura 3.25.	Sistema de humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical	131
Figura 3.26.	Absorción de Cu y Zn en un sistema de humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical	132
Figura 3.27.	Cinética de remoción de color para un volumen de 100 mL de efluente con diferentes masas de carbón activado	138
Figura 3.28.	Isoterma de adsorción en lechos agitados. Concentración inicial 1 990 mg Pt-Co/L; volumen; 100 mL; tiempo de agitación: 4 horas	139
Figura 3.29.	Variación del color del lixiviado crudo durante los tratamientos realizados	142

Figura 3.30.	Variación del color del lixiviado pretratado durante los tratamientos realizados	144
Figura 3.31.	Esquema para el tratamiento de lixiviado crudo generado en el relleno sanitario El Inga	150
Figura 3.32.	Esquema para el tratamiento de lixiviado pretratado generado en el relleno sanitario El Inga	154
Figura A.1.	Humedal artificial a escala laboratorio. Maní forrajero	177
Figura A.2.	Remoción de Cu durante 9 días utilizando plantas para plantas de maní forrajero y pasto elefante	178
Figura A.3.	Remoción de zinc durante 7 días con plantas de maní forrajero y pasto elefante	179
Figura A.4.	Remoción de cobre durante 9 días con plantas de maní forrajero y pasto elefante	180
Figura A.5.	Esquema del humedal subsuperficial vertical	185
Figura A.6.	Esquema lateral del sistema de humedales artificiales de flujo superficial	186
Figura A.7.	Vista lateral de la estructura del humedal.	186
Figura A.8.	Esquema frontal del sistema de humedales artificiales de flujo subsuperficial	187
Figura A.9.	Vista frontal del sistema de humedales artificiales.	187
Figura A.10.	Vista superior del sistema de humedales artificiales	188
Figura A.11.	Esquema del sistema de humedales artificiales implementados en el Departamento de Metalurgia Extractiva	189

ÍNDICE DE ANEXOS

	PÁGINA
ANEXO I Oxidabilidad al permanganato	174
ANEXO II Dimensiones de especies para fitorremediación	176
ANEXO III Remoción de Cu, Zn en soluciones sintéticas	177
ANEXO IV Porcentajes de remoción de contaminantes	181
ANEXO V Dimensionamiento del humedal artificial para 2,5 L/h	183
ANEXO VI Construcción del sistema de humedales artificiales para 2,5 L/h	185
ANEXO VII Costos del sistema de humedales artificiales para 2,5 L/h	190
ANEXO VIII Cálculos para la adsorción en carbón activado	191
ANEXO IX Dimensionamiento de cada etapa del tratamiento de lixiviados para 120 m ³ /día	193
ANEXO X Costos para la implantación del esquema de tratamiento de lixiviados	196

RESUMEN

Los lixiviados generados en los rellenos sanitarios son los efluentes más contaminados y contaminantes que se conozcan a nivel mundial y que actualmente perjudican a la ciudad de Quito. Si estos no son correctamente recogidos y tratados pueden afectar cuerpos de agua y la tierra con consecuencias negativas para la vida ubicada en sus alrededores.

En este trabajo se trataron dos muestras de lixiviados procedentes del relleno sanitario El Inga, uno de lixiviado sin tratamiento (crudo) y otro de lixiviado que había recibido tratamientos de aireación, lodos activados y biorreactores de membrana.

El objetivo es diseñar un sistema de tratamiento para los dos tipos de lixiviado generados en este vertedero, los cuales presentan elevados contenidos de DBO_5 (3 000–4 000 mg/L), DQO (700–6 000 mg/L), sólidos suspendidos (200-340 mg/L) y color (800 a 5 546 mg Pt-Co/L). Para este propósito se utilizó el proceso de electrocoagulación como tratamiento primario, la fitorremediación como tratamiento secundario y la adsorción en carbón activado como tratamiento terciario.

En el proceso de electrocoagulación del lixiviado crudo se alcanzaron altas remociones para sólidos suspendidos (78,6 %), DBO_5 (73,5 %), DQO (40,4 %) y color (79,4 %). Estos resultados se obtuvieron con 8 electrodos de aluminio durante 20 min de operación y una densidad de corriente de 53 A/m^2 . Al sistema de humedales artificiales de tipo flujo subsuperficial vertical ingresó un volumen de 20 L, los porcentajes de eliminación de contaminantes son de 13,2 % para sólidos suspendidos, 91,2 % para DBO_5 y 65,4 % para DQO. Para eliminar el color se empleó adsorción en columnas empacadas de carbón activado con lo cual se obtuvo una remoción del 70,7 % mediante siete recirculaciones.

Para la detoxificación de lixiviado pretratado en el vertedero se empleó directamente fitorremediación con porcentajes de remoción para los sólidos

suspendidos de 2,9 %, DQO de 56,8 % y color de 50,3 %. En la adsorción en carbón activado la concentración de sólidos suspendidos disminuyó en un 85,9 %, la DQO en un 73,9 % y el color en un 92,7 % después de cinco recirculaciones.

Para cada lixiviado la combinación de los procesos de electrocoagulación, fitorremediación y adsorción redujo el nivel de concentración de los contaminantes hasta valores aceptados por la ordenanza 213 del Municipio del Distrito Metropolitano de Quito (MDMQ) para descargas líquidas.

INTRODUCCIÓN

Los lixiviados que se generan en un relleno sanitario son uno de los líquidos más peligrosos que se conozcan. Estos presentan altos contenidos de materia orgánica, nitrógeno y fósforo, presencia abundante de patógenos e igualmente de sustancias tóxicas como metales pesados y constituyentes orgánicos. Si éste efluente no se recoge y se trata adecuadamente, el lixiviado puede contaminar a su vez aguas subterráneas, aguas superficiales y suelos. Por esta razón y para evitar que esto ocurra, los rellenos sanitarios se impermeabilizan, se drenan y los lixiviados recogidos se deben tratar empleando la combinación de varios métodos. (Giraldo, 2001)

Debido a que el tratamiento de lixiviados a través de los sistemas de tratamiento convencionales son de alto costo tanto en construcción como operación (procesos aeróbicos 20 USD/m³, biológicos 45 USD/m³, osmosis inversa 10 USD/m³) y tomando en cuenta que los porcentajes de remoción de contaminantes son deficientes, se han diseñado métodos alternativos de bajo costo y alta eficiencia como los humedales artificiales, la electrocoagulación y la adsorción en carbón activado. (Giraldo, 2001)

Como se puede observar, el tratamiento de los lixiviados de los rellenos sanitarios es un problema difícil de atacar, tal vez, uno de los más desafiantes en la problemática de la depuración de las aguas residuales. En este contexto, es imperativo establecer métodos de tratamiento de efluentes generados en rellenos sanitarios que consideren la tecnología existente en el país y traten en su real dimensión la problemática de este tipo de contaminación en el Ecuador. Con este fin, en este trabajo se plantea el uso de la electrocoagulación como tratamiento primario, la fitorremediación aplicada en humedales artificiales como proceso secundario y la adsorción en columnas rellenas de carbón activado como fase de acabado para la depuración de lixiviados del relleno sanitario El Inga. Este relleno dispone actualmente de un sistema de tratamiento el cual no ha reportado los resultados esperados según informe de la Empresa Metropolitana de Gestión Integral de Residuos Sólidos en septiembre de 2011 (EMGIRS, 2011).

Por ello, este trabajo resulta una opción que permitirá mejorar el sistema de tratamiento existente en El Inga ya que el estudio se realizó tanto para el lixiviado crudo, como para un lixiviado que había pasado por dos etapas de purificación existentes en el relleno. Por lo tanto, los resultados para el efluente pretratado permitirán mantener procesos ya existentes y mejorarlos mediante el acondicionamiento de dos nuevos procesos (fitorremediación y adsorción).

1. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

1.1. PROBLEMÁTICA DE LA GENERACIÓN DE LIXIVIADOS EN RELLENOS SANITARIOS

Las sociedades modernas han alcanzado su desarrollo actual sin controlar adecuadamente la producción de residuos debida a la industrialización, el desarrollo económico y las actividades cotidianas. Estos residuos presentan características diferentes de acuerdo a las condiciones socioeconómicas, la localización, la época del año, los métodos de recolección y disposición, entre otros (El-Fadel y Bou-Zeid, 2002).

En Quito para el año 2010, se generaban alrededor de 1 500 toneladas diarias de basura, y según datos proporcionados por la Secretaría de Ambiente del Municipio esta cantidad de desechos crecía a un ritmo de 2,3 % anual (EMASEO, 2010). La generación de los lixiviados es una consecuencia inevitable de la disposición de la basura en rellenos sanitarios.

Los lixiviados generados en los rellenos sanitarios son uno de los líquidos más peligrosos que existen, debido a su alto contenido de patógenos, materia orgánica, sustancias tóxicas y metales pesados. Si estos efluentes no son tratados correctamente pueden contaminar aguas subterráneas, superficiales y el suelo, lo cual perjudica no sólo a las plantas y animales sino también a comunidades aledañas al sector.

1.1.1. COMPOSICIÓN DE LOS LIXIVIADOS

Los lixiviados resultan de la percolación de líquidos a través de los desechos en proceso de estabilización (Méndez *et al.*, 2009). Su composición varía de un día a otro en un mismo vertedero debido a la heterogeneidad de la basura almacenada.

A continuación se describen los parámetros más importantes a considerarse en la caracterización de un lixiviado.

1.1.1.1. Demanda biológica de oxígeno (DBO₅)

Es la cantidad de oxígeno que requieren los microorganismos para oxidar la materia orgánica biodegradable en condiciones aerobias. Este parámetro permite determinar la calidad de aguas residuales y superficiales, diseñar unidades de tratamiento biológico, evaluar la eficiencia de los procesos de tratamiento y fijar las cargas orgánicas permisibles en las fuentes receptoras (Benavides y Posada, 2004).

1.1.1.2. Demanda bioquímica de oxígeno (DQO)

Es una medida aproximada del contenido total de materia orgánica degradable y biodegradable presente en el agua. Sin embargo, puede sufrir interferencias debido a sustancias inorgánicas como hierro ferroso, nitritos, amoníaco, sulfuros y cloruros que también son susceptibles a oxidarse. La DQO es útil como parámetro de concentración orgánica en aguas residuales industriales o municipales tóxicas a la vida biológica (Marín y Correa, 2010).

1.1.1.3. Sólidos suspendidos (SS)

Los sólidos suspendidos incluyen todas las partículas presentes en el agua que han pasado a través de un filtro. Cuando su nivel se incrementa la vida acuática desaparece paulatinamente. Los SS absorben el calor del sol e incrementan la temperatura del agua; consecuentemente, disminuyen los niveles de oxígeno disuelto. Además, se disminuye la fotosíntesis debido a la baja penetración de los rayos solares. Este empobrecimiento de la vida acuática provoca la disminución

de los recursos alimenticios incrementando la dificultad de encontrar sustento [Hoffman *et al.*, 2011; Marín y Correa, 2010].

1.1.1.4. Color

El color de los lixiviados varía desde un color negro viscoso cuando es joven, hasta un tono café-pardo-grisáceo cuando envejece (Benavides y Posada, 2004). Este parámetro es la razón más frecuente de inconformidad de la comunidad debido a su impacto visual. Las personas tienen la idea que cuando el agua presenta alta coloración también está muy contaminada, lo cual no es siempre cierto.

1.1.1.5. Grupo coliforme

Su presencia en el agua o suelo se considera un índice de polución fecal y por lo tanto de contaminación con microorganismos. Las bacterias coliformes normalmente no son patógenas pero la probabilidad de que bacterias patógenas sean transmitidas sólo puede ser minimizada mediante la reducción total de la concentración de bacterias (Hoffman *et al.*, 2011).

1.1.1.6. pH

Medida de la concentración de ion hidrógeno en el agua, expresada como el logaritmo negativo de su concentración. Aguas residuales en concentraciones adversas del ion hidrógeno son difíciles de tratar biológicamente, alteran las formas de vida de las fuentes receptoras y eventualmente son fatales para los microorganismos. Aguas con pH menor a seis, favorecen el crecimiento de hongos sobre las bacterias cuando se realiza el tratamiento biológico (Marín y Correa, 2010).

1.1.1.7. Metales pesados

Entre los metales pesados, los contaminantes más comunes son cadmio, cromo, cobre, mercurio, plomo y zinc. (Lasat, 2000) A diferencia de los orgánicos su efecto negativo en el medio ambiente es mayor al no ser biodegradables (Batista y Sánchez, 2009).

1.1.2. FACTORES QUE INFLUYEN EN LA COMPOSICIÓN DEL LIXIVIADO

Su composición depende de muchos factores, entre los que se encuentran la naturaleza y el grado de compactación de los desechos, el grado de humedad inicial de la basura, la precipitación pluvial, la humedad atmosférica, temperatura, evaporación, evapotranspiración, escurrimiento, infiltración, edad del lixiviado y la capacidad de campo del relleno (Méndez *et al.*, 2002). A continuación se hace referencia a los factores más importantes.

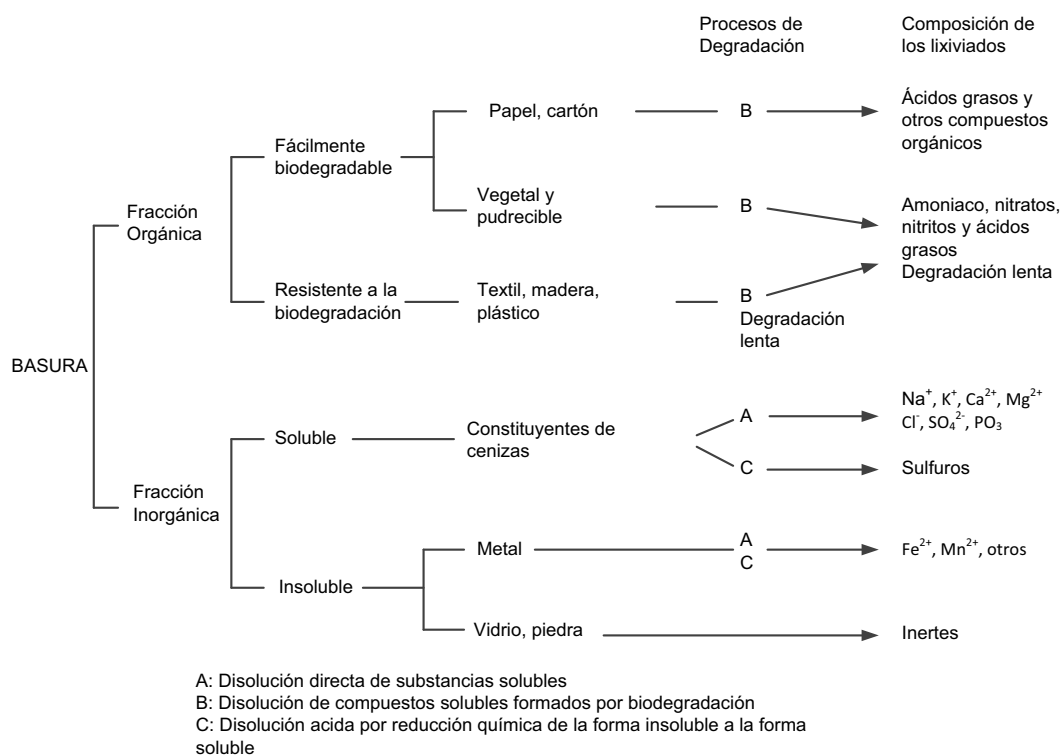


Figura 1.1. Factores que afectan la composición del lixiviado (Nader, 2003)

- Naturaleza del desecho: es un factor con influencia directa sobre la composición del lixiviado, todos los contaminantes que lo conforman proceden de la basura depositada en el relleno. En la figura 1.1 se muestra la polución aportada por la basura domestica.
- La edad del vertedero: indica el grado de estabilización de los residuos. De acuerdo a la edad se tienen tres tipos de lixiviado: lixiviado joven, intermedio y viejo. En la tabla 1.1 se presenta las características típicas de los diferentes tipos de lixiviado en función del relleno sanitario.

Tabla 1.1. Caracterización de los diferentes tipos de lixiviado

Parámetro	Tipo de Lixiviado		
	Joven	Intermedio	Viejo o Estable
Edad del relleno [años]	< 1	1 – 5	> 5
pH	< 6,5	6,5 – 7,5	> 7,5
DBO ₅ /DQO	0,5 – 1	0,1 – 0,5	< 0,1
DQO [mg/L]	> 15 000	5 000 – 15 000	< 5 000
N-NH ₃	< 400	nd	> 400
Metales pesados [mg/L]	> 2	< 2	< 2

(Kurniawan *et al.*, 2005)

1.1.3. MECANISMO DE TRANSFERENCIA DE CONTAMINANTES

Los principales mecanismos de transferencia entre el residuo y el agua infiltrada son:

- Arrastre de material particulado por el agua
- Disolución de sales solubles del residuo
- Descomposición o estabilización del residuo por conversión de la materia orgánica en formas solubles y gaseosas

Por tanto, el lixiviado cambia de acuerdo a la fase de descomposición. Se pueden distinguir tres fases en la vida de un relleno sanitario (Nader, 2003) que se describen a continuación:

- Fase aerobia: de corta duración, horas o días, debido a la baja disponibilidad de oxígeno y elevado contenido de materia orgánica. El lixiviado se caracteriza por la presencia de sólidos, sales disueltas y especies orgánicas.
- Fase anaerobia inicial: es la fase de fermentación ácida. El lixiviado se caracteriza por la presencia de ácidos grasos volátiles, alcoholes, amonio y altos niveles de iones orgánicos, con bajo pH. El potencial redox está por debajo de cero. La relación DBO_5/DQO es alta.
- Fase anaerobia final: se inicia la fermentación metánica, un año después de la disposición del residuo, se produce metano, disminuyendo la cantidad de ácidos grasos volátiles y aumentando el pH. Aparecen compuestos no biodegradables. La relación DBO_5/DQO es baja.

1.2. MÉTODOS CONVENCIONALES DE TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS

Los lixiviados son líquidos altamente contaminantes en los que se han ensayado diferentes tratamientos, tanto biológicos (aerobios o anaerobios) como fisicoquímicos (Méndez *et al.*, 2002). Sin embargo, es complicado definir un tratamiento adecuado debido a la heterogeneidad en su composición y del cambio repentino en el flujo del mismo. Además, cada relleno sanitario presenta una composición específica en el lixiviado que genera por lo cual no se puede utilizar estudios realizados para otros rellenos.

Las alternativas de tratamiento de lixiviados se pueden categorizar de acuerdo a varias características como por ejemplo de acuerdo a los niveles de tratamiento que se logren con cada una de ellas, o por el tipo de contaminación que puedan remover. Por otro lado, en algunos casos la remoción de uno de los grupos de

contaminación se ve impedido por la presencia del otro grupo como es el caso de la remoción de la materia orgánica y los metales pesados (Giraldo, 2001).

Los tratamientos más utilizados son los tratamientos biológicos y fisicoquímicos, a continuación se presenta la clasificación sugerida por Bódalo *et al.*, 2007.

1.2.1. TRATAMIENTOS BIOLÓGICOS

En los procesos biológicos los microorganismos asimilan la materia orgánica y la degradan mediante reacciones biológicas aerobias o anaerobias, en función del tipo de microorganismos que las lleven a cabo y de las condiciones ambientales que potencian unos u otros. Entre estos tratamientos se tienen:

1.2.1.1. Lodos activados

Es un proceso aerobio consistente en la reducción o eliminación de la materia orgánica biodegradable presente en los lixiviados. En la figura 1.2 se presenta un esquema del proceso de lodos activados.

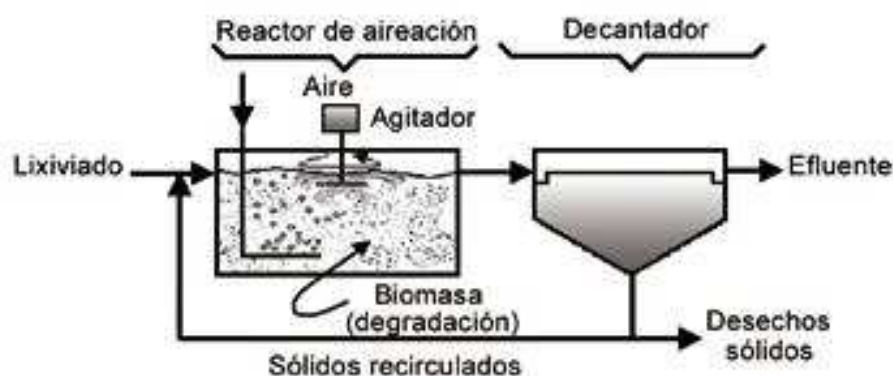


Figura 1.2. Esquema del proceso de lodos activados
(Bódalo *et al.*, 2007)

El agua residual con flóculos biológicos previamente formados se pone en contacto en un medio aerobio con aireación en los que se adsorbe la materia orgánica. La mezcla formada se descarga a un decantador, donde los microorganismos sedimentan y posteriormente se realiza un recirculación de parte de los fangos hacia el tanque de aireación. El exceso de lodo se evacua, mientras que el líquido que rebosa en el decantador se lleva hasta una etapa de desinfección o a un tratamiento avanzado (Corbitt, 2003).

Este tratamiento resulta eficaz para los lixiviados, con porcentajes de reducción de la carga orgánica de DBO_5 y DQO del 90 al 99 %. Sin embargo, si los lixiviados tienen un alto contenido en nitrógeno amoniacal se disminuye el porcentaje de eliminación de la DQO hasta en un 20 %. (Bódalo *et al.*, 2007).

1.2.1.2. Reactor secuencial discontinuo (SBR)

Es un proceso de degradación biológica aerobia que se produce por la suspensión de microorganismos introducidos en dicho reactor. Constituye una variante del proceso de lodos activados, pero, en este caso, trabajando por cargas. Funciona como un proceso de lodos activados en estado no estacionario, operando mediante el principio de llenado y vaciado. Las fases son llenado del tanque con el lixiviado, aireación, decantación de la biomasa, vaciado del agua clarificada sobrante y purga de los fangos. En la figura 1.3 se observan las fases descritas (Bódalo *et al.*, 2007).

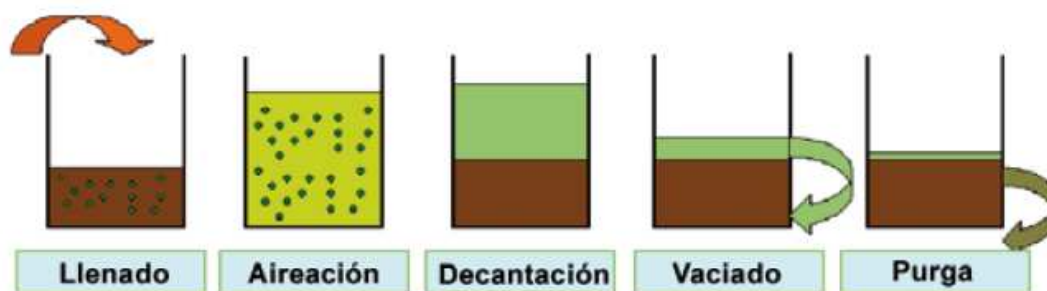


Figura 1.3. Esquema del proceso mediante reactores secuenciales discontinuos (Bódalo *et al.*, 2007)

Permiten mayor flexibilidad y control del proceso. Por ello resultan muy eficaces para tratar efluentes líquidos con variaciones en la composición, concentración y caudal, como es el caso de los lixiviados.

1.2.1.3. Reactor anaerobio de flujo ascendente

Consiste en un reactor anaerobio simple y de bajo costo. Su funcionamiento se basa en la degradación anaerobia de los microorganismos. La actividad microbiológica produce burbujas de gas (metano y CO_2), que ascienden a través del reactor y se recogen en una chimenea, pueden utilizarse como fuente de energía. El efluente líquido clarificado sale por la superficie del tanque. La eficacia de este tratamiento depende del tiempo de retención hidráulica (tiempo medio que el lixiviado permanece en el interior del reactor), de la temperatura y la cantidad de microorganismos en suspensión (Bódalo *et al.*, 2007). En la figura 1.4 se muestra un esquema del reactor anaerobio de flujo ascendente y manto de lodos.

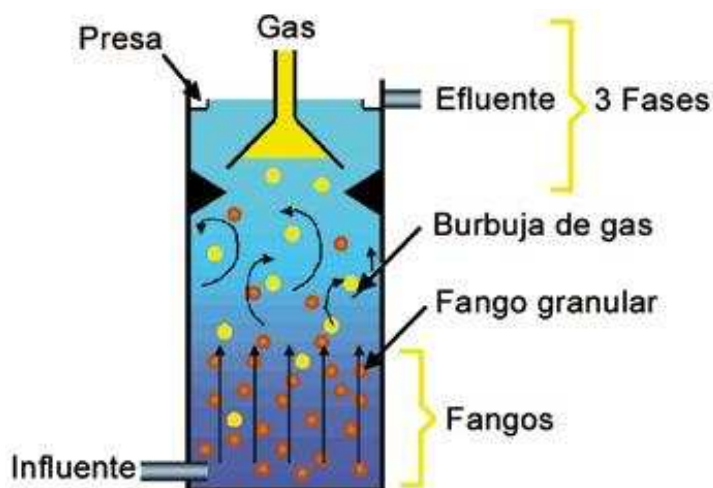


Figura 1.4. Esquema del reactor anaerobio de flujo ascendente discontinuo
(Bódalo *et al.*, 2007)

Proporciona porcentajes de eliminación de la carga orgánica en forma de DQO, DBO_5 y carbono orgánico total (COT) superiores al 80 % y consigue una reducción de los microorganismos en suspensión superior al 90 % (Bódalo *et al.*, 2007).

1.2.2. TRATAMIENTOS FISICOQUÍMICOS

Los tratamientos físico-químicos han demostrado su eficacia no sólo para la eliminación de las sustancias refractarias del lixiviado maduro, sino también como etapa final de afino tras un proceso biológico (Kurniawan *et al.*, 2005).

1.2.2.1. Coagulación – Floculación

En muchos casos parte de la materia en suspensión puede estar formada por partículas de muy pequeño tamaño (10^{-6} – 10^{-9} m), por tanto su velocidad de sedimentación es muy lenta. La coagulación-floculación es un proceso que usa reactivos químicos para desestabilizar la suspensión coloidal (coagulación) para que posteriormente los flóculos formados sedimenten fácilmente y de forma rápida. Es una operación que se utiliza en el tratamiento de aguas residuales urbanas, potables e industriales (Rodríguez *et al.*, 2006).

Para cada agua a tratar existe un tipo de coagulante específico que se lo determina realizando la prueba de jarras. En la tabla 1.2, se presentan las características de algunos coagulantes utilizados en la industria.

Tabla 1.2. Características de algunos reactivos coagulantes

Coagulante	Dosis (mg/L)	pH óptimo	Aplicaciones
CaI	150 – 500	9 – 11	Eliminación de coloides
Al ₂ (SO ₄) ₃	75 – 250	4,5 – 7	Eliminación de coloides
FeCl ₃ FeCl ₂ FeSO ₄ .7H ₂ O	35 – 150 70 – 200	4 – 7	Eliminación de coloides
Polímero catiónico	2 – 5	-	Eliminación de coloides
Polímero aniónico y no iónico	0,25 – 1,0	-	Ayudante de floculación y sedimentación

(Rodríguez *et al.*, 2006)

1.2.2.2. Evaporación de lixiviados

En este proceso se requiere que el líquido sea volátil para poder eliminarlo mediante calentamiento usando el biogás que se produce en el relleno sanitario. Sin embargo, en ocasiones se debe realizar una post-quema para eliminar los compuestos orgánicos volátiles presentes en el biogás. Al vaporizar el lixiviado se disminuye el volumen que pasa a procesos posteriores lo cual mejora la eficiencia de los mismos. Se pueden eliminar; además, compuestos que interfieren con otros, como es el caso del amoníaco que se disminuye para evitar la interferencia en los procesos biológicos. Asimismo, se puede aprovechar el calor generado para producir energía eléctrica. Otras de las ventajas que con frecuencia se mencionan en favor de la tecnología de la evaporación son la simplicidad tecnológica de los equipos, y los bajos costos comparativos con otras tecnologías similares. Sin embargo, una elevada carga orgánica generará espumas que disminuyen la eficiencia del equipo; además, se pueden formar costras que ocasionaran daños en el equipo. En la figura 1.4 se muestra una imagen de un evaporador tubular [Bódalo *et al.*, 2007; Giraldo, 2001].



Figura 1.5. Evaporador tubular
(Bódalo *et al.*, 2007)

1.2.2.3. Oxidación catalítica “Fenton”

La reacción Fenton, como uno de los procesos de oxidación avanzada es un proceso catalítico para la generación de radicales hidroxilos a partir de peróxido de hidrogeno. Se basa en una transferencia de electrones entre el peróxido de hidrogeno y los iones de hierro (Fe^{2+}) que actúan como un catalizador homogéneo. El uso de esta técnica ha sido probada como una de las mejores técnicas de tratamiento de lixiviados debido a su ventaja medioambiental [Umar *et al.*, 2010; Shafieiyoun *et al.*, 2011].

Fe^{2+} reacciona con el H_2O_2 de acuerdo a las reacciones de oxidación Fenton:



Los radicales formados reaccionan con los materiales orgánicos descomponiéndolos gradualmente en un proceso paso a paso. Los procesos de oxidación avanzada se presentan como una alternativa eficaz para la mineralización de los compuestos orgánicos recalcitrantes en los lixiviados por su elevada capacidad y velocidad de oxidación. Sin embargo, estas técnicas aplicadas a gran escala, generalmente, no son aceptables económicamente.

1.2.2.4. Sistemas de membranas

a) Osmosis Inversa

Este proceso presenta alta eficiencia en la remoción de la mayoría de contaminantes de lixiviados viejos o que han tenido un tratamiento previo. El efluente es forzado a cruzar una membrana, dejando las impurezas detrás. La permeabilidad de la membrana puede ser tan pequeña, que prácticamente todas las impurezas son separadas del agua. Es uno de los procedimientos más nuevos para los tratamientos de aguas. Su uso se está extendiendo rápidamente, por su gran versatilidad y bajo consumo energético [Giraldo, 2001; Morales, 2007].

Sin embargo, presenta en algunas ocasiones colmatación debido a la precipitación de calcio y hierro por lo cual se requiere procesos previos para minimizar los efectos. Otro inconveniente, son los altos costos de operación y mantenimiento (Giraldo, 2001).

b) Biorreactores con membrana (MBR)

Su principal ventaja es su alta eficacia en la remoción de la DQO y amoníaco con un porcentaje de remoción superior al 70 %. Es un proceso similar a los reactores biológicos, se diferencian en la sustitución del sedimentador por un sistema de microfiltración. El espacio que ocupa es menor al reactor biológico; sin embargo, el ahorro en espacio se ve descompensado con un costo mayor de operación mayor. Además, se tienen problemas de taponamiento de la membrana lo cual disminuye el flujo a través de la misma (Giraldo, 2001).

1.2.2.5. Adsorción en carbón activado

Permite eliminar compuesto tóxicos presentes en una solución mediante la captación en su superficie. El nivel de actividad de la adsorción depende de la concentración y polaridad de la sustancia en el agua, la temperatura, solubilidad, grado de saturación, peso y estructura molecular (Fombuena y Valentín, 2010).

El carbón activado puede usarse de dos formas dependiendo de las aplicaciones requeridas puede ser carbón activado granular o carbón activado en polvo.

a) Carbón activado granular (GAC)

Se utiliza para tratamiento de aguas en columnas o lechos de adsorción. El agua pasa a través de los lechos de carbón activado el cual adsorbe los compuestos contaminantes. En el caso de los lixiviados de vertedero puede proporcionar

porcentajes de eliminación de DQO de hasta el 80%. Los sistemas GAC tiene mayor costo de implantación pero logran eficiencias de remoción mas altas; además, el costo de mantenimiento y operación es menor que los PAC (Bódalo *et al.*, 2007; Flores, 2006; Martínez, 2010).

b) Carbón activado en polvo (CAP)

Se añade directamente al agua residual, se mezcla para luego ser removido por decantación o filtración. La adición de CAP a aguas residuales reduce los orgánicos biodegradables, medidos con la prueba de DBO₅ y también los orgánicos totales, medidos con las pruebas de DQO y carbono orgánico total (COT) (Bódalo *et al.*, 2007).

c) Isotermas de adsorción

Permite determinar la capacidad que tiene un adsorbente en la retención de un contaminante. Existe una isoterma de adsorción específica para cada tipo de carbón. Los modelos más usuales en la descripción del equilibrio de adsorción son descritos por la ecuación de Freundlich y Langmuir (Flores, 2006).

Ecuación de Freundlich

$$\frac{x}{m} = k C_f^{1/n} \quad [1.2]$$

Donde:

x/m: cantidad adsorbida por peso unitario de adsorbente (carbón)

x: masa de contaminante adsorbido (mg)

m: masa de carbón activado (g)

C_f: concentración de final del contaminante en solución (mg/L)

k, n: constantes empíricas

Para la determinación de las constantes empíricas se grafica la relación entre x/m y C_f , una vez linealizada la ecuación como se observa en la ecuación 1.3

$$\log\left(\frac{x}{m}\right) = \log(k) + \frac{1}{n}\log(C_f) \quad [1.3]$$

Ecuación de Langmuir

$$\frac{x}{m} = \frac{a C_f}{1+bC_f} \quad [1.4]$$

Donde:

x/m : cantidad adsorbida por peso unitario de adsorbente (carbón)

x : masa de contaminante adsorbido (mg)

m : masa de carbón activado (g)

C_f : concentración de final del contaminante en solución (mg/L)

a, b : constantes empíricas

Para la determinación de las constantes empíricas se grafica la igualdad linealizada presentada en la ecuación 1.5:

$$\frac{1}{x/m} = \frac{1}{a} * \frac{1}{C_f} + \frac{b}{a} \quad [1.5]$$

1.2.3. SISTEMA DE TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS UTILIZADOS EN EL INGA

En el relleno sanitario El Inga se realizan tres fases de tratamiento de los lixiviados, en las cuales se separan los sólidos, bacterias, material orgánico e inorgánico de los lixiviados como se observa en la figura 1.6.

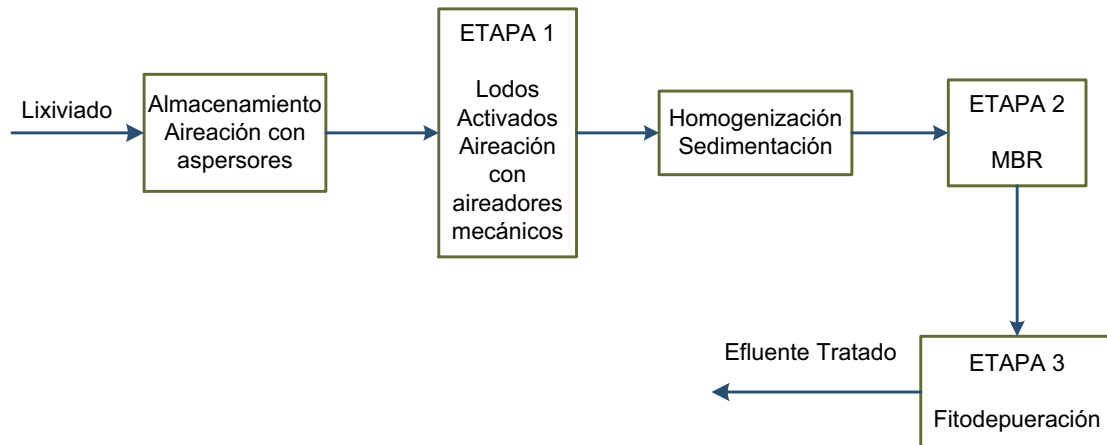


Figura 1.6. Proceso de tratamiento en el relleno sanitario El Inga
(Díaz y De la Torre, 2009)

A continuación se describen los procesos de la figura 1.6 señalados por Díaz y De la Torre, 2009:

- Etapa 1: Proceso de aireación y lodos activados, los lixiviados ingresan a dos piscinas, en las que se filtran bacterias, grasas y materia orgánica.
- Etapa 2: MBR (Biorreactor de membrana), la función de esta planta es separar sólidos de líquidos y así disminuir la carga contaminante.
- Etapa 3: Lechos de irrigación-sistemas de fitodepuración, el líquido es esparcido en cuatro “bandejas” divididas en 18 cubetas para una limpieza más profunda. El área ocupada es de 6 000 m².

1.3. ELECTROCOAGULACIÓN

Es un proceso que aplica los principios de la coagulación–floculación en un reactor electrolítico, en el cual el coagulante es generado por la oxidación del material del ánodo. El aluminio y el hierro son generalmente usados como electrodos y sus cationes (Al^{3+} y Fe^{2+}) son generados por la disolución de los ánodos de sacrificio una vez aplicada la corriente eléctrica (Ni'am *et al.*, 2007).

El proceso tiene lugar en tres etapas sucesivas como señala Bukhari, 2008:

- Formación del coagulante por disolución de iones metálicos provenientes del ánodo.
- Desestabilización de partículas y suspensiones coloidales.
- Agregación de la suspensión desestabilizada y formación de flóculos.

En la figura 1.7 se presenta un esquema del proceso que se da en un reactor de electrocoagulación.

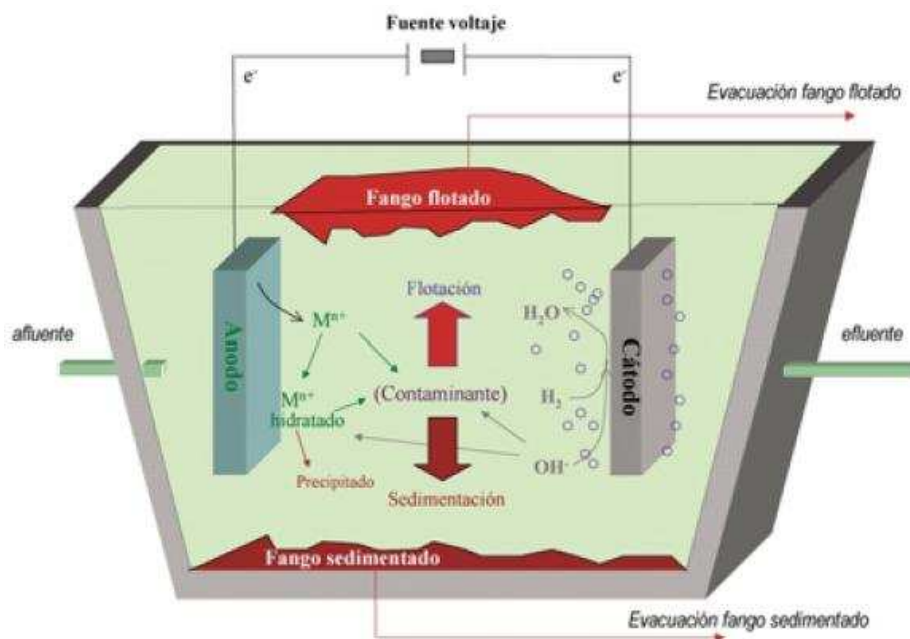


Figura 1.7. Esquema del proceso de electrocoagulación
(Cañizares *et al.*, 2004)

Además de la generación de coagulantes, en el reactor electroquímico ocurren otros procesos con una gran importancia. La generación de oxígeno por oxidación del agua, en las proximidades del ánodo, da lugar a la formación de iones H^+ , que son atraídos hacia el cátodo. En el cátodo, la reducción del agua para formar hidrógeno da lugar a la formación de iones hidroxilo (OH^-) que, son atraídos hacia el ánodo. Como consecuencia, se genera un perfil de pH entre cada ánodo y cátodo, que favorece a la aparición de diferentes especies químicas en el reactor provocando diferentes procesos en su interior. Este perfil de pH es responsable de las menores cantidades de Al (o Fe) necesarias para conseguir un mismo

rendimiento en el proceso, cuando se genera este componente electroquímicamente (por vía electroquímica se requiere una décima parte de la cantidad de reactivo consumida por vía química) (Cañizares *et al.*, 2004).

Cuando se utiliza aluminio como material de los electrodos se presentan las reacciones de oxido-reducción 1.6, 1.7 y 1.8

En el ánodo se da la reacción electroquímica que involucra el metal



En el cátodo se dan las reacciones siguientes:



Los iones Al^{3+} generados se combinan con agua e iones hidroxilo para formar hidróxidos y/o polihidróxidos como se muestra en las reacciones 1.9; 1.10; 1.11; 1.12 (Bensadok *et al.*, 2008).



Considerando sólo especies mononucleares, la concentración de varias formas de Al presentes en la solución dependen del pH como se observa en la figura 1.8

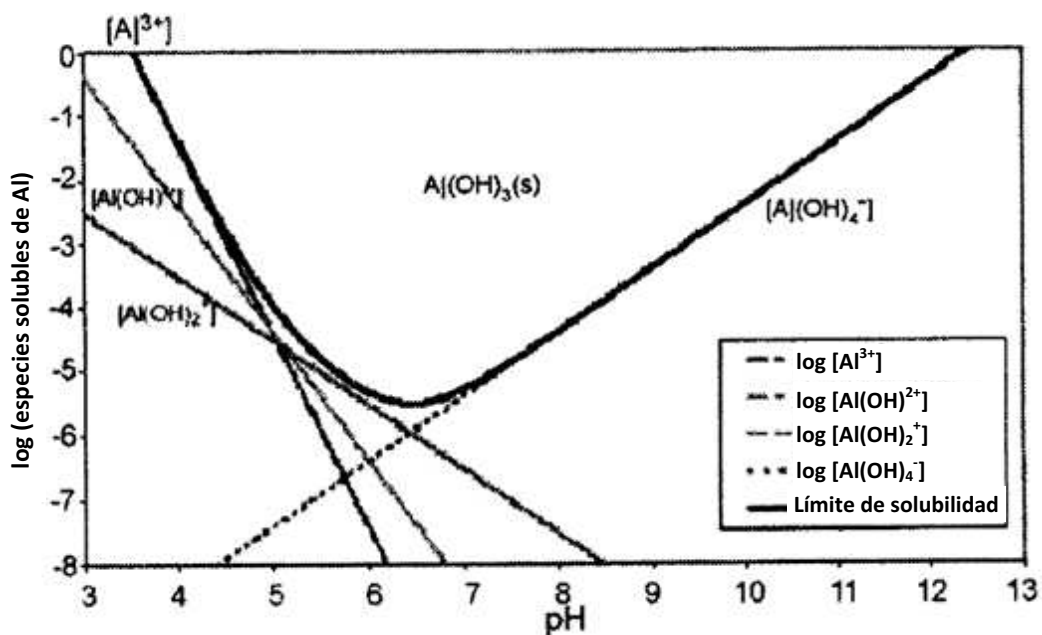


Figura 1.8. Diagrama de solubilidad del hidróxido de aluminio $Al(OH)_3(s)$ considerando sólo especies mononucleares de aluminio (Bensadok *et al.*, 2008)

La presencia de iones cloruro en la solución disminuyen la pasivación de la superficie del Al e incrementa la eficiencia de la electrocoagulación. Se recomienda mantener cantidades de Cl^- alrededor del 20 %. Se presenta a continuación un mecanismo para la reducción de la pasivación del Al, ocasionada por la capa de depósitos formada en su superficie [Bensadok *et al.*, 2008; Restrepo *et al.*, 2006].



Otra forma para evitar este problema, es cambiar la polaridad de los electrodos en los que el ánodo funcione periódicamente como cátodo. De esta forma, el hidrógeno desprendido favorece la separación de estas capas y la renovación de la superficie electródica (Cañizares *et al.*, 2004).

Los reactores de electrocoagulación presentan diferentes configuraciones en función de las aplicaciones realizadas como se observa en la figura 1.9.

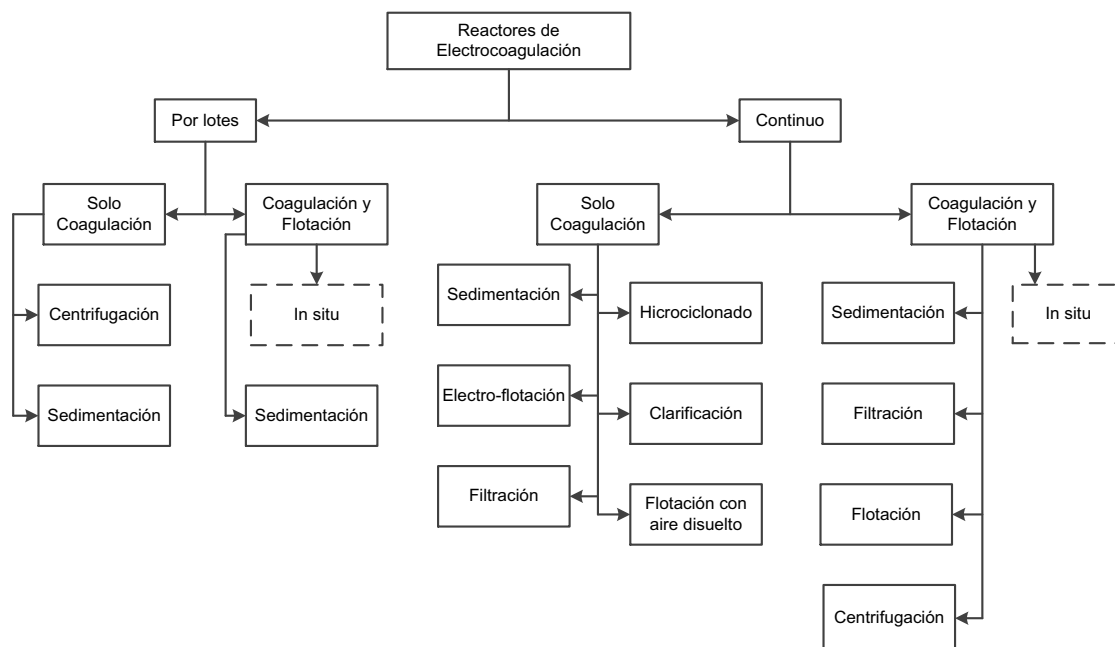


Figura 1.9. Clasificación de sistemas de reactores de electrocoagulación
(Holt *et al.*, 2004)

Las condiciones generales de operación para el proceso de electrocoagulación se presentan en la tabla 1.3

Tabla 1.3. Condiciones generales de operación

Consumos de energía	Los consumos de energía varían entre 0,1 a 1,0 kWh/m ³ dependiendo del tipo de agua a tratar
Desgaste de electrodos	El desgaste de material esta directamente relacionado con la corriente aplicada al sistema y el tiempo de residencia del agua residual. Se estima un mínimo de remplazo de los electrodos de una a dos veces por año
Condiciones de operación	El sistema de electrocoagulación puede funcionar de forma automática, mediante controles electrónicos que regulan la corriente y el voltaje de acuerdo a la calidad del agua residual
Producción de lodos	La producción o generación de lodos esta directamente relacionada con el nivel de contaminación del agua residual y de las especies catiónicas que se disuelven el agua de acuerdo con la corriente aplicada a los electrodos. Se obtiene un lodo compacto con un nivel de humedad entre un 97 a 99%

(Chávez *et al.*, 2009)

1.3.1. VARIABLES QUE INFLUYEN EN LA ELECTROCOAGULACIÓN

Se tienen diferentes variables que afectan la electrocoagulación, a continuación se describen los más relevantes.

1.3.1.1. Efecto del pH

Las variaciones del pH durante el proceso de electrocoagulación dependen del material de los electrodos y del pH inicial del agua a tratar. Para aguas residuales ácidas, el pH aumenta durante el proceso. Por otro lado, en aguas residuales alcalinas el pH puede decrecer. En términos generales las eficiencias más altas en remoción se han obtenido a pH cercanos a 7 (Restrepo *et al.*, 2006).

1.3.1.2. Efecto de la densidad de corriente

Es el parámetro que más influye tanto en la remoción del contaminante del agua residual como en el consumo de energía. El aumento en la densidad de corriente representa un incremento en los costos de operación y un mayor porcentaje de remoción. Sin embargo, para altos consumos de energía se tiene pérdidas por la transformación de energía eléctrica en calórica, lo cual produce un aumento en la temperatura del agua residual tratada.

1.3.1.3. Efecto de la conductividad

La densidad de corriente está relacionada con la conductividad, un aumento en la conductividad eléctrica provoca un incremento en la densidad de corriente. La adición de cloruro de sodio o calcio aumenta la conductividad del agua residual a la vez que disminuye los efectos adversos de los iones carbonatos o sulfatos. Estos iones conducen a la precipitación de Ca^{2+} y Mg^{2+} sobre los electrodos

generando una capa insoluble que aumenta el potencial y disminuye la eficiencia de la corriente.

1.3.1.4. Efecto del material del electrodo

El material del electrodo debe tener resistencia química y buenas propiedades electroquímicas, por lo cual el cátodo debe contar con elevados sobrepotenciales que favorezcan las reacciones de descomposición del agua y permitan obtener elevados rendimientos electroquímicos. Usualmente se usan electrodos de aluminio y hierro (Aristizabal y Bermúdez, 2007).

1.3.2. CÁLCULO DEL TRABAJO ELÉCTRICO

Para el cálculo del trabajo eléctrico se utiliza la ecuación 1.15, presentada por Maron y Prutton, 1996.

$$E = V * I * t \quad [1.15]$$

Donde:

- E: trabajo eléctrico (J)
- V: diferencia de potencial (V)
- I: intensidad de corriente (A)
- t: tiempo de operación (s)

1.3.3. LEYES DE FARADAY

El proceso de electrocoagulación se rige a través de las leyes de Faraday, las cuales se describen a continuación.

1.3.3.1. Primera Ley de Faraday

“La cantidad de una sustancia liberada o depositada en un electrodo es proporcional a la cantidad de electricidad que pasa por un electrolito” (Reyes y Mercado, 2003).

Aplicada al proceso de electrocoagulación se tiene que la cantidad de sustancias formadas en un electrodo es proporcional a la cantidad de cargas que pasan a través del sistema (Restrepo *et al.*, 2006). Esta ley no depende de la temperatura, presión o naturaleza del solvente, siempre que sea promovida la ionización.

1.3.3.2. Segunda Ley de Faraday

“Las masas de distintos elementos liberados en los electrodos por una misma cantidad de electricidad son directamente proporcionales a sus equivalentes químicos” (Reyes y Mercado, 2003).

Aplica al proceso de electrocoagulación se tiene que el número total de moles de sustancia formada en un electrodo está relacionado estequiométricamente con la cantidad de electricidad puesta en el sistema (Restrepo *et al.*, 2006).

1.3.3.3. Cantidad de metal disuelto

En un proceso de electrocoagulación el electrodo es conectado a una fuente de corriente directa. La cantidad de metal disuelto depende de la cantidad de electricidad que pasa a través de la solución electrolítica. La relación entre la densidad de corriente y la cantidad de sustancia disuelta se puede derivar de la ley de Faraday y se presenta en la ecuación 1.16 (Aristizabal y Bermúdez, 2007).

$$m_d = \frac{i \cdot t \cdot M}{n \cdot F} \quad [1.16]$$

Donde:

- m_d : cantidad de material de electrodo disuelto (g/m^2).
- i : densidad de corriente (A/m^2).
- t : tiempo de operación (s).
- M : peso molecular del electrodo.
- n : número de electrones en la reacción de óxido reducción.
- F : constante de Faraday ($96\,485,33\text{ C/mol}$)

1.3.4. APLICACIONES DE LA ELECTROCOAGULACIÓN

La principal aplicación de la electrocoagulación en el tratamiento de residuos líquidos es la eliminación de la materia orgánica coloidal y de grasas presentes en algunos efluentes industriales, tales como los procedentes de las limpiezas de cisternas, etc. También se ha probado con éxito esta tecnología en el tratamiento de efluentes industriales que contenían colorantes, dado que estos contaminantes se comportan de forma similar a grasas y coloides (Cañizares *et al.*, 2004).

A continuación se mencionan otras aplicaciones del proceso de electrocoagulación:

- Remoción de aceites de los efluentes de refinerías.
- Remoción de Sílice.
- Recuperación de grasas y aceites de animales para la producción de ácidos grasos y glicerol en industrias de cárnicos.
- Remoción de fenoles.
- Recuperación y remoción de metales.
- Remoción de cianuros.
- Tratamiento electrolítico de efluentes domésticos.
- Remoción de compuestos orgánicos en la industria del petróleo.
- Tratamiento de efluentes en la industria de alimentos.
- Tratamiento de lixiviados en rellenos sanitarios

El proceso de electrocoagulación permite la remoción de una alta cantidad de contaminantes en una sola operación, por lo cual se ha convertido en una opción económica y ambiental para el tratamiento de las aguas residuales de muchas industrias. Otra de las ventajas de este proceso es la sencillez de los equipos lo cual significa un bajo costo de operación, aunque la inversión sea un poco alta. Por otro lado, para realizar el proceso se requiere bajas valores de corriente eléctrica por lo cual puede ser operado utilizando energía solar, eólica o pilas de combustible (Cañizares *et al.*, 2008). Se ha estimado que los costos de operación para tratar por electrocoagulación 5 GPM de agua residual, es de 1 500 USD, mientras que los costos para tratar la misma agua residual por medio de coagulación química es del orden de 45 000 USD (Restrepo *et al.*, 2006).

1.4. FITORREMEDIACIÓN

La fitorremediación es una rama de la biorremediación considerada como una tecnología de limpieza pasiva y estéticamente agradable que aprovecha la capacidad de las plantas y la energía solar para el tratamiento de una gran variedad de contaminantes del medio ambiente. De ahí que es rentable y sustentable. En este proceso se usan plantas que permiten eliminar, retener o disminuir la toxicidad de los compuestos perjudiciales para el ambiente. Posterior a su uso se cortan e incineran o recolectan para recuperar, si fuere el caso, los metales absorbidos [Arias *et al.*, 2010; Batista y Sánchez, 2009; Carpena y Bernal, 2007].

La fitorremediación se puede aplicar tanto a contaminantes orgánicos como inorgánicos presentes en sustratos sólidos, líquidos o en el aire. Carpena y Bernal, 2007 señalan las siguientes técnicas de fitorremediación:

- Fitoextracción: uso de plantas acumuladoras de elementos tóxicos o compuestos orgánicos para retirarlos del suelo mediante su absorción y concentración en las partes cosechables, principalmente la parte aérea. Es

ampliamente utilizada para remediar suelos con presencia de metales pesados.

- Fitoestabilización: uso de plantas para reducir la biodisponibilidad de los contaminantes en el entorno, mejorando las propiedades físicas y químicas del medio.
- Fitoinmovilización: uso de las raíces de las plantas para la fijación o inmovilización de los contaminantes en el suelo. Evitan su paso a capas subterráneas o el aire.
- Fitovolatilización: uso de plantas para eliminar los contaminantes del medio mediante su transpiración al ambiente y para eliminar también contaminantes del aire.
- Fitodegradación: uso de plantas y microorganismos asociados que captan, almacenan y degradan contaminantes orgánicos para dar compuestos menos tóxicos o no tóxicos.
- Rizofiltración: uso de raíces para absorber, precipitar, concentrar y adsorber contaminantes de efluentes acuosos, suelos, sedimentos, entre otros.

Muchas investigaciones indican que las plantas tienen el potencial genético para remover compuestos tóxicos del suelo. Sin embargo, los progresos en el campo están limitados por falta de conocimientos sobre las interacciones en la rizosfera y los mecanismos de las plantas que permiten la translocación del contaminante y su acumulación (Batista y Sánchez, 2009).

1.4.1. CULTIVOS HIDROPÓNICOS

Los cultivos hidropónicos son sistemas en los cuales las plantas crecen en un medio inerte alimentadas con solución nutritiva. Se han venido extendiendo rápidamente debido a las ventajas que presenta como son la homogeneidad de la siembra, el uniforme desarrollo radicular, la ausencia de problemas fitopatológicos, mejor control de crecimiento vegetativo, entre otros. Sin embargo,

presentan algunos inconvenientes como el costo de la infraestructura, el consumo de energía, la producción de residuos sólidos y demás (Duran *et al.*, 2000).

1.4.1.1. Sistemas de Cultivo

Un sistema de cultivo hidropónico debe ser diseñado para cumplir con los requerimientos de la planta, de acuerdo a Roberto, 2005 se debe considerar tres aspectos fundamentales que deben presentar los sistemas de cultivo hidropónico:

- Proveer a las plantas un nutrición fresca y balanceada.
- Mantener un alto nivel de intercambio de oxígeno entre la solución nutritiva a las raíces.
- Evitar la deshidratación de la raíz si algún elemento del sistema falla.

Se muestra en la figura 1.10 los sistemas y medios de cultivo más utilizados.

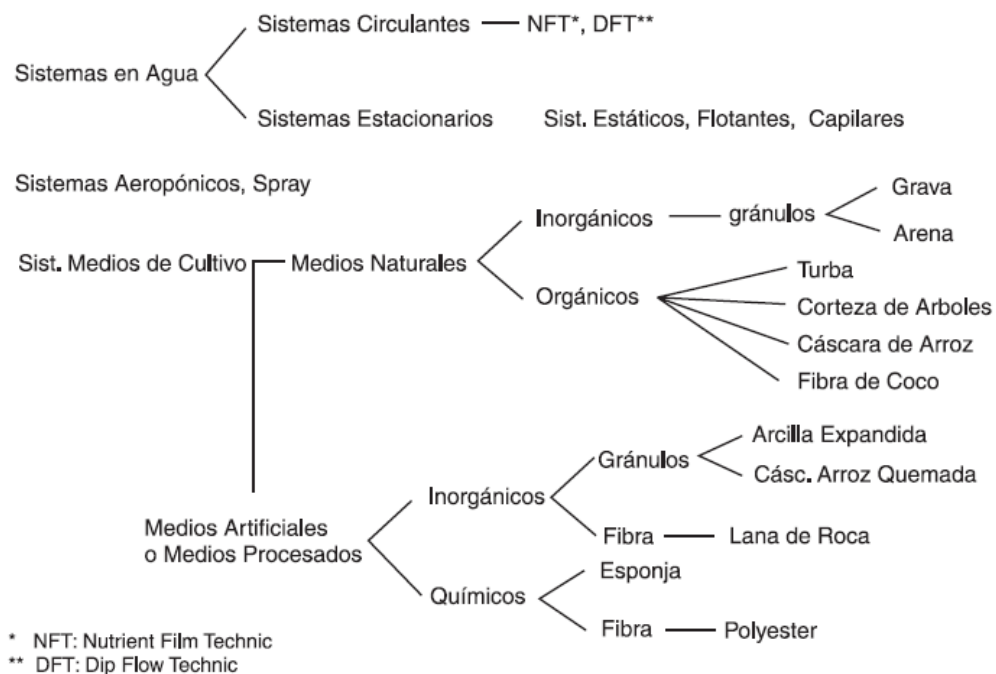


Figura 1.10. Distintos sistemas y medios de cultivo hidropónicos (Gilsanz, 2007)

a) Cultivo en agua

En este tipo de cultivo la raíz se mantiene en contacto permanente con una delgada lámina de solución nutritiva. El agua puede estar estática por lo cual necesita sistemas de aireación o pasar continuamente en un sistema de recirculación, aportando a las raíces de la planta agua, nutrientes y oxígeno. En la figura 1.11 se presenta un esquema del cultivo en agua.

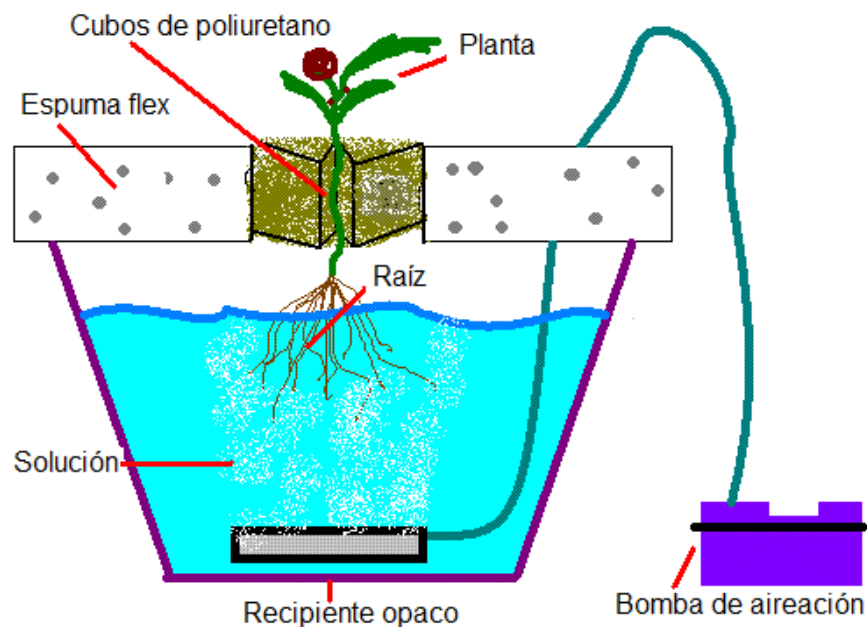


Figura 1.11. Cultivo en agua
(Roberto, 2005)

b) Cultivos aeropónicos

Es una nueva tecnología en la cual la planta se encuentra suspendida en el aire y la alimentación se realiza mediante aspersion de la solución nutritiva a las raíces. Debido a que las raíces están suspendidas reciben una mayor cantidad de oxígeno lo que les permite un mejor desarrollo. En la figura 1.12 se observa la estructura de un cultivo aeropónico.



Figura 1.12. Cultivo aeropónico
(Roberto, 2005)

c) Cultivo en sustrato inerte

Es una forma de cultivo fácil y económico. Se debe considerar las características del medio inerte que se va a utilizar como son la capacidad de retención y drenaje de agua. Debido a esto, en ocasiones es necesario utilizar una mezcla de sustratos. En la figura 1.13 se detalla los constituyentes de un cultivo en sustrato inerte.

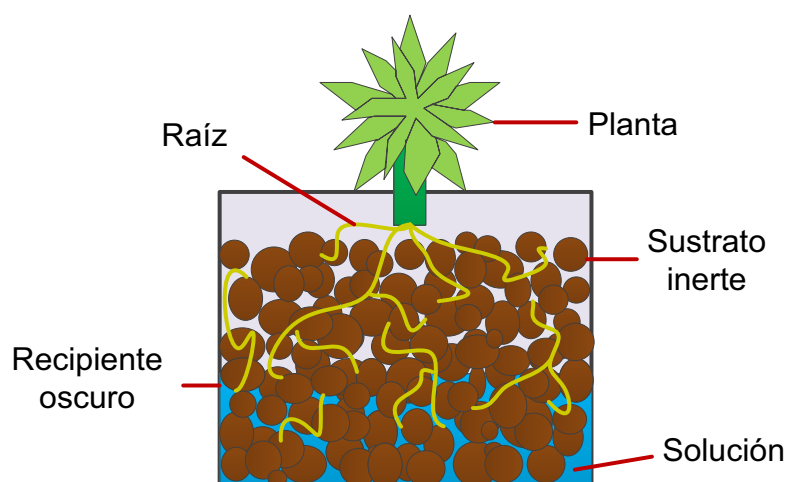


Figura 1.13. Cultivo en sustrato inerte

1.4.1.2. Solución nutritiva

A fines del siglo pasado prevalecía la idea de que para el crecimiento normal de las plantas, sólo eran necesarios los elementos nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K), calcio (Ca), magnesio (Mg), hierro (Fe) y azufre (S). Sin embargo, a principio del siglo XX se aceptó que para el desarrollo normal de las plantas eran necesarias pequeñas cantidades de otros minerales conocidos como micronutrientes (Favela *et al.*, 2006).

Las sales que se emplean deben ser altamente solubles, por lo cual se utiliza sales hidratadas. En la tabla 1.4 se presenta las sales nutritivas más usadas en los cultivos hidropónicos.

Tabla 1.4. Sales más usadas en cultivos hidropónicos para la preparación de solución nutritiva

Nombre de la sal	Formula	Solubilidad [g/L]
Nitrato de calcio	$\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$	1 220
Nitrato de potasio	KNO_3	130
Nitrato de magnesio	$\text{Mg}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	279
Fosfato monopotásico	KH_2PO_4	230
Sulfato de magnesio	$\text{MgSO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	710
Sulfato de potasio	K_2SO_4	111
Sulfato de manganeso	MnSO_4	980
Acido bórico	H_3BO_3	60
Sulfato de cobre	$\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$	310
Sulfato de zinc	$\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	960
Molibdato de amonio	$(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	430

(Gilsanz, 2007)

Existen una variedad de soluciones nutritivas a ser utilizadas alguna de las cuales se presentan en la tabla 1.5. Al inicio del cultivo se utilizan las soluciones de aplicación general; sin embargo, es de acuerdo a la experiencia que se determina la formulación para cada tipo de cultivo y etapa de crecimiento.

Tabla 1.5. Soluciones nutritivas generalmente usadas en cultivos hidropónicos

Elemento	H. y Arnon	Hewit	FAO	Jensen	Larsen	Cooper	Steiner
Concentración en mg/L							
N	210	168	150-225	106	172	200-236	167
P	31	41	30-45	62	41	60	31
K	234	156	300-500	156	200	300	277
Mg	34	36	40-50	48	48	50	49
Ca	160	160	150-300	93	180	170-185	183
S	64	48	-	64	158	68	-
Fe	2,5	2,8	-	3,8	3	12	2-4
Mn	0,5	0,54	0,5-1	0,81	1,3	2	0,62
B	0,5	0,54	0-0,4	0,46	1	0,3	0,44
Cu	0,02	0,064	0,1	0,05	0,3	0,1	0,02
Zn	0,05	0,065	0,1	0,09	0,3	0,1	0,11
Mo	0,01	0,04	0,05	0,03	0,07	0,2	-

(Gilsanz, 2007)

En la preparación y posterior suministro de la solución nutritiva se deben considerar parámetros como los que sugiere Gilsanz, 2007:

- Presencia de oxígeno en la solución es necesaria para el crecimiento de la planta y desarrollo de las raíces. Para un crecimiento normal se requiere de 8 a 9 mg O₂/L.
- El pH de la solución influye en la absorción de los nutrientes, se encuentra mayor disponibilidad de nutrientes a pH entre 5,5 a 7; este debe ser definido en función del tipo de cultivo.
- La conductividad eléctrica dependerá del tipo de cultivo que se realice ya que es un indicador indirecto de la concentración salina de la solución nutritiva.
- Se debe tener cuidado en la contaminación de la solución nutritiva debido a que ciertos hongos y bacterias se desarrollan rápidamente en medios acuosos.

1.4.2. HUMEDALES ARTIFICIALES

Los humedales artificiales son sistemas ingenieriles diseñados y construidos para simular los procesos que ocurren en humedales naturales y de esta manera emplearlos en el tratamiento de aguas, pero dentro de un ecosistema más controlado (Vymazal, 2010).

Se caracterizan por tener un suelo saturado de agua y una comunidad viviente (plantas y animales) adaptados a la vida acuática o a un suelo saturado. Arias *et al.*, 2010 caracteriza tres componentes típicos del humedal artificial:

- Presencia de agua: el área permanece inundada permanente o periódicamente con una profundidad menor de un metro.
- Suelos característicos: clasificados como hídricos.
- Vegetación: prevalecen las plantas adaptadas a las condiciones hidrológicas y del suelo

Desde 1990, los humedales artificiales han sido usados para toda clase de aguas residuales incluyendo lixiviados de rellenos sanitarios, aguas de escorrentías (urbanos, carreteras, aeropuertos, agrícolas), de procesamiento de alimentos (vinerías, producción de quesos y leche), industriales (químicas, fábrica de papel y refinerías de petróleo), granjas agrícolas, desagüe de las minas o deshidratación de lodos (Farooqui *et al.*, 2008).

En Europa se utiliza mas sistemas de agua subsuperficiales; mientras que en América del Norte a inicios era mas utilizado el sistema de agua superficial, el sistema susbsuperficial se extendió mas lentamente, pero actualmente miles de humedales superficiales de este tipo esta en operación. Para lograr una mayor eficiencia en el tratamiento se puede combinar varios tipos de humedales superficiales. Los sistemas híbridos comúnmente usados utilizan arreglos de sistemas de flujo horizontal y vertical (Vymazal, 2010).

1.4.2.1. Humedales artificiales de flujo de agua superficial libre

Son humedales donde el agua circula preferentemente a través de los tallos de las plantas y está expuesta directamente a la atmósfera, como se observa en la figura 1.14. Tienen profundidades no mayores a 60 cm (Delgadillo *et al.*, 2010).

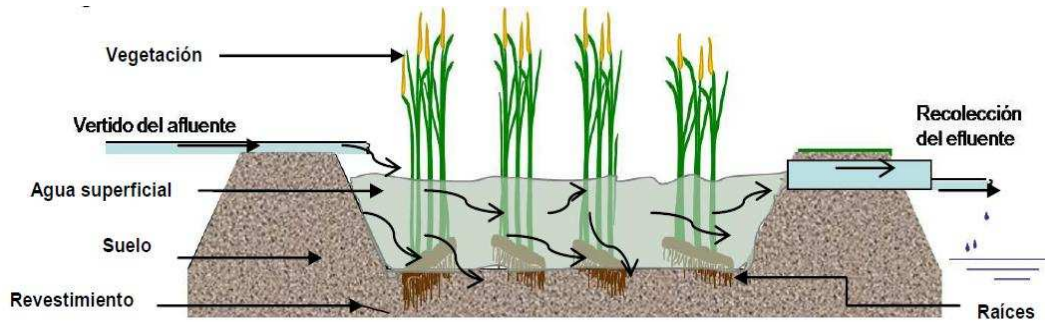


Figura 1.14. Humedal artificial de flujo superficial libre
(Estrada, 2010)

Las plantas generalmente no se cosechan, el follaje una vez descompuesto provee carbón orgánico necesario para de nitrificación. Estos sistemas son eficientes en la remoción de material orgánico a través de la degradación microbiana y la remoción de partículas coloidales. El nitrógeno es removido en principio a través de la nitrificación y después por la de nitrificación, y la volatilización del amonio bajo altos valores de pH. La retención de fósforo es generalmente bajo debido al contacto limitado del agua con las partículas del suelo las cuales adsorben y/o precipitan el fosforo. Son usados generalmente como sistemas terciarios (Vymazal, 2010).

1.4.2.2. Humedales artificiales de flujo subsuperficial

En estos humedales el agua no es visible, el flujo atraviesa el lecho relleno de sustrato inerte donde crecen las plantas cuyas raíces y rizomas están en contacto con el agua (Estrada, 2010). Como sustrato inerte, se utiliza generalmente grava, roca o arena o una mezcla de sustratos en función de la capacidad de retención y drenaje de agua.

a) Humedales Artificiales de Flujo Subsuperficial Horizontal

Los humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal son sistemas conformados de camas de grava o roca con una cobertura de vegetación propia de un humedal o similar, como pastos u otros. En la figura 1.15 se observa el esquema de un humedal subsuperficial horizontal. El agua contaminada es alimentada al interior de la cama y fluye a través del medio poroso en un camino más o menos horizontal hasta que alcanza la zona de salida por donde es drenado. En estas camas, la contaminación es removida por degradación microbiana y procesos químicos y físicos en una red de zonas aeróbicas, anaeróbicas y anóxicas, siendo las zonas aeróbicas restringidas a las áreas adyacentes a las raíces donde el oxígeno aérea el sustrato [Sánchez, 2010 y Vymazal, 2010].

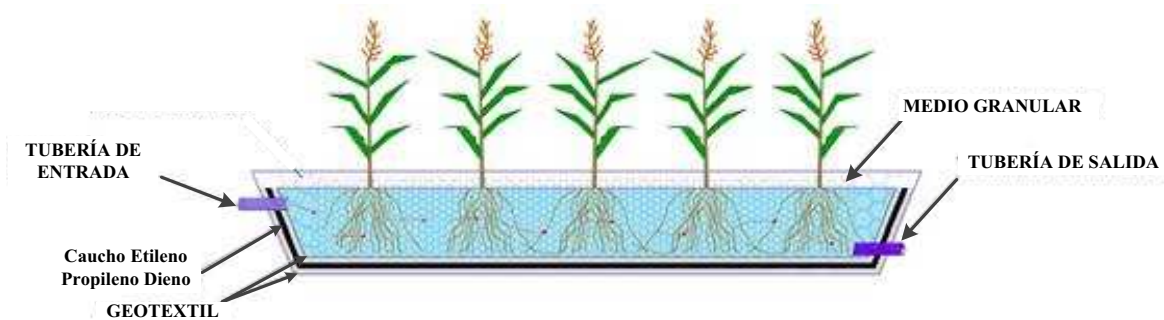


Figura 1.15. Esquema de un humedal artificial con flujo subsuperficial horizontal (Sánchez, 2010)

Este tipo de humedal artificial trabaja con grava o roca lavada con un tamaño de grano de entre 10 y 20 mm, la profundidad del agua es de entre 0,3 y 0,9 m. Se caracterizan por funcionar permanentemente inundados. Los compuestos orgánicos son removidos por degradación microbiana bajo condiciones anóxicas/anaeróbicas. Los sólidos suspendidos son retenidos por filtración y sedimentación siendo la eficiencia muy alta. La remoción de nitrógeno se realiza por denitrificación. El fósforo es removido en principio por reacciones de intercambio, donde el fosfato desplaza el agua o hidroxilos de la superficie de óxidos de hierro y aluminio hidratados; la remoción de este compuesto es baja en este tipo de sistemas (Delgadillo *et al.*, 2010).

Estos humedales artificiales han sido usados alrededor del mundo para el tratamiento de aguas residuales domésticas y municipales. Sin embargo, hoy en día, estos son usados para el tratamiento de otro tipo de aguas residuales incluyendo industriales, agrícolas, vertido de lixiviados y aguas de escorrentía. Estos sistemas son usados como sistemas terciarios (Vymazal, 2010).

b) Humedal Artificial de Flujo de Agua Subsuperficial Vertical

Los humedales artificiales de flujo vertical no se difundieron rápidamente como los humedales de flujo horizontal debido probablemente a los altos requerimientos de operación y mantenimiento debido a la necesidad de bombear el agua contaminada intermitentemente en la superficie del humedal. De esta forma, las condiciones de saturación con agua en la cama matriz son seguidas por períodos de insaturación, estimulando el suministro de oxígeno. Como resultado, el humedal artificial de flujo vertical es más aeróbico que el horizontal y provee mejores condiciones de nitrificación. Por un lado, el humedal de flujo vertical no provee ningún tipo de nitrificación, por lo que generalmente se combinan con horizontales para que se sucedan de forma progresiva los procesos de nitrificación y desnitrificación y se consiga así eliminar nitrógeno. La profundidad del medio granular varía entre 0,45 y 0,8 m [Delgadillo *et al.*, 2010; Vymazal, 2010]. En la figura 1.16 se presenta el esquema de un humedal horizontal con cada una de sus partes.

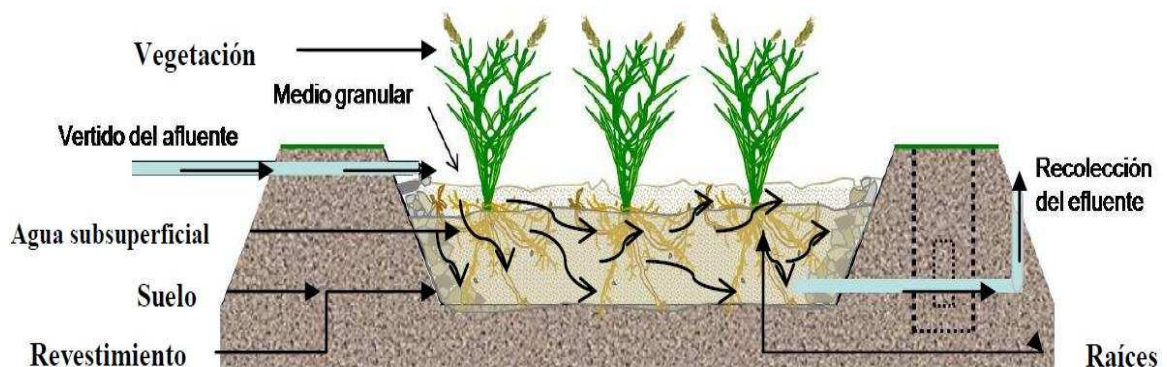


Figura 1.16. Diseño esquemático de un humedal artificial de flujo subsuperficial vertical (Estrada, 2010).

Son muy efectivos en la remoción de sólidos orgánicos y suspendidos. La remoción de fósforo es baja a menos que se use un medio con una alta capacidad de absorción. Comparada con los humedales de flujo horizontal, los sistemas de flujo vertical tienen una mayor capacidad de tratamiento (requieren de menor superficie para tratar una determinada carga orgánica).

En cuanto al medio granular, igual que en los sistemas horizontales, debe ser limpio, duro, durable y capaz de mantener su forma a largo plazo. En los humedales verticales es de tipo heterogéneo ya que se disponen tres capas horizontales con distinta granulometría, la cual aumenta con la profundidad del lecho. La capa más superficial es de arena gruesa, la intermedia de grava y la del fondo de grava gruesa. Esta disposición se adopta para que el paso del agua por el lecho no sea excesivamente rápido o demasiado lento [Delgadillo *et al.*, 2010; Vymazal, 2010].

Estos sistemas son muy usados en el tratamiento de aguas residuales domésticas y municipales, efluentes de refinería, compuestos lixiviados, efluentes de productos de lácteos entre otros. Son utilizados comúnmente como sistemas de tratamiento primario o secundario [Estrada, 2010; Vymazal, 2010].

1.4.2.3. Humedales artificiales híbridos

Los humedales artificiales híbridos son una combinación de humedales artificiales horizontales y verticales que permiten lograr un mayor efecto en el tratamiento de aguas contaminadas. Actualmente, estos humedales se encuentran en operación en varios países, son usados para remover amonio-N y nitrógeno total. Los humedales híbridos son usados para tratar variedad de aguas residuales, como por ejemplo, lixiviados de abonos y vertederos, aguas de mataderos, acuicultura de peces y camarones o de aguas de viñedos (Vymazal, 2010).

1.4.3. COMPONENTES DEL HUMEDAL

1.4.3.1. Agua

La hidrología es el parámetro más importante en el diseño de un humedal artificial, al igual que la cinética de la remoción de contaminantes. El agua es la encargada del transporte de los contaminantes y en la cual se van a producir la mayoría de las reacciones responsables de la depuración. Las condiciones hidrológicas afectan a muchos factores abióticos, entre ellos el estado oxidativo del lecho, la disponibilidad de los nutrientes y la salinidad. Estos factores abióticos, a su vez, determinan qué seres vivos van a desarrollarse en el humedal y para completar el ciclo, los componentes bióticos actúan alterando la hidrología y otras características fisicoquímicas del humedal (Estrada, 2010).

En la figura 1.17 se observa un humedal de flujo vertical durante una prueba de bombeo para comprobar la distribución. El agua gris pretratada sale por pequeños orificios de los tubos de distribución. Los tubos fueron posteriormente cubiertos con grava (Hoffman *et al.*, 2011).



Figura 1.17. Sistema de distribución de agua en un humedal artificial vertical (Hoffman *et al.*, 2011)

1.4.3.2. Vegetación

Aunque el criterio primordial para la selección de especies es el potencial de absorción de contaminantes, se deben considerar otros aspectos como la protección del ecosistema. Una regla general es preferir las especies nativas a plantas exóticas, ya que estas pueden ser invasivas y dañar la armonía del ecosistema (Lasat, 2000). Otras consideraciones son que deben tener una rápida tasa de propagación y crecimiento, tolerancia a altas concentraciones de contaminantes, clima de la zona y facilidad de cosecha (Nuñez *et al.*, 2004).

Las especies seleccionadas una vez plantadas ayudan a estabilizar el sustrato, disminuyen la velocidad del agua permitiendo que material suspendido sedimente, remueve carbón, nutrientes y elementos y los incorpora en su tejido, transfieren el oxígeno de la atmósfera hacia las raíces para la realización de procesos aerobios, y generan en sus raíces y tallo un sitio para el desarrollo microbiano (EPA, 2000).

En el Ecuador las especies más abundantes son forrajeras, las cuales presentan rápida propagación y crecimiento, adaptabilidad y alta capacidad de absorción de nutrientes. Entre las especies forrajeras, las más destacadas son los pastos, tales como, pasto elefante, saboya, miel, gramalote, y demás (Paladines, 2010). Lavigne y Jankiewicz, 2000, han desarrollado humedales artificiales en la zona amazónica del país utilizando pastos nativos (pasto saboya), obteniendo altas eficiencias de remoción de contaminantes orgánicos.

1.4.3.3. Material granular

Es tanto el medio donde muchas transformaciones químicas y biológicas ocurren como la fuente primaria de elementos esenciales para las plantas que se desarrollan en humedales artificiales. Un buen sustrato debe presentar un comportamiento similar al de una esponja, es decir, una elevada porosidad, gran capacidad de retención de agua fácilmente disponible, drenaje rápido, buena

aireación y distribución del tamaño de partículas, baja densidad aparente y estabilidad (Baixauli y Aguilar, 2002).

En la implementación de humedales artificiales los sustratos más utilizados son grava de diferentes granulometrías y arena. En ocasiones se utilizan mezclas de medios para mejorar las características físicas del medio inerte. Al elegir el medio granular se debe considerar la porosidad y granulometría ya que de ello depende el área superficial disponible para la formación de la capa bacteriana. También se debe considerar las características del influente, la morfología de las plantas (las raíces, tipos de tallos, etc.), las condiciones atmosféricas, entre otras.

En la tabla 1.6 se presenta algunas características de sustratos utilizados como medios granulares en humedales artificiales.

Tabla 1.6. Características de sustratos utilizados como medio granular en humedales artificiales de flujo subsuperficial

Tipo de material	Tamaño efectivo D₁₀ [mm]	Porosidad [%]	Conductividad hidráulica [m/día]
Arena gruesa	2	28 – 32	100 – 1 000
Arena gravosa	8	30 – 35	500 – 5 000
Grava fina	16	35 – 38	1 000 – 10 000
Grava media	32	36 – 40	10 000 – 50 000
Roca gruesa	120	38 – 45	50 000 – 250 000

(Sánchez, 2010)

1.4.3.4. Población microbiana

La mayor parte de las funciones purificadoras de los humedales están reguladas por los microorganismos que pueden ser aerobias o anaerobias. Las bacterias aerobias consumen el carbono de las aguas residuales y lo transforman en dióxido de carbono; mientras, las bacterias anaerobias lo transforman en metano. Las bacterias nitrificantes y denitrificantes transformarán el nitrógeno a nitrógeno gaseoso mientras se mantenga las condiciones secuenciales aerobias y

anaerobias. Además, los microorganismos crean paredes biológicas que facilitan la sedimentación de las partículas y juegan un papel importante en la remoción de sólidos suspendidos totales (Londoño y Marín, 2009).

1.4.4. PROCESOS DE REMOCIÓN EN LOS HUMEDALES

En los humedales se producen procesos de remoción física, química y biológica. Cada uno de ellos se describe a continuación:

1.4.4.1. Procesos de remoción física

La remoción física de material particulado en los humedales artificiales presenta una alta eficiencia debido a que el agua se mueve lentamente a través del humedal permitiendo la sedimentación de los sólidos suspendidos. La sedimentación se considera un proceso irreversible en el cual los sólidos y contaminantes se acumulan en el suelo del humedal; sin embargo, se puede presentar una resuspensión debido a la turbulencia del viento, perturbación de animales y el ser humano o a la generación de gases como metano y dióxido de carbono (Llagas y Guadalupe, 2006).

1.4.4.2. Procesos de remoción químicos

El proceso químico más importante en un humedal es la absorción que permite la retención a corto plazo o la inmovilización a largo plazo. Un número de metales y de compuestos orgánicos se puede inmovilizar en el suelo mediante la absorción química de las arcillas, los óxidos de hierro (Fe) y aluminio (Al) y materia orgánica. Se puede identificar también procesos de adsorción, precipitación y volatilización de algunos compuestos orgánicos. Sin embargo, la volatilización puede resultar indeseable debido a que algunos compuestos resultan a su vez contaminantes del aire [Londoño y Marín, 2009; Llagas y Guadalupe, 2006].

1.4.4.3. Procesos de remoción biológicos

La remoción biológica es el proceso más importante en un humedal artificial debido a la captación de contaminante por parte de la planta. Los contaminantes se constituyen a su vez en nutrientes debido a su composición en nitrato, amonio y fosfato que son captados fácilmente por las ellas. Sin embargo, muchas plantas son capaces también de absorber sustancias tóxicas como metales. La velocidad de absorción varía en función su crecimiento. Los microorganismos y bacterias propios del suelo también proveen, captan y almacenan nutrientes por cortos periodos. Son las bacterias del suelo las que descomponen también la materia orgánica, utilizando el carbono como fuente energía y transformándolo en dióxido de carbono y metano. Existen otro tipo de bacterias especializadas en la remoción de nitrógeno, mediante el proceso conocido como desnitrificación (Llagas y Guadalupe, 2006).

1.4.5. MECANISMOS DE REMOCIÓN EN LOS HUMEDALES

1.4.5.1. Remoción de compuestos orgánicos

La materia orgánica sedimentable se remueven mediante procesos de sedimentación y filtración. El crecimiento microbiano cercano al área de las raíces es el responsable de la democión de materia orgánica disuelta y coloidal. Las plantas absorben sólo bajas cantidades de estos contaminantes. La materia orgánica puede ser degradada de forma aerobia o anaerobia. Para la degradación aerobia, las plantas trasladan el oxígeno de la atmósfera a las raíces donde las bacterias heterotróficas degradan la materia de acuerdo a la ecuación 1.16 (Londoño y Marín, 2009).



Existen otro tipo de bacterias (nitrificantes) que degradan a su vez el nitrógeno.

La degradación anaerobia de la materia orgánica es un proceso en múltiples etapas que puede ser desarrollado por bacterias heterotróficas facultativas o anaerobias obligadas. En la primera etapa los productos finales primarios de la fermentación son ácidos grasos como ácido acético, butírico y láctico y gases como CO_2 y H_2 . Bacterias aerobias, tanto sulfato reductoras como metano generadoras, utilizan los productos finales primarios generando gas sulfhídrico y metano. En general la descomposición aerobia es mas rápida que la anaerobia, mientras exista suficiente disponibilidad de oxígeno [EPA, 2000; Londoño y Marín, 2009].

1.4.5.2. Remoción de la demanda biológica de oxígeno (DBO_5)

La DBO_5 es removida por las bacterias adheridas a la superficie del sustrato, las raíces o los rizomas de la plantas. La remoción es de forma aerobia en la superficie del humedal y anaerobia en el resto del lecho. El DBO_5 elimina rápidamente en la entrada del humedal, sólo se requieren dos días de retención aproximadamente. Este aspecto determina las dimensiones del humedal (relación largo-ancho); sin embargo, no se ha demostrado ninguna relación entre las dimensiones y el porcentaje de remoción; ya que humedales con relaciones de 2:1 hasta 17:1 presentan el mismo porcentaje [EPA, 2000; Lahora, 2003].

1.4.5.3. Remoción de sólidos suspendidos

La remoción de sólidos suspendidos se da por sedimentación y filtración en el área inicial del humedal siendo suficiente un día para la remover el 95 %. Al igual que en la DBO_5 , la remoción es independiente de las dimensiones del humedal. Los sólidos suspendidos están formados por materia orgánica, algas y microorganismos que son degradados hasta productos gaseosos [Lahora, 2003; Londoño y Marín, 2009].

1.4.5.4. Remoción de nitrógeno

El nitrógeno se presenta generalmente en los humedales como nitrógeno orgánico o amoniacal o como nitratos pero en bajas cantidades. Los procesos de descomposición son usualmente anaerobios debido a la insuficiente cantidad de oxígeno para la nitrificación y posterior desnitrificación, por lo que en humedales de flujo subsuperficial no existes remociones importantes de nitrógeno. La mayor remoción del nitrógeno en forma aerobia se da en el área cercana a las raíces de la planta (0,30 m de profundidad) debido a la provisión de pequeñas cantidades de oxígeno. La desnitrificación se ve también limitada por la falta de una fuente de carbono para el proceso, ya que por cada gramo de nitrógeno son necesarios tres de carbono (Lahora, 2003).

1.4.5.5. Remoción de metales

En general, los mecanismos son diferentes entre las distintas especies de plantas y estarán determinados por el tipo de metal. La solubilización es un mecanismo donde el metal insoluble pasa a una forma soluble, es decir, su transformación de una forma no asimilable a una asimilable. Otro mecanismo, es la reducción, que implica la transformación de especies químicas altamente tóxicas a especies menos tóxicas (por ejemplo cromo VI a cromo III), las cuales pueden entonces ser asimiladas y metabolizadas por las plantas. Una vez absorbido el metal, las especies metálicas individuales experimentan una biotransformación al ser acomplejadas o “secuestradas” por un ligante existente o sintetizado (molécula orgánica). Esta estrategia, conocida como quelación, es uno de los mecanismos de detoxificación recurrentes en las plantas. Se forma, entonces, un complejo muy estable entre el metal y el ligante, que puede ser transferido y acumulado en las vacuolas. De esta manera, el metal se encuentra “secuestrado” y no está disponible para ejercer su toxicidad (Nuñez *et al.*, 2004).

1.4.6. COSTOS DE CONSTRUCCIÓN DE UN HUMEDAL ARTIFICIAL

Los principales elementos que se incluyen en los costos de inversión de los humedales son el costo del terreno, la evaluación del sitio, la limpieza del mismo, la movilización de suelos, el recubrimiento, el medio de sembrado, las plantas, las estructuras de entrada y descarga, las cercas, tuberías misceláneas, la ingeniería, los costos legales, las contingencias, y los gastos fijos y ganancia del contratista (Estrada, 2010).

En su mayoría estos sistemas son muy económicos. Por ejemplo, Vymazal, 2010 resumen datos disponibles de humedales horizontales en Estados Unidos, Republica Checa, Portugal y España y encuentran que los costos de excavación varían entre 7 y 27,4 % del costo total de capital, mientras que la grava varía entre 27 y 53 %, trazadores de líneas (13-33 %), plantas (2-12 %), plomería (6-12 %), estructuras de control (3,1-5,7 %) y misceláneos (1,8-12 %). La inversión total varía desde costos tan bajos como 29 USD/m² en India, ó 33 USD/m² en Costa Rica, ó tan altos como 257 USD/m² en Bélgica.

En general los costos para humedales artificiales de flujo superficial son menores que para flujo subsuperficial debido principalmente a que en los superficiales no se usa ningún sustrato. Los humedales artificiales, en general, tienen bajos costos de mantenimiento y operación, incluyendo energía de bombeo de ser necesario, monitoreo, corte de la vegetación si es aplicable, remplazo de equipo, y reparaciones (Vyamazal, 2010).

1.4.7. APLICACIONES DE LA FITORREMEDIACIÓN EN HUMEDALES ARTIFICIALES

A continuación se presentan aplicaciones de los humedales artificiales alrededor del mundo recopilados por Lorion, 2001.

1.4.7.1. Humedales artificiales en planta de municiones de la armada de Milán.

En este caso la contaminación se debía a material explosivo en las aguas subterráneas. Se plantearon dos sistemas de humedales artificiales, uno de flujo superficial y otro de flujo subsuperficial. El humedal superficial no alcanzó la remoción deseada de los contaminantes. Por otro lado, el humedal subsuperficial alcanzó concentraciones menores a 50 mg/L para cuerpos nitrogenados y menores a 2 mg/L para trinitrotolueno (TNT).

1.4.7.2. Humedales construidos en la reserva de la base de la fuerza aérea de Westover

En esta base aérea se propone implantar uno o dos humedales de flujo subsuperficial horizontal para tratar el líquido de deshielo de aeronaves que contienen propileno glicol, etileno glicol, agentes humectantes y agentes anticorrosivos. Los resultados esperados son remociones del propileno glicol representada en la disminución de la demanda bioquímica de oxígeno a valores inferiores a 30 mg/L. Otros objetivos que se plantean a nivel económico son la implementación a bajo costo así como un bajo costo de mantenimiento.

1.4.7.3. Humedales artificiales para el lixiviado del relleno sanitario de Perdido, Florida

Se utilizaron diez humedales artificiales conectados en serie para tratar lixiviados del relleno sanitario. Se analizaron el contenido de sólidos suspendidos totales, DBO₅, carbono orgánico total, nitrógeno total, fósforo total, hierro, manganeso, plomo, cadmio, cloro. El lixiviado no contenía niveles altos de metales pesados, pero sí de materia orgánica. En promedio, la DBO₅ fue reducida en un 96 %, los sólidos suspendidos totales, hierro y nitrógeno total en un 98 %. Se comprobó que este sistema era un método efectivo de bajo costo.

1.4.7.4. Humedales artificiales en la planta de municiones de la armada de Iowa

La contaminación con residuos explosivos se encontraba en el agua superficial y subterránea. Se utilizó humedales artificiales para tratar este problema logrando remociones a niveles no detectables durante lo dos primeros años. El valor que se alcanzo fue de 1,3 mg/L. Se monitorearon también los tejidos de las plantas, los resultados mostraron niveles no detectables de residuos explosivos.

1.4.7.5. Humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales de mataderos en Shushufindi, Ecuador

Se construyó en Shushufindi un sistema conformado por un tanque sedimentador y dos humedales artificiales horizontales en serie con un área superficial de 1 200 m² para tratar aguas residuales de un camal. Se plantaron especies nativas: caribgrass (*Echinochloa polystachia*) y pasto saboya (*panicum maxium*). Los resultados mostraron reducciones para la DBO₅ de 237 a 4 mg/L; DQO de 349 a 8 mg/L y los SS de 106 a 1,5 mg/L (Lavigne y Jankiewicz, 2000).

2. PARTE EXPERIMENTAL

En el presente trabajo se busca diseñar un sistema de tratamiento de lixiviados generados en el relleno sanitario El Inga, el cual presenta niveles elevados de contaminación de varios parámetros tales como DBO_5 , DQO, sólidos suspendidos, sólidos totales, color, coliformes totales, entre otros. Con este fin, se emplearon para su depuración procesos de electrocoagulación, fitorremediación y adsorción en carbón activado, con lo cual se disminuyó la concentración de los contaminantes a valores inferiores a los establecidos para descargas líquidas en la Ordenanza 213 del Municipio del Distrito Metropolitano de Quito (MDMQ).

Se recolectaron dos tipos de muestras de lixiviados procedentes del relleno sanitario El Inga, uno de lixiviado crudo y otro de lixiviado que había recibido tratamientos de lodos activados y bioreactores de membranas. Se realizó la caracterización de las muestras recolectadas y se comparó con los límites permisibles estipulados en la normativa ambiental. Con base en los resultados de la caracterización se definió un sistema de tratamiento para cada lixiviado. Estos efluentes fueron filtrados en el laboratorio con una tela de poro menor a 0,01 mm previo a la realización de los procesos de depuración.

En la purificación del lixiviado crudo se utilizó la electrocoagulación como tratamiento primario para reducir la cantidad de sólidos suspendidos, DBO_5 , DQO y color. Se emplearon dos reactores con electrodos de aluminio y una densidad de corriente de 53 A/m^2 . Como tratamiento secundario se utilizó la fitorremediación aplicada en un sistema de humedales artificiales. Antes de su aplicación directa al efluente, se realizaron pruebas con soluciones sintéticas para determinar las especies vegetales con mayor capacidad de absorción y adaptabilidad. Después de estos tratamientos, el lixiviado presentaba características adecuadas para su descarga; sin embargo, el color no se logró remover con los procesos antes mencionados. Por este motivo se empleó como tratamiento de acabado adsorción en columnas empacadas de carbón activado.

Para la detoxificación de lixiviado pretratado en el vertedero, se empleó directamente fitorremediación y adsorción en carbón activado debido a las bajas concentraciones de sólidos suspendidos, DBO₅, DQO y color (204 mg/L, < 2 mg/L, 710 mg/L y 589 mg Pt-Co/L respectivamente).

En la figura 2.1 se muestra la secuencia de los ensayos realizados para el tratamiento de los dos tipos de lixiviado.

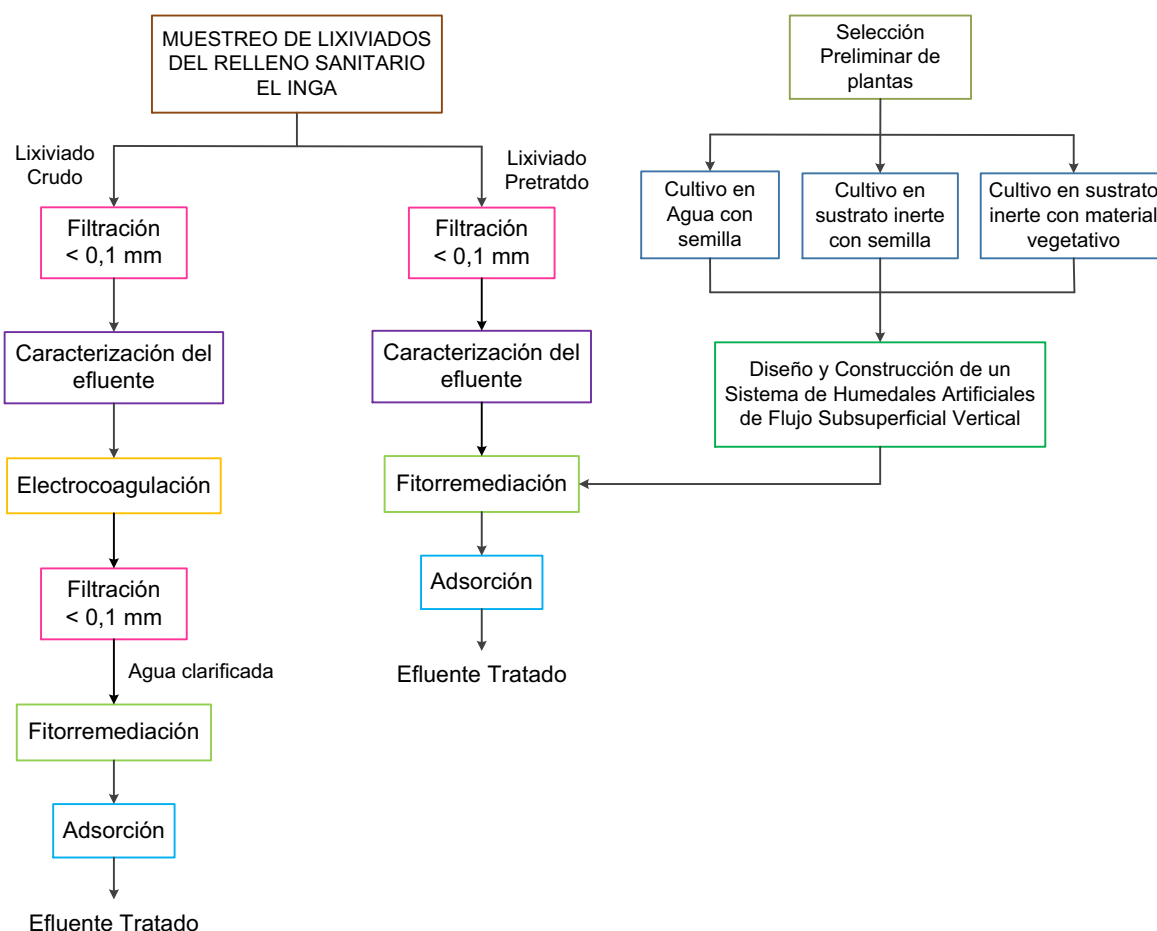


Figura 2.1. Esquema de la secuencia de tratamiento aplicado a cada tipo de lixiviado

El detalle de cada procedimiento empleado en la purificación de los efluentes se detalla en el transcurso de esta sección.

2.1. MUESTREO Y CARACTERIZACIÓN DE LIXIVIADOS PROCEDENTES DEL RELLENO SANITARIO EL INGA

2.1.1. MUESTREO DE LIXIVIADOS DEL RELLENO SANITARIO EL INGA

Los lixiviados en los vertederos se generan por percolación del agua a través de la basura. Las muestras recolectadas provienen del relleno sanitario El Inga, el cual está conformado por cuatro zonas como se observa en la figura 2.2.

La descripción de la zonificación se presenta en la tabla 2.1.

Tabla 2.1. Zonificación del relleno sanitario El Inga

Zona	Color de codificación	Extensión [Ha]
Operación	Rosado	30,37
Expansión	Amarillo	14,15
Protección	Verde	12,61
Manejo de material de cobertura	Anaranjado	3,00

El muestreo se realizó a medio día en la zona de operación donde se tienen 20 piscinas de lixiviados. En 19 de las cuales se realizan diferentes procesos de tratamiento como aireación forzada, lodos activado, MBR, fitorremediación y osmosis inversa. Una de las piscinas, la N° 9 sirve como laguna de almacenamiento previo a su descargue en el río del Inga (Secretaria de Ambiente, 2011).

Se tomaron dos tipos de muestras de lixiviado. La primera se recolectó de la piscina N° 2, la cual contenía el lixiviado almacenado sin ningún tipo de tratamiento previo, esta muestra se la llamó LIXIVIADO 1. La segunda se tomó de la piscina N° 18, este lixiviado había sido tratado previamente con procesos de aeración, lodos activos y un tratamiento con bioreactores de membrana, esta muestra se la nombró LIXIVIADO 2. En la figura 2.2 se señalan los puntos donde se realizó el muestreo.

El volumen recolectado de cada tipo fue de 40 L, los cuales fueron almacenados en tanques oscuros de polietileno de alta densidad en un lugar fresco con poca incidencia de luz hasta su posterior depuración.

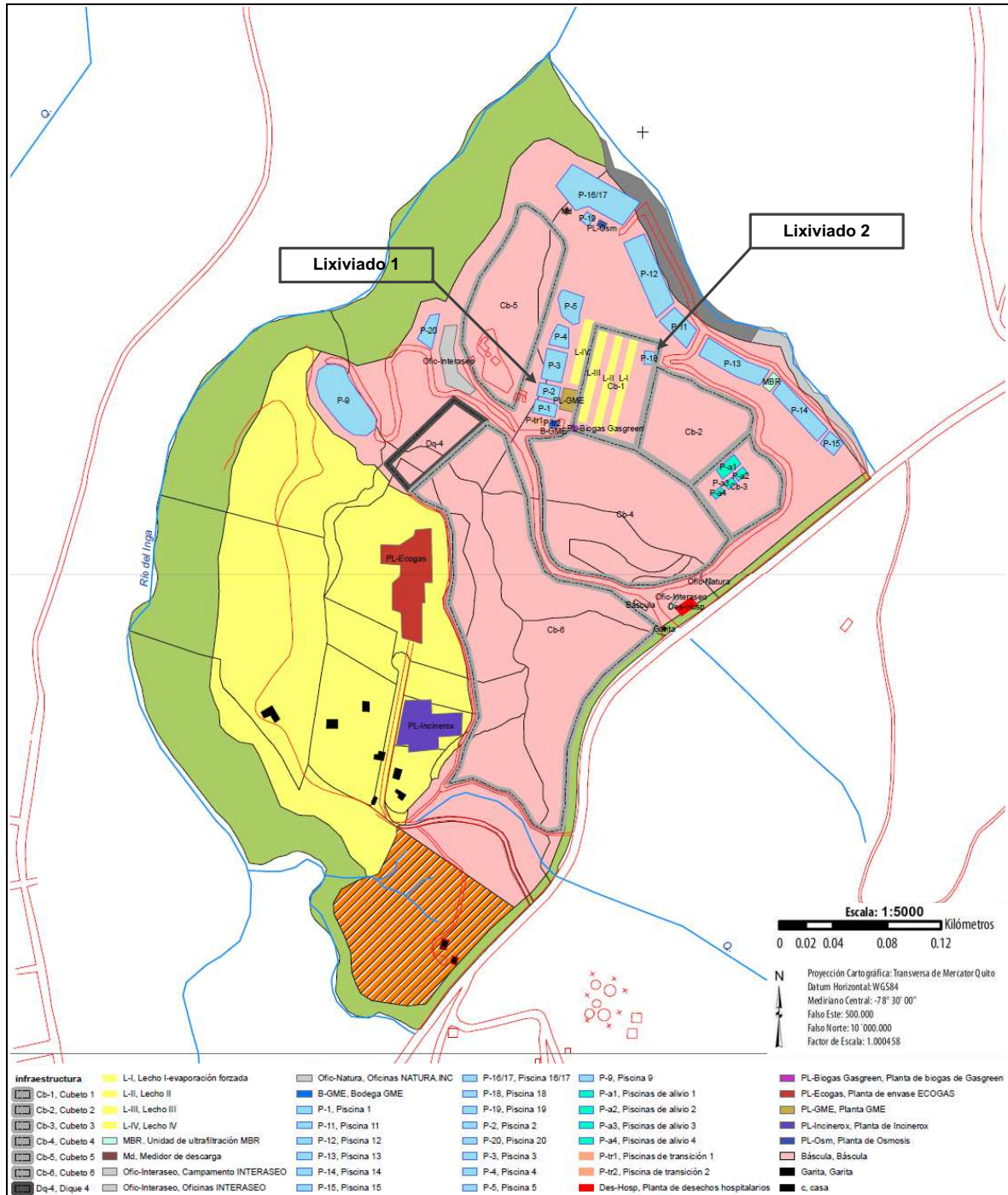


Figura 2.2. Esquema de ubicación de las piscinas de almacenamiento de lixiviados y sitios de toma de muestra (Secretaría de Ambiente, 2011)

2.1.2. CARACTERIZACIÓN DEL LIXIVIADO DEL RELLENO SANITARIO EL INGA

Para determinar la secuencia de operaciones unitarias en el sistema de tratamiento de lixiviados se realizó, en primera instancia, una caracterización de las muestras recolectadas. Se realizaron análisis de: DBO₅, DQO, sólidos suspendidos, sólidos totales disueltos, sólidos totales, color, coliformes fecales y metales pesados (Ag, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Ni, Pb y Se) de acuerdo con lo establecido en la norma técnica de la ordenanza 213 del Municipio del Distrito Metropolitano de Quito (MDMQ) y en la Normativa Ambiental en el TULAS, 2003. Estos parámetros se detallan en la tabla 2.3.

La medición de estos parámetros se realizó en los laboratorios del Centro de Investigaciones y Control Ambiental (CICAM) y del Departamento de Metalurgia Extractiva (DEMEX) de la Escuela Politécnica Nacional.

Los procedimientos empleados por el CICAM se detallan en la tabla 2.2.

Tabla 2.2. Procedimientos para caracterizar los lixiviados en el CICAM

Parámetro	Procedimiento
Coliformes fecales	APHA 9 222 D
Color	APHA 2 120
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	APHA 5 210 B
Demanda química de oxígeno (DQO)	APHA 5 220 D
Sólidos suspendidos (SS)	APHA 2 540 D
Sólidos totales disueltos	APHA 2 540 C
Sólidos totales	APHA 2 540 B

La determinación de la concentración de metales pesados se realizó con el equipo de Absorción Atómica AAnalyst 300 (Perkin Elmer). Además, los sólidos suspendidos y el color se analizaron de manera paralela en un equipo HACH DR 2800.

Tabla 2.3. Parámetros a analizarse y límites máximos permisibles por cuerpo receptor

PARÁMETROS	EXPRESADO COMO	UNIDAD	LIMITE MÁXIMO PERMISIBLE	
			Alcantarillado	Cauce de agua
Aluminio	Al	mg/L	5,0	5,0
Arsénico total	As	mg/L	0,1	0,1
*Bario	Ba	mg/L	5,0	2,0
Cadmio	Cd	mg/L	0,02	0,02
*Cobalto	Co	mg/L	0,5	0,5
Coliformes fecales	MNP/100ml		-	Remoción >99%
Cobre	Cu	mg/L	1,0	1,0
Cromo hexavalente	Cr+6	mg/L	0,5	0,5
Compuesto fenólicos	Expresado como fenol	mg/L	0,2	0,2
Color real	Color real	Unidades de color	-	Inapreciable en dilución: 1/20
Demanda bioquímica de oxígeno (5 días)	D.B.O ₅ .	mg/L	120	70
Demanda química de oxígeno	D.Q.O.	mg/L	240	123
*Hierro total	Fe	mg/L	25	10,0
Materia flotante	Visible	-	Ausencia	Ausencia
Manganeso	Mn	mg/L	10,0	2,0
Mercurio (total)	Hg	mg/L	0,01	0,005
Níquel	Ni	mg/L	2,0	2,0
Plomo	Pb	mg/L	0,5	0,2
pH	-	-	5 – 9	5 – 9
*Selenio	Se	mg/L	0,5	0,1
Sólidos sedimentables	-	mL/L	10	1,0
Sólidos suspendidos	SS	mg/L	158	100
*Sólidos Totales	ST	mg/L	1 600	1 600
Sulfatos	SO ₄	mg/L	400	1 000
Temperatura	-	°C	< 40	< 35
Zinc	Zn	mg/L	2,0	2,0

[MDMQ, 2007; *TULAS, 2003]

2.2. ENSAYOS DE ELECTROCOAGULACIÓN COMO TRATAMIENTO PRIMARIO DE LIXIVIADOS DEL RELLENO SANITARIO EL INGA

La electrocoagulación se utilizó para disminuir las concentraciones de DBO_5 , DQO, sólidos suspendidos, y color antes de ingresar al proceso de fitorremediación. Se describe a continuación los materiales utilizados y el procedimiento que se siguió.

2.2.1. MATERIALES Y EQUIPOS UTILIZADOS PARA LA REALIZACIÓN DE ENSAYOS DE ELECTROCOAGULACIÓN

- 40 L de muestra de lixiviado 1
- Rectificador de corriente ELECTROCOMERCIAL
- Multímetro SEDCO MAS830B
- 2 reactores para electrocoagulación. Reactor 1: capacidad: 1 L; dimensiones: 18,5 cm x 10 cm x 7,5 cm. Reactor 2: capacidad 3 L; dimensiones: 31 cm x 18 cm x 9,5 cm
- Espectrofotómetro de Absorción Atómica AAnalyst 300
- Espectrofotómetro HACH DR 2800
- Placas de aluminio de dos tamaños (7,5 cm x 5 cm x 0,1cm y 15,5 cm x 6 cm x 0,3 cm)

A continuación se presenta una explicación del funcionamiento de la celda de electrocoagulación.

Este proceso se realizó por lotes, se trabajó con dos reactores para tratar 1 y 3 L de efluente, se utilizó 6 y 8 electrodos de aluminio respectivamente para mantener la densidad de corriente en 53 A/m^2 sugerido por Morante, 2002. La separación entre electrodos fue de 3 cm. Las placas se conectaron al rectificador de corriente en paralelo, de esta manera el voltaje se mantuvo constante en el circuito

mientras que la intensidad de corriente se distribuyó en las placas. En la figura 2.3 se observa el esquema del reactor de electrocoagulación.

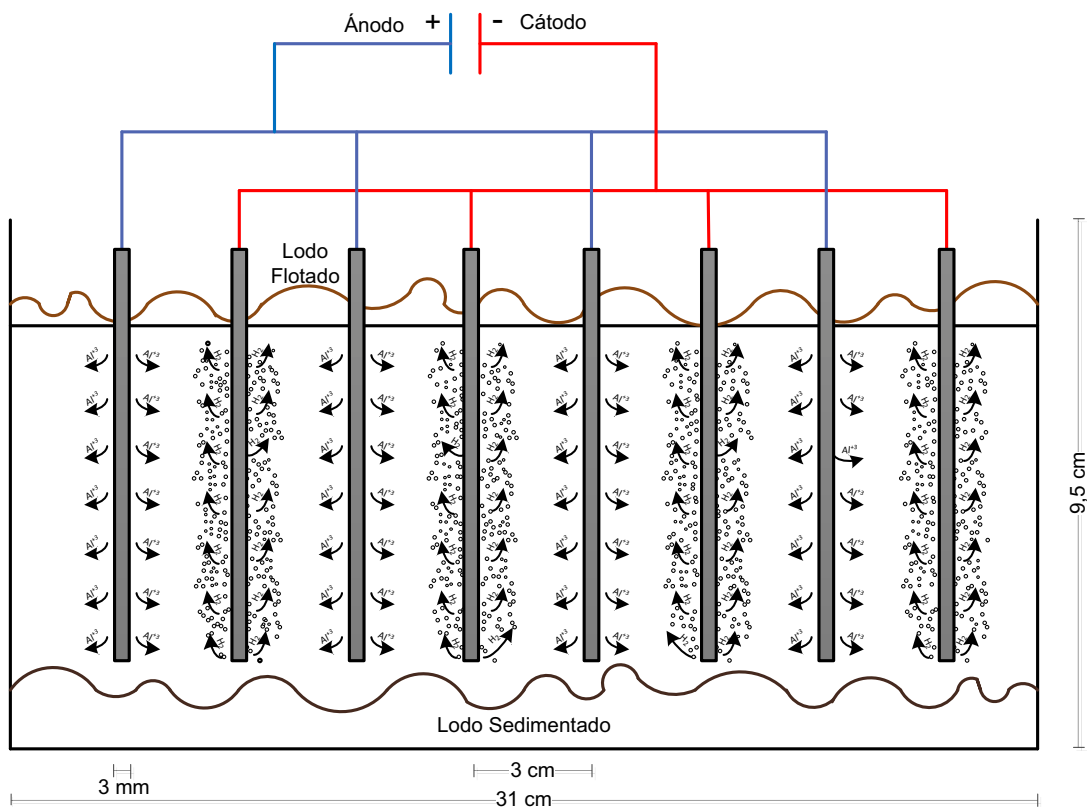


Figura 2.3. Esquema del reactor de electrocoagulación
(Manangón, 2010)

Una vez conectados los electrodos y dispuesto el efluente en el reactor, se inició el proceso de electrocoagulación, durante el cual, el material del ánodo se disolvió para formar el coagulante, hidróxido de aluminio. Mientras, en el cátodo se formaron burbujas debido a la producción de H^+ que provocaron la flotación de ciertos compuestos del efluente. El material que flotó se recolectó manualmente, mientras que el lodo formado, resultado de la coagulación se depositó en el fondo del reactor. Retirado el fango flotado y sedimentado mediante filtración con una tela, el efluente que queda se continuó al tratamiento de fitorremediación.

En la figura 2.4 se observa el reactor que se utilizó para tratar 3 L de lixiviado 1, con los electrodos conectados y en contacto con el efluente.



Figura 2.4. Reactor de electrocoagulación con 8 electrodos de aluminio

2.2.2. EFECTO DEL TIEMPO DE TRATAMIENTO SOBRE LA REMOCIÓN DE SÓLIDOS SUSPENDIDOS

El tiempo de tratamiento es uno de los parámetros que debe ser definido para disminuir el costo de operación del proceso.

Debido al alto contenido de sólidos suspendidos, el valor de su medición se utilizó para monitorear este parámetro y obtener un porcentaje de remoción superior al 70 %.

El procedimiento para esta determinación fue:

- Se dispuso el reactor con 8 electrodos de aluminio.
- Se colocó 3 L de efluente.

- Se conectaron los ánodos y cátodos a la corriente eléctrica y se fijaron los valores de intensidad de corriente eléctrica en 4 A y voltaje en 6 V.
- Se mantuvieron las condiciones durante 90 minutos.
- Se midieron la intensidad de corriente y voltaje cada 15 min.
- Se tomaron muestras de 15 mL cada 10 min, para el análisis de sólidos suspendidos. Antes de cada toma, la muestra se dejó sedimentar 5 min.
- Después de 90 min de operación se dejó sedimentar el efluente.
- Se realizó el mismo procedimiento para tratar 1 L de lixiviado, con una intensidad de corriente de 1,5 A y un voltaje de 6 V (53 A/m^2).

2.2.3. EFECTO DEL NUMERO DE ELECTRODOS EMPLEADOS SOBRE LA REMOCIÓN DE DQO, DBO₅, SÓLIDOS SUSPENDIDOS Y COLOR

El número de electrodos es una variable importante que determina la eficacia del proceso de electrocoagulación.

Los ensayos anteriores se realizaron para dos volúmenes de lixiviado (1 y 3 L) con la misma densidad de corriente (53 A/m^2). En este ensayo se trataron 3 L de lixiviado dispuestos en un reactor con 6 y 8 electrodos separados 3 cm, la disposición de los electrodos es similar al presentado en la figura 2.3.

La densidad de corriente para 6 electrodos es de 69 A/m^2 . Los parámetros que permitieron determinar el número de electrodos a utilizarse fueron DQO, DBO₅, sólidos totales, sólidos suspendidos y color.

El procedimiento seguido es similar al presentado en la sección 2.2.2. En este caso se dispuso primero el reactor con 6 electrodos y después con 8 electrodos.

Se tomó sólo una muestra después de 90 min de tratamiento para analizar los parámetros mencionados.

2.3. EVALUACIÓN DE LA CAPACIDAD DE REMOCIÓN DE DQO Y METALES PESADOS (Cu, Zn) EN SOLUCIONES SINTÉTICAS POR ESPECIES CULTIVADAS EN MEDIOS HIDROPÓNICOS

2.3.1. ENSAYOS PRELIMINARES PARA LA SELECCIÓN DE PLANTAS

Para seleccionar las plantas a utilizarse se consideraron estudios realizados sobre remoción de contaminantes en rellenos sanitarios (Peñuela *et al.*, 2010), la adaptabilidad, la capacidad de remoción de Cu, Zn y la DQO.

2.3.1.1. Reactivos y equipos para la realización de ensayos preliminares para la selección de plantas.

Para la selección preliminar de especies vegetales se utilizaron los siguientes materiales:

- Solución de cobre; 5 mg/L
- 2 plantas desarrolladas de 11 especies diferentes
- Erlenmeyer; 250 mL
- Matraz aforado; 1 L
- Balanza METTLER PJ300; precisión $\pm 0,001$ g
- Flexómetro; precisión $\pm 0,1$ cm

2.3.1.2. Método para la selección preliminar de plantas

El parámetro evaluado para la selección del tipo de planta fue la absorción de cobre de una solución sintética de 5 mg/L. El procedimiento fue el siguiente:

- Se recolectaron especies ya desarrolladas, entre ellas 9 plantas de gramíneas: cabrestillo, cortadera chicha, kikuyo, mar alfalfa, pasto dallis, pasto elefante, pasto marandu, pasto miel, ryegrass perenne y dos plantas de leguminosas: alfalfa y maní forrajero. Las plántulas fueron donadas por el Laboratorio de Pastos y Forrajes de la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad Central del Ecuador.
- Las plantas fueron recogidas a las 8 de la mañana en el valle de Tumbaco y posteriormente llevadas al DEMEX, donde se lavó la raíz con agua destilada.
- Se midió la longitud de raíz, tallo y hojas de cada planta, en el caso de los pastos que presentan un pseudotallo se midió en conjunto el tallo y la hoja más larga.
- Se prepararon soluciones sintéticas de cobre de 5 mg/L, para ello se pesó 0,0196 g de sulfato de cobre y se aforó a 1L con agua destilada.
- Se realizaron pruebas en paralelo, una de las plantas se colocó en 250 mL de agua destilada y la otra en 250 mL de la solución sintética.
- Se dejó en contacto durante 24 horas, tiempo al cual se tomó una muestra de 10 mL de la solución con cobre.
- Se analizó el estado de cada planta expuesta a la solución sintética.
- En la muestra de solución se determinó la concentración de cobre mediante absorción atómica y se determinó el porcentaje de remoción, por la diferencia entre la concentración inicial y final de cobre en la solución.
- Con base en los resultados obtenidos por absorción atómica y del análisis del comportamiento de cada planta se determinaron las especies a utilizarse.

2.3.2. PROCEDIMIENTO PARA PREPARACIÓN DE SOLUCIÓN NUTRITIVA

La solución nutritiva ha sido formulada para fomentar el crecimiento de plantas en cultivos sin suelo, su composición química puede variar ampliamente debido a que cada planta requiere diferentes concentraciones de nutrientes y de acuerdo a su etapa de crecimiento.

Para la elaboración de la solución nutritiva se consideraron los datos sugeridos por Gilsanz, 2007 que se detallan en la Tabla 1.5 de la sección 1.4.1.2, de este análisis se determinó la formulación inicial presentada en la tabla 2.4. Sin embargo, conforme se dio el desarrollo de las plantas los requerimientos de nutrientes varió y fue necesario realizar diferentes formulación basadas en esta inicial.

Tabla 2.4. Cantidad en mg/L de cada elemento para preparar la solución nutritiva.

Nutrimento	Concentración (mg/L)
Ca	180,00
N	225,00
K	450,00
P	80,00
Mg	45,00
S	64,00
Fe	2,00
Mn	0,50
Zn	0,05
Cu	0,00
B	0,50
Mo	0,05
Cl	0,00

Una vez obtenida la concentración de los nutrientes se preparó la solución con sales que en algunos casos suplen a dos nutrientes.

El procedimiento seguido fue el siguiente:

- Se pesó las sales que contienen cada una de los nutrientes como se presenta en la tabla 2.5.
- Las sales se colocaron en un matraz de 1 L de capacidad, se disolvieron y aforaron con agua destilada.

Tabla 2.5. Masa de las sales utilizadas en la preparación de la solución nutritiva

	Reactivo	Masa (g) para 40 L de solución
Macronutrientes	Nitrato de calcio	42,4241
	Nitrato de potasio	28,6373
	Sulfato de Magnesio	8,9144
	Fosfato diácido de Potasio	14,0594
Micronutrientes	Sulfato Férrico	0,3767
	Permanganato de Potasio	0,0544
	Sulfato de Zinc heptahidratado	0,0054
	Molibdato de Amonio	0,0034
	Ácido Bórico	0,1144

- Se colocó las sales disueltas en un tanque de 60 L de capacidad y se mezcló cada uno de los nutrientes; primero los macronutrientes y posteriormente los micronutrientes como se indica en la tabla 2.4.
- Después de la adición de cada sal se agregó agua destilada para asegurar la homogenización de la solución hasta completar 40 L.
- Se controló que el pH de la solución nutritiva se mantenga entre 6 y 8, valores adecuados para el óptimo crecimiento de las plantas. Cuando el pH se encontró bajo el valor límite se reguló con la adición de hidróxido de calcio, si el pH se encontraba sobre estos valores se adicionaba ácido clorhídrico concentrado.
- La solución preparada se almacenó en un tanque hermético de polietileno de alta densidad, en un lugar fresco y resguardado de la luz para evitar la degradación de sus componentes.

2.3.3. DESARROLLO DE CULTIVOS HIDROPÓNICOS

Se implementaron semilleros hidropónicos para las especies que presentaron el mayor porcentaje de remoción de cobre; se utilizó semilla sexual (proveniente de la flor) y material vegetativo (injertos de plantas desarrolladas).

2.3.3.1. Método para la implantación de semillero mediante el método de cultivo en agua con semilla sexual

El procedimiento que se siguió para la implantación de semilleros en cultivo en agua con semilla sexual fue el siguiente:

- Se cortó la espuma de poliuretano en cubos de 2 cm de arista y se le realizó una ranura de aproximadamente 1 cm en uno de los lados para insertar la semilla.
- Se remojó los cubos con agua destilada para que este proporcione la adecuada humedad a las semillas.
- Se insertó la semilla en los cubos, tres semillas para los pastos y una para la alfalfa; se colocó ordenadamente en recipientes plásticos como se observa en la figura 2.5 y se les adicionó agua destilada hasta cubrirlos completamente.



Figura 2.5. Cubos de poliuretano de 2 cm de arista

- Se taparon los recipientes y se dejaron reposar los cubos con el agua durante 24 horas para que las espumas de poliuretano capten la humedad necesaria para iniciar la germinación de la semilla.
- Los recipientes se colocaron en un lugar oscuro para evitar la evaporación del agua y la exposición de la semilla a la luz con lo cual se favoreció su brote.

- Transcurridas las 24 horas se retiró el agua en exceso para evitar el pudrimiento de la semilla, se taparon nuevamente los recipientes y se colocaron en un lugar oscuro.
- Cada día se revisaron los recipientes para controlar el surgimiento de las plantas.
- Una vez transcurrido el tiempo de la germinación se retiraron las que no brotaron o se pudrieron, las plántulas que se desarrollaron se trasladaron a bandejas con solución nutritiva para favorecer el desarrollo de sus raíces.

El control de crecimiento se realizó a partir de la germinación de las semillas sexuales.

- Una vez que la semilla germinó, se controló el tiempo al cual la raíz de las plantas sobresale de la espuma por la parte inferior y la planta presenta dos hojas verdaderas. Cuando esto sucedió, se procedió a llevarlas a bandejas plásticas.
- Se colocó una malla metálica dividida en cuadrículas sobre las bandejas y en las aberturas se ubicó los cubos con las plántulas como se observa en la figura 2.6.



Figura 2.6. Primer trasplante a bandejas de crecimiento a la derecha alfalfa y ryegrass perenne a la izquierda.

- Se cubrieron los bordes de las bandejas con cartulina negra para evitar que la luz del sol incida en las raíces. Se adicionó la solución nutritiva de modo

que esté en contacto con los cubos de espuma con lo cual se logró que la raíz esté siempre hidratada.

- Diariamente se agitó manualmente la solución nutritiva con una varilla para proveer de oxígeno a las raíces de la planta y evitar su muerte.
- Las plantas se colocaron en un lugar con suficiente claridad pero no directamente a la luz del sol. Se realizó un control de la plantas y de la solución cada 3 días para retirar las que habían muerto, medir sus dimensiones y evitar la formación de algas en las raíces.
- Las plantas permanecieron en las bandejas aproximadamente 3 semanas, tiempo al cual la raíz alcanzó una longitud de 15 cm aproximadamente por lo cual se realizó un nuevo trasplante a recipientes de mayor profundidad.
- Se cortó la plancha de espuma de poliestireno en forma de tablero con una abertura de 2 cm de lado y separados por un centímetro entre cada abertura.
- Se colocaron las plantas en los recipientes aun con la espuma de poliuretano, de igual forma que en las bandejas se recubrieron los lados de los contenedores con cartulina negra para evitar el paso de la luz del sol a las raíces como se observa en la figura 2.7.

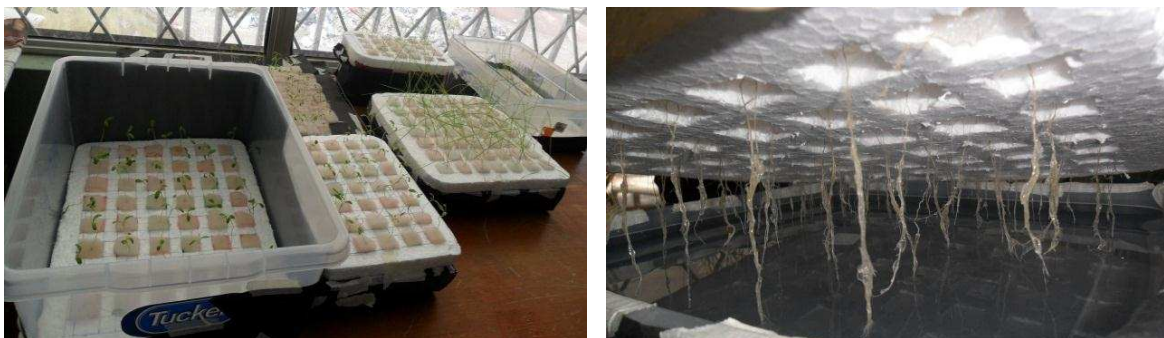


Figura 2.7. Segundo trasplante a recipientes más profundos (derecha). Desarrollo de las raíces (izquierda)

- Se controló semanalmente la oxigenación de la solución, posibles afecciones en el crecimiento y el desarrollo de las plantas mediante la medición de su longitud aérea.

- Una vez alcanzado un tamaño aéreo y radicular entre de 15–20 cm, y presentar hojas verdaderas resistentes se realizó un tercer trasplante al sustrato inerte final (grava-piedra pómez).
- Se determinó la adaptabilidad después de tres semanas de haberse realizado el trasplante.

2.3.3.2. Preparación del medio inerte: grava y piedra pómez

Para la preparación del medio inerte, grava, se siguió el siguiente procedimiento:

- Se recolectó grava, usada para en la construcción, y se tamizó usando una malla de 1 x 1 m con abertura de 2 cm.
- La fracción de grava con tamaño menor a 2 cm, se colocó en una tina plástica de 25 L donde se lavó con agua potable toda la tierra y basura que siempre acompaña esta clase de materiales de construcción.
- Se dejó el agua correr hasta que esta presentara un color transparente.
- Se colocó la grava en la tina plástica, se agregaron 20 L de agua y después 100 mL de cloro en solución para desinfectarlo (5 mL de cloro por cada litro de agua).
- Se dejó reposar durante 1 hora y se lavó con agua destilada.
- Se dejó la grava al aire para que se seque y así poder utilizarla posteriormente.
- Se realizó el mismo procedimiento hasta completar la cantidad de grava requerida.

Para la preparación del medio inerte, piedra pómez, se siguió el siguiente procedimiento:

- La piedra pómez se trituró hasta obtener un diámetro de partícula menor a 2 cm.
- Se tamizó el material para eliminar los finos.

- El lavado de la piedra pómez se realizó solamente con agua. El procedimiento es el mismo que para la grava.

En la figura 2.8 se presenta el procedimiento seguido para la preparación del medio inerte constituido por grava y piedra pómez. Estos materiales fueron utilizados para la implementación de semilleros y posteriormente en la instalación del humedal artificial.

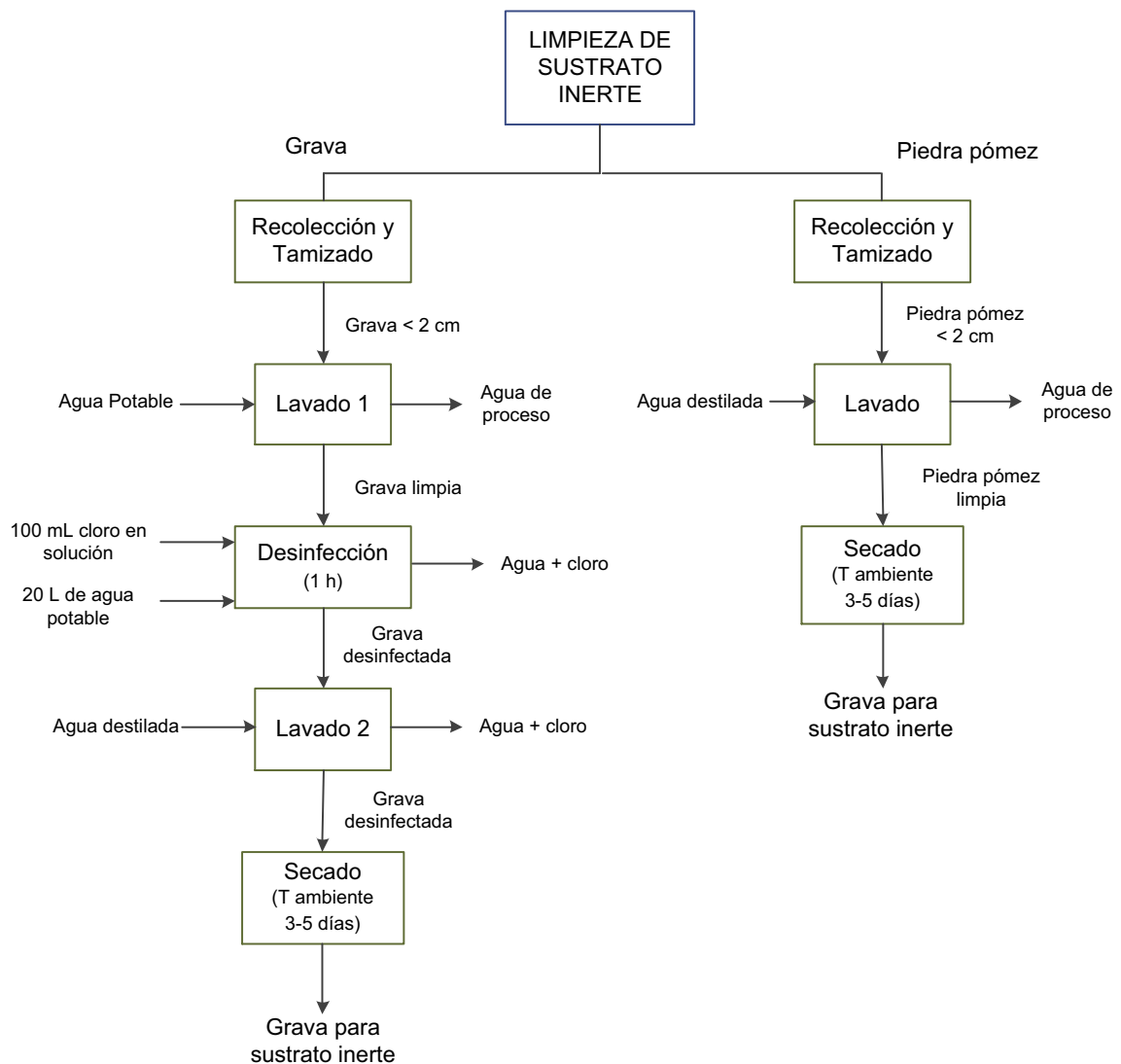


Figura 2.8. Procedimiento para limpieza de medio inerte

2.3.3.3. Método para la implantación de semillero y control de crecimiento mediante cultivo hidropónico en sustrato inerte (grava-piedra pómez) con semilla sexual

- El sustrato inerte previamente desinfectado se colocó en recipientes plásticos, se inundó con agua destilada y se dejó en reposo por tres horas para que esté completamente hidratado, posteriormente se drenó el agua.
- Las semillas secas de pastos y alfalfa se sembraron en el sustrato húmedo a 1 cm de la superficie aproximadamente, se colocaron tres semillas en los pastos y una en la alfalfa.
- Terminada la siembra se agregó agua destilada hasta cubrir la grava y se dejó en reposo durante 24 horas para estimular la germinación de la semilla.
- Después de las 24 horas, se drenó el agua remanente para evitar el pudrimiento de la semilla; sin embargo, debido a la poca retención de agua de sustrato se realizó un riego diario para evitar que la semilla pierda su humedad. Después de cada riego se realizó un drenaje del agua remanente.
- Durante la etapa de germinación hasta el apareamiento de las dos hojas verdaderas se regó las plantas con agua destilada; después de que aparecieron las hojas verdaderas se procedió a regarla diariamente con la solución nutritiva como se observa en la figura 2.9.

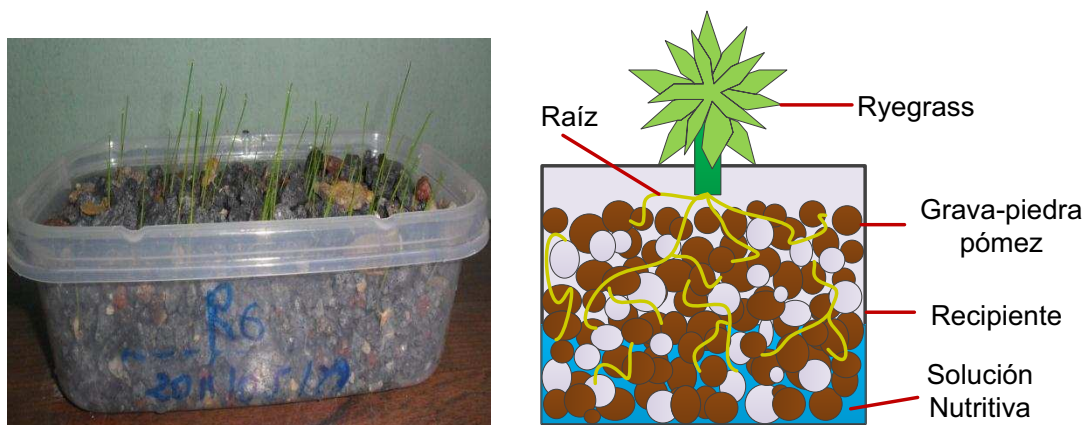


Figura 2.9. Plántulas de ryegrass en sustrato inerte

- La solución se mantuvo en contacto con las plántulas durante una hora tras la cual se procedió a drenarla con ayuda de un agujero en la parte inferior del recipiente plástico.
- El control del crecimiento se realizó en la parte aérea, diariamente durante el proceso de germinación y semanalmente cuando aparecieron las hojas verdaderas.
- Mediante el control del crecimiento se determinó su adaptabilidad y capacidad de crecimiento.

2.3.3.4. Método para la implantación de semilleros mediante cultivo hidropónico en sustrato inerte (grava-piedra pómez) con material vegetativo

El procedimiento que se siguió para la implantación de semilleros en sustrato inerte con material vegetativo se presenta a continuación:

- Se recolectó material vegetativo (plántulas y tallos maduros) de las especies seleccionadas y se midió el tamaño de la raíz, tallo y hojas.
- Se llenó recipientes con grava-piedra pómez previamente desinfectada de diámetro de partícula menor a 2 cm.
- Se colocaron las plántulas en la grava de modo que ésta cubra la raíz en su totalidad.
- Se adicionó la solución nutritiva hasta cubrir la grava y se dejó en contacto con las plántulas durante 3 horas, tiempo al cual se drenó el líquido remanente.
- El riego con solución nutritiva se realizó diariamente, se dejó la solución en contacto durante 30 minutos y después se drenó.
- Se determinó la adaptabilidad y la capacidad de crecimiento de la planta en función de las características que presentaban como: desarrollo foliar, radicular y propagación.

2.3.4. REMOCIÓN DE DQO DE SOLUCIONES SINTÉTICAS POR ESPECIES CULTIVADAS EN MEDIOS HIDROPÓNICOS

Con las especies vegetales que presentaron mejores características de adaptabilidad al medio inerte se realizaron ensayos con soluciones sintéticas con una DQO de 4 000 mg/L. Los nutrientes fueron provistos por el mismo medio sintético por lo cual no fue necesario el empleo de solución nutritiva.

2.3.4.1. Preparación de agua residual sintética con una DQO de 4 000 mg/L

Se utilizó solución sintética para determinar la eficiencia de remoción de materia orgánica por las plantas. Esta solución se preparó en el laboratorio con sales y otros compuestos que aportaron fuentes de nitrógeno, fósforo, carbono y valores para obtener una DQO de 4 000 mg/L. La preparación se realizó de acuerdo a lo sugerido por Reyes y Reyes, 2009.

Las cantidades de los reactivos utilizados se presentan la tabla 2.6.

Tabla 2.6. Cantidad en mg/L de cada sal utilizada en la preparación de agua residual sintética con DQO de 4 000 mg/L

Compuesto	Fórmula	Cantidades (mg/L)
Azúcar		3,4
Levadura		0,784
Urea	NH_2CONH_2	0,248
Cloruro de calcio	CaCl_2	0,011
Sulfato de magnesio	MgSO_4	0,009
Fosfato ácido de potasio	K_2HPO_4	0,013
Fosfato diácido de potasio	KH_2PO_4	0,011
Cloruro férrico	FeCl_3	0,001
Bicarbonato de sodio	NaHCO_3	0,2

2.3.4.2. Aplicación de la fitorremediación con soluciones sintéticas de 4 000 mg/L DQO

Para la aplicación de este tratamiento se utilizaron dos especies vegetales cuyos desarrollos en cultivos hidropónicos presentaron las mejores características. El procedimiento para la aplicación de la fitorremediación con agua residual sintética fue el siguiente:

- Se caracterizó la apariencia de la planta al inicio del tratamiento, se midió la longitud de las hojas y tallos, la raíz no se midió debido a que se encontraba bajo el sustrato inerte.
- Después de preparar la solución se midió su pH inicial y se tomó una muestra de 100 mL para determinar la concentración de la DQO.
- Se colocaron 4 L de solución en cada recipiente de las dos especies seleccionadas. Se dejó en contacto durante 48 horas.
- Después de dos días se tomó una muestra de 100 mL para realizar el análisis de la DQO.
- En las muestras colectadas se analizó la DQO en los laboratorios del CICAM y en el DEMEX se realizó una medición en paralelo mediante oxidabilidad al permanganato (Rodríguez, 2000). Este procedimiento se describe en el Anexo I.
- La diferencia entre la concentración inicial y final de DQO permitió determinar el porcentaje de remoción del contaminante.

2.3.5. REMOCIÓN DE METALES PESADOS EN SOLUCIONES SINTÉTICAS POR ESPECIES CULTIVADAS EN MEDIOS HIDROPÓNICOS

A las especies seleccionadas después de realizar los cultivos hidropónicos se les realizaron ensayos con soluciones sintéticas de cobre y zinc aforadas con solución nutritiva al 50 %.

2.3.5.1. Preparación de soluciones sintéticas de cobre y zinc

Antes de empezar los ensayos es necesario preparar soluciones estándar de cobre y zinc.

- Se pesó las siguientes cantidades para preparar 9 L de solución sintética. Se trabajó con concentraciones de 10 mg/L de cada metal.
 - Masa para 10 mg/L de cobre: 0,3537 g de sulfato de cobre tetra hidratado.
 - Masa para 10 mg/L de zinc: 0,3956 g de sulfato de zinc heptahidratado.

2.3.5.2. Aplicación de la fitorremediación con soluciones sintéticas de cobre y zinc

Para la aplicación de este tratamiento se utilizaron plantas que crecieron en cultivos hidropónicos. El procedimiento para la aplicación de la fitorremediación con soluciones sintéticas fue el siguiente:

- Se caracterizó la apariencia de la planta al inicio del tratamiento, se midió la longitud de las hojas y tallos, la raíz no se midió debido a que se encontraba bajo el sustrato inerte.
- Después de preparar la solución se midió el pH inicial y se tomó una alícuota de 10 mL.
- Se colocaron 4,5 L de solución sintética en cada recipiente de las dos especies seleccionadas.
- Diariamente se drenó la solución contenida en los recipientes, se la dejó en reposo, se tomó una alícuota de 20 mL y se midió su pH para luego ser devuelta al recipiente.
- Se analizó mediante absorción atómica la concentración de cobre y zinc presentes en las alícuotas tomadas y con esto se determinó el porcentaje de remoción para de cada planta.

- Se controlaron además, los cambios físicos que presentaban las plantas en la parte aérea (hojas) conforme transcurría el tiempo de contacto con las soluciones.
- Una vez terminado el tratamiento se retiraron las plantas de la grava y se secaron al ambiente durante dos semanas para realizar la disgregación ácida y determinar el porcentaje de absorción por las hojas, raíz y tallo.

2.3.5.3. Disgregación ácida de plantas utilizadas en el proceso de fitorremediación con soluciones sintéticas.

Terminado el tratamiento de fitorremediación se realizaron disgregaciones ácidas de las plantas utilizadas. Para este procedimiento se emplearon los materiales siguientes:

- Ácido nítrico concentrado (HNO_3)
- Balanza METTLER PC 440; precisión $\pm 0,001$ g
- Lunas de reloj de diámetro 10 cm
- Plancha de calentamiento modelo MLS – 3006 marca LabTech
- Plantas secas utilizadas en el proceso de fitorremediación
- Sorbona modelo C200X
- Vasos de precipitación de 250 mL

El procedimiento para la disgregación ácida fue el siguiente:

- Se colocaron en bandejas cada especie por separado y se secaron las plantas al ambiente durante dos semanas.
- Transcurrido este tiempo se fragmentó las plantas en tres partes: la raíz, el tallo y las hojas. Posteriormente se cortaron en trozos pequeños para ser pesados.
- Para iniciar la disgregación ácida se pesaron 2 g de cada parte y se colocaron en vasos de precipitación de 250 mL.

- Se adicionó 15 mL de ácido nítrico a cada vaso, se cubrió con la luna de reloj y se los colocó sobre la plancha de calentamiento dentro de la sorbona.
- Se mantuvo el vaso en la plancha de calentamiento hasta que todo el material orgánico se disolvió.
- Una vez disuelto el material se dejó enfriar y se aforó a 50 mL con agua destilada. Esta solución se filtró y se tomo una alícuota de 20 mL de la cual se realizó una lectura por absorción atómica para determinar la concentración de metales presentes en cada parte de la planta.

2.4. IMPLANTACIÓN DE UN SISTEMA DE HUMEDALES ARTIFICIALES TIPO SISTEMA DE AGUA SUBSUPERFICIAL VERTICAL PARA TRATAMIENTO DE SOLUCIONES SINTÉTICAS

El diseño e implantación del sistema de humedales se realizó de acuerdo a los datos obtenidos para los ensayos realizados con soluciones sintéticas en pequeños humedales artificiales a escala laboratorio.

2.4.1. DISEÑO DE HUMEDALES ARTIFICIALES TIPO SISTEMA DE AGUA SUBSUPERFICIAL VERTICAL

A continuación se detalla el procedimiento que se siguió para el dimensionamiento del sistema de humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical.

Para la obtención de las ecuaciones de diseño se consideró que los humedales se comportan como reactores de flujo ideal en pistón en los cuales los contaminantes se degradan siguiendo modelos cinéticos de primer orden. (García y Corzo, 2008). Por tanto:

$$\frac{C_o}{C_f} = e^{kt} \quad [2.1]$$

Donde:

- k: constante cinética de primer orden (día⁻¹)
- C_o: concentración inicial del contaminante (mg/L)
- C_f: concentración final del contaminante (mg/L)
- t: tiempo de reacción (día)

Para determinar la constante cinética se linealizó la ecuación 2.1 y se obtuvo la ecuación 2.2 (Fogler, 2006).

$$\ln(C_f) = -kt + \ln(C_o) \quad [2.2]$$

A partir de la consideración de cinética de primer orden se obtuvo la siguiente ecuación de diseño que permite dimensionar la superficie del humedal artificial:

$$A_S = \frac{Q}{k \cdot \varepsilon \cdot h} * \ln \left[\frac{C_o}{C_f} \right] \quad [2.3]$$

Donde:

- A_S: superficie del humedal (m²)
- Q: caudal medio (m³/día)
- ε: porosidad (tanto por uno)
- h: profundidad del humedal (m)

Una vez que se dimensionó la superficie del humedal, se procedió a comprobar que cada contaminante en el efluente esté dentro de los parámetros deseados.

Se utilizó para ello la ecuación de degradación:

$$C_f = \frac{C_o}{e^{\frac{k \cdot A_S \cdot h \cdot \varepsilon}{Q}}} \quad [2.4]$$

Para la determinación de las dimensiones del humedal se basó en la relación sugerida por Sánchez, 2010 donde la relación L:W es igual a 1,5:1; con la cual se obtuvo las ecuaciones siguientes:

$$W = \sqrt{\frac{A_s}{1,5}} \quad [2.5]$$

$$L = \frac{A_s}{W} \quad [2.6]$$

Se determinó además el tiempo de contacto con el medio granular:

$$t = \frac{A_s * h * \varepsilon}{Q} \quad [2.7]$$

El número mínimo de humedales a construirse debe ser dos para evitar sobrecarga en el sistema y mejorar la eficiencia del proceso. Se delineó; además, los sistemas de salida, entrada y drenaje del efluente.

2.4.2. IMPLANTACIÓN DE UN SISTEMA DE HUMEDALES ARTIFICIALES TIPO SISTEMA DE AGUA SUBSUPERFICIAL VERTICAL

Una vez determinadas las dimensiones del humedal artificial se divide la superficie en un número adecuado de celdas, mínimo dos celdas para asegurar una distribución uniforme del agua residual en todo el lecho y para minimizar la acumulación de masa al final de la celda [García y Corzo, 2008; Sánchez, 2010].

Instalada la estructura para los humedales se procedió a colocar el medio granular (sustrato inerte). Se conformaron tres zonas como se observa en la figura 2.10. En la primera zona se colocó grava con diámetro de partícula de 2–4 cm, en la siguiente se depositó grava menor a 2 cm y en la última fase, donde se desarrollarían las raíces se empleó una mezcla de piedra pómez-grava con tamaño menor a 2 cm.

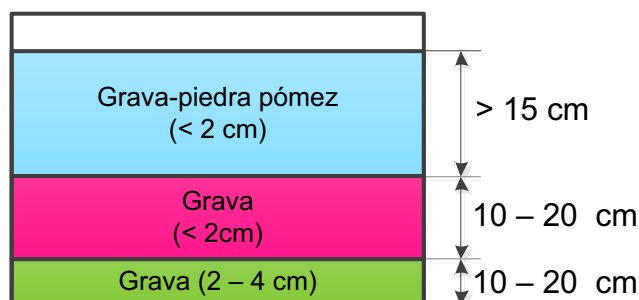


Figura 2.10. Distribución de las capas de medio granular en un humedal vertical
(García y Corzo, 2008)

Colocado el medio granular se procedió a realizar la siembra de las especies seleccionadas. Una especie en cada humedal. Finalmente, se colocaron los sistemas de distribución y recolección de agua.

Una vez implantado el humedal se realizaron pruebas con soluciones sintéticas de cobre y zinc de 20 mg/L para determinar la eficiencia en la remoción de este trazador. El procedimiento que se siguió es similar al descrito en la sección 2.3.5.2, la diferencia radica en que en el humedal se trabajó con un flujo de entrada de 2,5 L/h.

2.5. EVALUACIÓN DEL PORCENTAJE DE REMOCIÓN DE DBO₅, DQO, SÓLIDOS (SUSPENDIDOS, DISUELTOS Y TOTALES), COLOR, COLIFORMES FECALES Y METALES PESADOS (Zn y Cu) EN HUMEDALES ARTIFICIALES PARA LIXIVIADOS DEL INGA PRETRATADOS POR ELECTROCOAGULACIÓN

Para la aplicación de la fitorremediación se utilizó un sistema de humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical. El flujo de trabajo fue de 2,5 L/h para el lixiviado 1 y 2.

2.5.1. REMOCIÓN DE DBO₅, DQO, SÓLIDOS (SUSPENDIDOS, DISUELTOS Y TOTALES), COLOR, COLIFORMES FECALES PRESENTES EN LOS LIXIVIADOS

La DBO₅, DQO, sólidos (suspendidos, disueltos y totales), color y coliformes fecales presentan las concentraciones más significativas en la composición de los lixiviados y son los parámetros más importantes dentro de su caracterización por ello fueron evaluados en esta sección.

El procedimiento para evaluar la fitorremediación como proceso de tratamiento secundario se describe a continuación:

- Se caracterizó la apariencia de la planta al inicio del tratamiento, se midió la longitud de las hojas y tallos.
- Se filtraron 20 L de lixiviado pretratado por electrocoagulación con una tela filtrante de 0,01 mm de poro.
- Se colocó el lixiviado en el tanque de alimentación y se acondicionó el pH (6 - 8).
- Se bombearon los lixiviados mediante una bomba JAD SP-600, el caudal de ingreso al humedal fue de 2,5 L/h.
- El lixiviado pasaba a través del humedal en un día, se realizó una recirculación del lixiviado durante 2 días para cumplir con el tiempo de residencia calculado.
- Después de 2 días se tomó una muestra de 2 L, en la cual se analizó los parámetros a evaluarse. Los análisis se realizaron en los laboratorios del CICAM.
- Los valores obtenidos en los parámetros evaluados se compararon con los postulados para descargas líquidas en la Ordenanza 213 del MDMQ y el TULAS.
- El mismo procedimiento se realizó para el lixiviado de la piscina 18, el cual no fue pretratado por electrocoagulación.

2.5.2. REMOCIÓN DE METALES PESADOS (Cu, Zn) PRESENTES EN LOS LIXIVIADOS MEDIANTE FITORREMEDIACIÓN

Para evaluar la remoción de metales pesados mediante fitorremediación se siguió el mismo procedimiento descrito en la sección 2.5.1. En este caso, los parámetros fueron analizados en el DEMEX, mediante un equipo de absorción atómica.

2.5.3. REMOCIÓN DEL COLOR DE LOS LIXIVIADOS DEL RELLENO SANITARIO EL INGA POR EL PROCESO DE ADSORCIÓN EN CARBÓN ACTIVADO

Para la disminuir la intensidad del color del lixiviado se realizó un proceso adicional de adsorción en carbón activado, el cual es un tratamiento de acabado que permitió su remoción y además la disminución de la presencia de contaminantes antes de su descarga.

2.5.3.1. Cinética de remoción de color con carbón activado

- Se colocaron 100 mL de muestra de lixiviado pretratado por fitorremediación en vasos de precipitación de 250 mL.
- A tiempo $t = 0$, se colocaron 2,5; 3,5; 5; 7,5 y 10 g de carbón activado granulometría malla 8 x 20.
- La solución se llevó a una plancha de agitación modelo MLS-3006, marca LabTech, a una velocidad 500 rpm.
- Se tomaron 10 mL de muestra a tiempos de 0,5; 1; 1,5; 2 y 4 h.
- Se filtró la muestra con papel filtro cuantitativo de abertura de poro 0,01 mm y se analizó la variación del color.
- Se determinó la cinética de adsorción al graficar la remoción de color en función del tiempo.

2.5.3.2. Determinación de la isoterma de adsorción

- Se colocaron 100 mL de muestra de lixiviado en vasos de precipitación de 250 mL.
- A tiempo $t = 0$, se colocaron distintas cantidades de carbón activado granulometría malla 8 x 20 en cada vaso. Las cantidades fueron 2,5; 3,5; 5; 7,5 y 10 g.
- Se agitó la solución en una plancha de agitación modelo MLS-3006, marca LabTech, a una velocidad 500 rpm.
- La agitación se mantuvo en agitación durante 4 h.
- Se filtro la muestra con papel filtro cuantitativo de abertura de poro 0,01 mm y se tomó una alícuota de 10 mL para el análisis de remoción de color.
- La isoterma de adsorción se obtuvo al graficar los mg Pt-Co/g carbón en función de la concentración de color (mg Pt-Co/L) al final del tratamiento. El gráfico se realizó a escala logarítmica como se describe en la sección 1.2.2.5.

2.5.3.3. Evaluación de la capacidad de adsorción en columnas empacadas de carbón activado para lixiviados pretratados con fitorremediación y electrocoagulación – fitorremediación

A escala industrial el tratamiento de adsorción en carbón activado se lleva a cabo en columnas empacadas. Por esta razón, después de estudiar el comportamiento del lixiviado con carbón activado en agitación se utilizó una columna empacada.

El procedimiento seguido para este ensayo fue el siguiente:

- Se rellenó una columna de vidrio de 5 cm de diámetro con 300 g de carbón activado granulometría malla 8x20 (altura del lecho 57 cm).
- Se mantuvo un flujo de ingreso a la columna de 0,04 mL/min de lixiviado pretratado por fitorremediación durante 2 h, mediante el uso de una bomba JAD SP-600.

- Se tomó una muestra de 2 L para el análisis de los parámetros a evaluarse.
- Se realizó el mismo procedimiento para el lixiviado pretratado con fitorremediación – electrocoagulación.

En la figura 2.11 se muestra un esquema de la columna empleada en el tratamiento de los lixiviados.

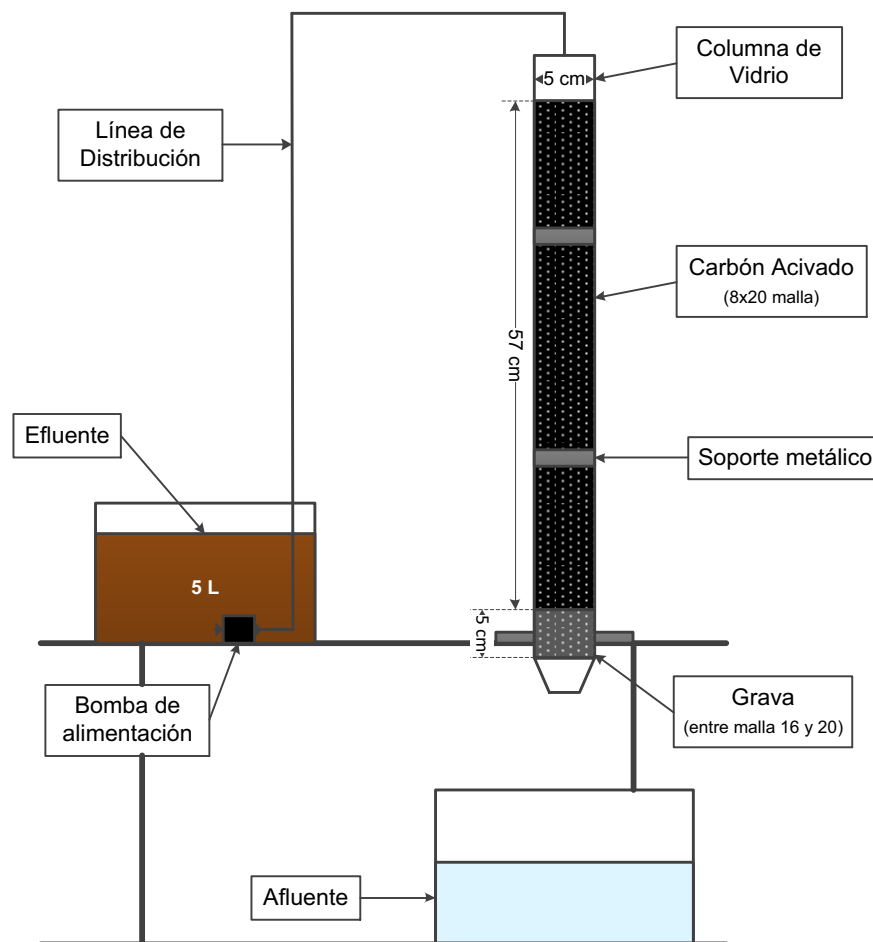


Figura 2.11. Esquema de la columna empleada en la remoción de color de lixiviado

En la figura 2.12 se muestra la columna de carbón activado utilizada en los ensayos realizados.

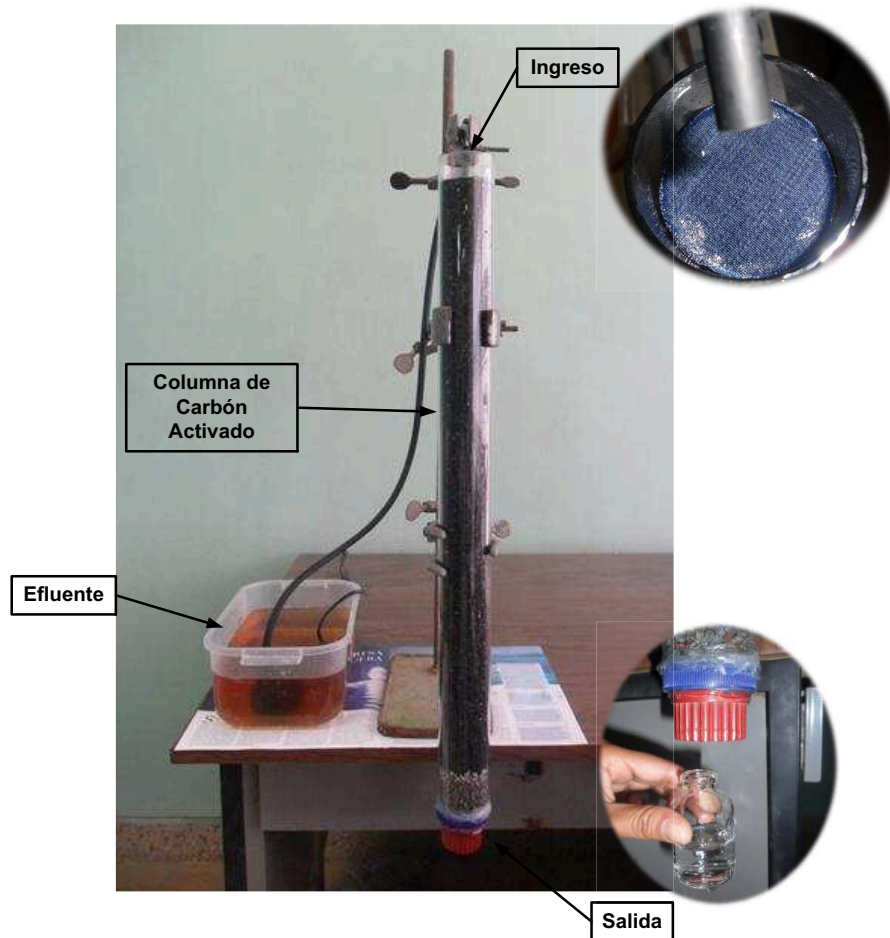


Figura 2.12. Columna de carbón activado utilizada en ensayos

2.6. DEFINICIÓN DEL ESQUEMA Y EVALUACIÓN ECONÓMICA PRELIMINAR PARA EL TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS DEL RELLENO SANITARIO EL INGA

2.6.1. DEFINICIÓN DEL ESQUEMA PARA EL TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS DEL RELLENO SANITARIO EL INGA

Se desarrollaron dos esquemas de tratamiento para depurar 120 m³/día de lixiviado.

- Uno para el lixiviado proveniente de la piscina N° 2 (lixiviado 1), lixiviado sin ningún tratamiento previo.

- Otro para el lixiviado de la piscina N° 18, lixiviado pretratado con aireación, lodos activados y MBR (lixiviado 2).

Con base en los mejores parámetros obtenidos en laboratorio y a escala piloto se determinó la secuencia de operaciones unitarias necesarias para la depuración de los dos tipos de lixiviados. Se describe a continuación el dimensionamiento de los equipos empleados en cada etapa del tratamiento.

2.6.1.1. Electrocoagulación: dimensionamiento del reactor de electrocoagulación

Para el cálculo del volumen con el cual operara el reactor se tomó en consideración el caudal máximo de lixiviado a tratar y el tiempo de retención obtenido de los ensayos propuestos en la sección 2.2. El volumen máximo de lixiviado a tratar se calculó con la siguiente ecuación:

$$V_{max} = Q_{max} * t_R \quad [2.8]$$

Donde:

V_{max} : Volumen máximo de lixiviado a tratar (L)

Q_{max} : Caudal máximo de lixiviado (L/h)

t_R : tiempo de retención (h)

El reactor se diseñó considerando una distribución volumétrica que comprende tres zonas: zona de flotación, zona de reacción y zona de sedimentación. La zona de flotación y sedimentación equivalen cada una a $\frac{1}{4}$ del volumen total del reactor y la zona de reacción equivale a las $\frac{2}{4}$ partes (Arango y Garcés, 2007).

Para determinar las dimensiones del reactor a utilizarse se consideró los datos presentados en la sección 2.2.

2.6.1.2. Fitorremediación: dimensionamiento del sistema de humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical

El dimensionamiento para las celdas que conforman el sistema de humedales artificiales se encuentra descrito en la sección 2.4.1.

2.6.1.3. Adsorción: dimensionamiento de una columna empacada de carbón activado

El diseño de la columna se realizó para procesar 120 L/día de lixiviado. Se consideraron los modelos de diseño sugeridos por Benavides y Posada, 2004, Flores, 2006 y Martínez, 2010.

Para el diseño de la columna se tomó en consideración que, generalmente, la altura de los lechos de carbón activado granular son de 1 a 10 m; mientras que el diámetro es de 0,3 a 4,0 m (Martínez, 2010).

El diámetro de la columna es un parámetro que puede ser modificado para cumplir la relación:

$$\frac{H}{D} \sim 10$$

Las siguientes ecuaciones de diseño se utilizaron para la determinación de la altura carbón activado en la columna.

En primer lugar, con base en los datos obtenidos en la sección 2.5.1 se determinó las constantes de la isoterma de adsorción.

Se determinó la masa de contaminante adsorbido mediante la ecuación siguiente:

$$x = (C_o - C_f) * V \quad [2.9]$$

Donde:

x: masa de contaminante adsorbido (mg)

C₀: concentración inicial del contaminante (mg/L)

C_f: concentración final del contaminante (mg/L)

V: volumen de efluente (L)

En función de la isoterma de adsorción se calcula la masa de carbón activado (m) requerida, con la siguiente ecuación:

Isoterma de Freundlich:

$$m = \frac{x}{k * C_f^{1/n}} \quad [2.10]$$

Isoterma de Langmuir:

$$m = \frac{x (1 + b C_f)}{a C_f} \quad [2.11]$$

Se utilizó la densidad del carbón activado para determinar el volumen que el carbón activado en la columna. La ecuación que se utilizó es la siguiente:

$$V_{CA} = m * \rho_{CA} \quad [2.12]$$

Donde:

V_{CA}: volumen de carbón activado en la columna (L)

m: masa de carbón activado (g)

ρ_{CA}: densidad del carbón activado (g/L)

El área transversal de la columna se calculó con la ecuación:

$$A_T = \pi * r^2 \quad [2.13]$$

Donde:

A_T : Área transversal de la columna (m^2)

r : radio de la columna (m)

En base a estos parámetros se calculó la altura del lecho de carbón (H_C) con la siguiente ecuación:

$$H_C = \frac{V_{CA}}{A_T} \quad [2.14]$$

La columna debe tener un espacio mínimo necesario para el retrolavado y regeneración del carbón. Benavides y Posada, 2004 sugieren que la altura del lecho del carbón sea del 70 % del total de la columna. Además, sugiere incorporar un factor de sobrediseño de 1,15 para asegurar el correcto funcionamiento de la columna en caso de que las condiciones de operaciones difieran con el diseño original.

Otros parámetros importantes que se determinaron fueron el tiempo de contacto y la velocidad lineal. Estos parámetros se calcularon con las siguientes ecuaciones:

$$t_c = \frac{24 * V_{CA}}{Q} \quad [2.15]$$

Donde:

t_c : Tiempo de contacto (h)

Q : Caudal medio (L/día)

V_{CA} : Volumen de carbón activado en la columna (L)

$$v = \frac{Q}{1\,000 * A_T} \quad [2.16]$$

Donde:

v : Velocidad lineal (m/h)

2.6.2. EVALUACIÓN ECONÓMICA PRELIMINAR PARA EL TRATAMIENTO DE LIXIVIADO DEL RELLENO SANITARIO EL INGA

Para la evaluación económica preliminar se consideró los costos de implementación de cada proceso del sistema de tratamiento.

2.6.2.1. Costos para electrocoagulación

La energía consumida y el costo de los ánodos de sacrificio, en este caso aluminio son los principales parámetros que se tomaron en cuenta para determinar el costo de la electrocoagulación. La cantidad de aluminio disuelto en el mejor de los resultados en la depuración del efluente fue ocupado también como base para el cálculo de los costos. No se tuvo en cuenta el valor del tratamiento de la espuma ni de los lodos producidos.

Para calcular la energía consumida por la celda electrolítica se utilizó la ecuación 2.17

$$E = V * I * t \quad [2.17]$$

Donde

E: Energía consumida por volumen de lixiviado tratado en (Kw-h)

V: Potencial aplicado (V)

I: Corriente desarrollada (A)

t: Tiempo de reacción (s)

2.6.2.2. Costos para la fitorremediación

En el caso de humedales artificiales se utilizaron los datos señalados en el Manual de la EPA, 2000 que se presentan en la tabla 2.7.

Tabla 2.7. Costos para construcción de humedales artificiales de flujo subsuperficial

Ítem	Unidad	Costo [USD]
Excavación	m ³	2,30
Grava	m ³	20,95
Impermeabilización	m ³	3,75
Plantas	Unidad	0,10
Bombeo	m ²	1,88
Estructuras de control	m ²	1,75

EPA, 2000

2.6.2.3. Costos para la adsorción

Para determinar los costos de inversión en la adsorción en carbón activado se consideró el material para su construcción (acero al carbono 28 USD/lámina) y la cantidad de carbón empleada (1 387 USD/t). También, se tomó en cuenta precios propuestos por Martínez, 2010, los cuales se detallan en la tabla 2.8.

Tabla 2.8. Costos para adsorción mediante carbón activado

Descripción	Precio [USD]
Torre de adsorción con carbón activado para la decoloración con dimensiones de 2 m de alto y 1 m de diámetro	4 500
Bomba	250

(Martínez, 2010)

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. CARACTERIZACIÓN DEL EFLUENTE

Para el desarrollo de esta investigación se utilizaron dos tipos de lixiviados provenientes del relleno sanitario El Inga, el cual está ubicado al nororiente de Quito.

La primera muestra corresponde al efluente contenido en la piscina N°2, el cual no ha recibido ningún tipo de tratamiento (LIXIVIADO 1). La segunda pertenece al lixiviado almacenado en la piscina N°18, el cual ha sido tratado mediante lodos activados y bioreactores de membrana (LIXIVIADO 2), previo ingreso a una etapa de fitorremediación.

En la figura 3.1 se observan los dos tipos de lixiviado recolectados, mientras que en la tabla 3.1 se detallan la composición de cada uno.



Figura 3.1. Lixiviados generados en el relleno sanitario El Inga

Tabla 3.1. Caracterización del lixiviado del relleno sanitario El Inga, Piscina N°2 y Piscina N°18

PARÁMETRO	UNIDAD	LIXIVIADO 1	LIXIVIADO 2	NORMA
Coliformes fecales	NMP/100mL	23	3,6	Remoción > 99 %
Color aparente	mg Pt-Co/L	5 546	1 243	Inapreciable en dilución 1/20
Color verdadero	mg Pt-Co/L	800	589	Inapreciable en dilución 1/20
DBO ₅	mg/L	3 675	<2	70
DQO	mg/L	6 750	710	123
Fenoles	mg/L	0,315	<0,02	0,2
Nitratos	mg/L	94	340	-
pH	-	8,14	8,81	5 – 9
Sólidos sedimentables	mg/L*h	<0,1	<0,1	1,0
Sólidos suspendidos	mg/L	710	204	100
Sólidos totales	mg/L	12 988	10 616	1 600
Sulfatos	mg/L	25,7	30,1	1 000
Bario	mg/L	0,8	0,8	2,0
Cadmio	mg/L	<0,01	<0,01	0,02
Cobre	mg/L	1,08	1,08	1,0
Cromo	mg/L	<0,01	<0,01	0,5
Hierro	mg/L	<0,01	<0,01	10,0
Mercurio	mg/L	<0,1	<0,1	0,005
Níquel	mg/L	0,27	0,27	2,0
Plomo	mg/L	0,9	0,6	0,2
Selenio	mg/L	0,5E-03	0,1E-03	0,1
Zinc	mg/L	2,41	2,41	2,0

En la figura 3.1 se observa la diferencia de color entre los dos tipos de lixiviado, un color negro viscoso para el crudo y un café-pardo para el pretratado. Esta apreciación visual permite aseverar de manera preliminar que el lixiviado 2 presenta menor cantidad de compuestos tóxicos. El color es un parámetro que indica la cantidad de materia orgánica y otros compuestos presentes, por tanto es previsible una baja carga contaminante que se comprueba al analizar los datos de

la tabla 3.1, donde el lixiviado 1 presenta una coloración 4,5 veces mayor a la exhibida por el 2.

Sin embargo, el parámetro que más difiere entre los dos efluentes es la DBO_5 , la cual es 3 000 veces mayor para el lixiviado 1. La razón para esta amplia diferencia es que la muestra de la piscina N° 18 ha recibido procesos de tratamiento con lodos activados y biorreactores de membrana, los cuales disminuyen este contaminante en un 90 % según señala Bódalo *et al.*, 2007. Se tiene un comportamiento similar con la DQO y sólidos suspendidos con concentraciones del orden de 9,5 y 3,5 veces mayor respectivamente para el proveniente del depósito N° 2.

Se muestra también en la tabla 3.1, que los metales pesados Cd, Cr, Fe, Hg, Ni y Se, para ambos casos, se encuentran bajo los límites permisibles señalados en la norma ambiental vigente. En cambio, las concentraciones de Cu, Zn y Pb son superiores a lo normado en un orden de 0,08; 0,2 y 4,5 veces mayor a lo establecido. La concentración de metales para los dos lixiviados es la misma, ya que el lixiviado 1 recibió pre tratamiento biológico el cual redujo solamente la materia biodegradable más no la concentración de compuestos no biodegradables como son los metales.

En el caso del pH, los dos presentan valores similares que cumplen con la normativa ambiental vigente. En función de este parámetro se podría decir que los dos lixiviados son del tipo estable, lo cual dificultaría su tratamiento a través de procesos biológicos. Sin embargo, se debe comprobar esta aseveración mediante la relación DBO_5/DQO , la cual determina su biodegradabilidad.

Con los valores de DQO y DBO_5 se determinó la relación DBO_5/DQO que nos permite definir de manera aproximada que tipo de lixiviado es cada uno. Para el caso del lixiviado 1, la relación DBO_5/DQO es de 0,54. Este valor según Kurniawan *et al.*, 2005, indica que es un lixiviado joven por lo cual presenta concentraciones medianas de carboxilos y es susceptible de biodegradación, por lo tanto los procesos biológicos de remoción de carga orgánica trabajaran con

buenos resultados. En el caso del lixiviado 2, la relación DBO_5/DQO es de 0,0028, lo que señala que es estable, por tanto presenta compuestos que ya no son biodegradables. Este efluente al ser más estable es más difícil de tratar.

A partir de esta caracterización realizada se plantearon los procesos de depuración a seguir para cada uno de los efluentes. Para el lixiviado 1 se aplicó la electrocoagulación como tratamiento primario, fitorremediación como proceso secundario y adsorción en carbón activado como tratamiento de acabado.

Por otro lado, para el lixiviado 2 debido a la baja carga tóxica inicial que presenta (DQO 710mg/L, $DBO_5 < 2$ mg/L, sólidos suspendidos 204 mg/L) no fue necesario realizar el proceso de electrocoagulación. Se aplicó directamente la fitorremediación seguida de un proceso de adsorción en carbón activado.

3.2. ELECTROCOAGULACIÓN COMO TRATAMIENTO PRIMARIO PARA LIXIVIADOS DEL RELLENO SANITARIO EL INGA

En esta sección, se examinó el efecto de la electrocoagulación en el tratamiento de lixiviados de vertederos mediante el empleo de dos variables: el tiempo de tratamiento y el número de electrodos. La distancia entre electrodos, la densidad de corriente y el material del electrodo son parámetros que se mantuvieron constantes durante los ensayos.

Los parámetros evaluados fueron los sólidos suspendidos, DQO , DBO_5 y color; estos se midieron según lo indicado en la sección 2.2.

Determinadas las mejores condiciones de tiempo de tratamiento y número de electrodos se procesaron 20 L de lixiviado que se caracterizaron previo ingreso al humedal.

Antes de efectuar los ensayos de electrocoagulación se realizaron pruebas de precipitación química con óxido de calcio. Los resultados cualitativos se presentan en la figura 3.2.

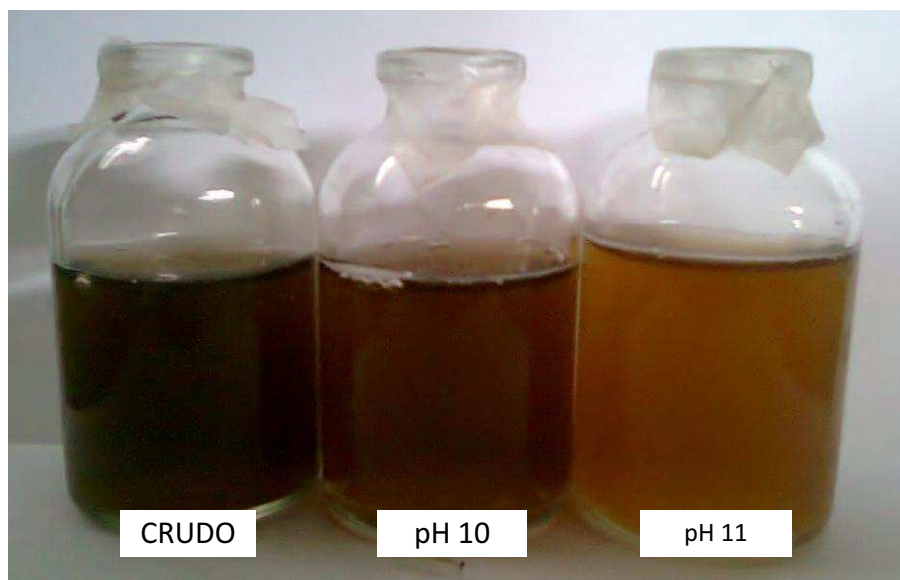


Figura 3.2. Remoción de contaminantes mediante precipitación básica

Como se observa en la figura 3.2, la remoción de color es mínima (10 %) al elevar el pH a 10, esto representa a su vez una eliminación despreciable de materia orgánica ya que son estas sustancias quienes otorgan parte del color al lixiviado. Al subir el pH a 11, se tiene un mejor clarificado del efluente; sin embargo, no justifica el empleo de este proceso dentro del sistema de tratamiento. Con base en este resultado se decidió omitir la precipitación química dentro del tratamiento del efluente y pasar directamente a la electrocoagulación. A continuación se presentan los resultados obtenidos en este proceso.

3.2.1. EFECTO DEL TIEMPO DE TRATAMIENTO SOBRE LA REMOCIÓN DE SÓLIDOS SUSPENDIDOS

Este ensayo se enfoca en la capacidad de la electrocoagulación para remover sólidos suspendidos y mejorar de esta forma la calidad del efluente.

Se trabajó con 3 L de lixiviado, aplicada una densidad de corriente de 53 A/m^2 ($I = 4 \text{ A}$ y $A = 0,0777 \text{ m}^2$) y con su equivalente 1 L con densidad de corriente de 53 A/m^2 ($I = 1,5 \text{ A}$ y $A = 0,0230 \text{ m}^2$).

La figura 3.3 muestra la variación de la concentración de sólidos suspendidos durante el tiempo tratamiento, a una densidad de corriente constante.

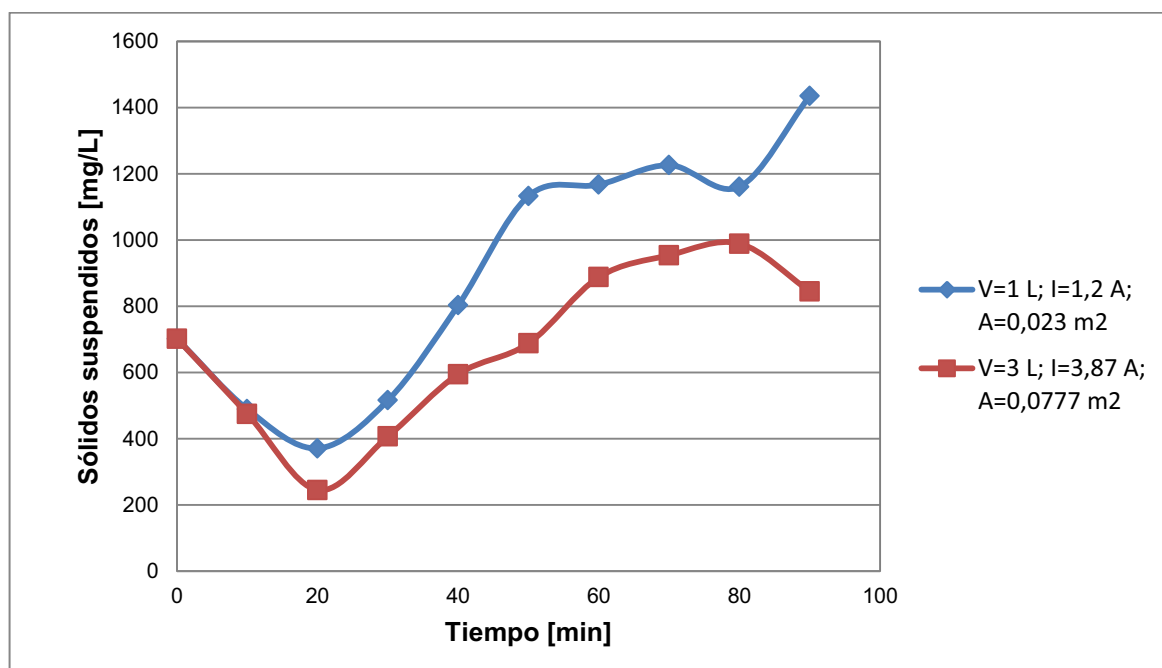


Figura 3.3. Efecto del tiempo de tratamiento en la remoción de sólidos suspendidos

De la figura 3.3 se observa que la electrocoagulación tiene un efecto significativo en la remoción del contaminante, el mayor porcentaje se alcanza al minuto 20 para ambos casos. Para el reactor de 3 L, se alcanzó una remoción del 65 %; mientras que para 1 L, se alcanzó una remoción del 61 %. La similitud de las remociones alcanzadas se debe a que en las dos experiencias se utilizó la misma densidad de corriente (53 A/m^2). Además, a partir de este resultado se puede realizar una extrapolación a mayores volúmenes de lixiviados, debido a que el ensayo con 1 L presenta similares resultados al realizado con 3 L. La cantidad de volumen tratado, en este caso, no afecta el porcentaje de remoción alcanzada siempre que se mantenga el valor de densidad de corriente.

Durante la realización de estos ensayos se observó dos etapas: la desestabilización del lixiviado y la formación de aglomerados que posteriormente sedimentaron. La desestabilización fue un proceso rápido, mientras que la segunda etapa fue relativamente mas larga, como señaló Ni'am *et al.*, 2007, Se observó además, la formación de espuma que fue removida cada 30 min.

Otra observación importante, fue la disminución en la eficiencia de la celda, la corriente eléctrica a través de los electrodos no aumentaba a pesar del aumento del voltaje. En inicio se pensó en la inestabilidad de la muestra debido a su complejidad y heterogeneidad. Sin embargo, estudios realizados por Bensadok *et al.*, 2008 y Cañizares *et al.*, 2004 señalan a la formación de capas de hidróxidos insolubles sobre la superficie del ánodo como la causa principal para la disminución de la eficiencia de la celda al no permitir el paso de corriente eléctrica entre los electrodos. Un hecho que puede ser comprobado visualmente como se advierte en la figura 3.4.



Figura 3.4. Formación de una capa de óxidos sobre el ánodo

Una de las alternativas que se emplearon para solucionar el problema fue el cambio de polaridad de los electrodos. Los depósitos fueron removidos gracias a la formación de burbujas de hidrógeno en la superficie del cátodo. Otra alternativa es la limpieza de los electrodos utilizando ácido acético. Sin embargo, a escala

industrial este problema se resuelve con la utilización de electrodos móviles o un sistema de generación de turbulencia (Cañizares *et al.*, 2004)

3.2.2. EFECTO DEL NÚMERO DE ELECTRODOS SOBRE LA REMOCIÓN DE DQO, DBO₅, SÓLIDOS SUSPENDIDOS Y COLOR

Para determinar la influencia del número de placas en la electrocoagulación se realizaron ensayos con 6 placas y posteriormente 8 como se describe en la sección 2.2.3.

Los resultados para la muestra tratada con 6 y 8 electrodos se presentan en la figura 3.5.

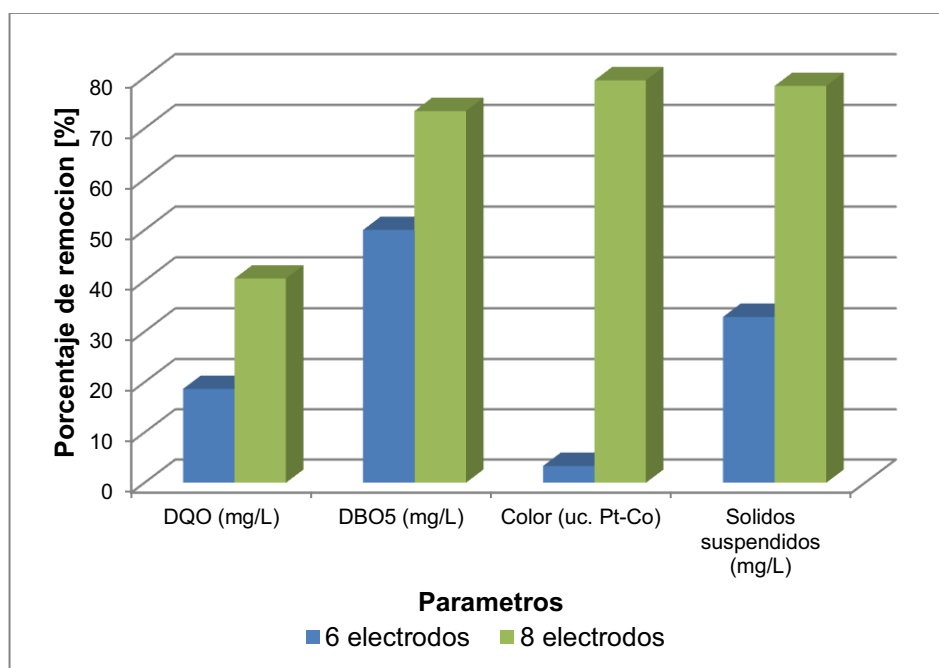


Figura 3.5. Eficiencia en la remoción de DQO, DBO₅, color y SS para 6 y 8 electrodos en 3 L de lixiviado

Estos resultados muestran una marcada diferencia entre la eficiencia de remoción de los contaminantes con 6 y 8 electrodos de aluminio después de 90 min. Para la remoción de DQO, se muestra una diferencia de 21 %, para la DBO₅ fue del 23 %, para el color del 76 % y en el caso de los SS fue de 45 %.

Los resultados son favorables, con remociones superiores al 70 % para tres de los cuatro parámetros analizados utilizando 8 electrodos. En el caso de los 6 electrodos los porcentajes son bajos con valores inferiores al 50 % en todos los parámetros analizados. Lo cual sugiere una mejor eficiencia utilizando 8 electrodos. Los resultados presentados en la figura 3.5 se detallan en la tabla 3.2.

Tabla 3.2. Características del lixiviado tratado por electrocoagulación con 6 y 8 placas

Parámetros	6 electrodos		8 electrodos	
	Resultado	% Remoción	Resultado	% Remoción
DQO (mg/L)	5 490	18,7	4 120	39,0
DBO ₅ (mg/L)	1 837	50,0	997,1	72,9
Color (mg Pt-Co/L)	5 361	3,3	1 045	81,2
Sólidos suspendidos (mg/L)	471	32,9	142	79,8

Este resultado es previsible, ya que con 8 electrodos la superficie que está disponible para la electrocoagulación es mayor y consecuentemente se tiene un incremento en la eficiencia de la celda electrolítica.

Con el uso de 8 electrodos, los mejores resultados se tienen para los sólidos suspendidos (79,8 %) y color (81,2 %). Para el primer parámetro esta remoción permitió que su concentración final sea cercana a lo establecido en la norma 213 del MDMQ (100 mg/L). En el segundo caso, en cambio, a pesar de la alta eliminación no se alcanzó lo establecido en la normativa ambiental pero se logró una considerable disminución.

Como se observa en la tabla 3.2, en este proceso la concentración final de la DQO y DBO₅ (4 120 y 997,1 mg/L) no se acercan a lo establecido en norma (123 y 70 g/L respectivamente) pero su disminución es considerable (39,0 % y 72,9 % respectivamente).

Una vez determinados los parámetros requeridos como son número de electrodos (8) y tiempo de tratamiento (20 min), se realizó el procesamiento de 20 L de

lixiviado mediante electrocoagulación del cual se evaluó los parámetros que se presentan en la tabla 3.3 antes de su ingreso al humedal.

Tabla 3.3. Características del lixiviado 1 tratado con electrocoagulación

Parámetro	Unidad	Lixiviado 1 (inicial)	Salida de electrocoagulación	% Remoción
Coliformes fecales	NMP/100mL	23	2	91,3
Color aparente	mg Pt-Co/L	5 546	1 140	79,4
Color verdadero	mg Pt-Co/L	800	520	35,0
DBO ₅	mg/L	3 675	977,1	73,4
DQO	mg/L	6 750	4 020	40,4
Nitratos	mg/L	94	5,9	93,7
pH	-	8,14	7,46	-
Sólidos sedimentables	mg/L*h	<0,1	<0,1	-
Sólidos suspendidos	mg/L	710	152	78,5
Sólidos totales	mg/L	12 988	9 834	24,2
Sólidos totales disueltos	mg/L	12 656	9 682	23,5
Cobre	mg/L	1,08	1,02	5,6
Plomo	mg/L	0,9	0,2	77,8
Zinc	mg/L	2,41	2,21	8,3

En el caso de la coloración, el parámetro a tomar en consideración es el color aparente debido a que este se mide directamente del efluente sin filtrarse. Su eliminación a las mejores condiciones alcanza un valor de 79,4 %. Este hecho implica la remoción de sustancias que dan la tonalidad al lixiviado como son los compuestos orgánicos representados por la DBO₅ y sólidos suspendidos, cuyas remociones son de 73,4 % y 78,6 % respectivamente. Valores que son similares al obtenido para el color.

Restrepo *et al.*, 2006 señala que para soluciones alcalinas el valor de pH disminuye después de la electrocoagulación, un hecho que se comprueba al observarse su disminución desde 8,14 a 7,46. Este valor está sobre el límite de tolerancia de las plantas (5 a 7), por lo cual se utilizó ácido clorhídrico al 3 % hasta regular el pH a 7, al cual se encuentran en mayor disposición los nutrientes.

La remoción de metales pesados, en el caso de Pb permite ajustarse a la normativa ambiental (0,2 mg/L). Para el Cu y Zn son del 5,6 % y 8,3 %, porcentajes a los cuales su concentración final no se encuentra bajo la normativa (1 mg/L para Cu y 2 mg/L para Zn).

A pesar de los altos porcentajes de remoción obtenidos para los distintos parámetros, los valores de concentración final no se encuentran bajo lo estipulado en la normativa ambiental por lo cual se realizó un tratamiento secundario mediante fitorremediación.

3.3. REMOCIÓN DE DQO Y METALES PESADOS (Cu, Zn) EN SOLUCIONES SINTÉTICAS POR ESPECIES CULTIVADAS EN MEDIOS HIDROPÓNICOS

Existen especies de plantas que debido a sus características permiten la absorción de metales y otras sustancias peligrosas. Todas las plantas en un inicio absorben lo que se encuentre en el sustrato donde se encuentran cultivadas ya que ellas no diferencian entre los nutrientes y los contaminantes presentes; sin embargo, no todas tienen la misma resistencia a la carga que absorben.

Se realizó, por tanto, una selección preliminar de las mismas para determinar las de mayor resistencia y adaptabilidad.

3.3.1. SELECCIÓN PRELIMINAR DE PLANTAS

La selección preliminar se realizó en función del porcentaje de cobre absorbido de una solución de 5 mg/L debido al contenido presente en el lixiviado. Además, la utilización de metales como trazadores en el dimensionamiento de humedales artificiales es una práctica ampliamente difundida y utilizada.

Las plantas a utilizarse se seleccionaron de acuerdo con los parámetros establecidos en la sección 2.3.1, también se consideró datos publicados en trabajos anteriores [Guevara *et al.*, 2009 y Quishpe, 2010].

Se utilizaron en la preselección 11 plantas de especies forrajeras, entre las cuales se cuentan con 9 especies de gramíneas y dos leguminosas, como se describe en la tabla 3.4. Estas especies vegetales fueron elegidas porque no son utilizadas para el consumo humano y su semilla es fácil de conseguir en almacenes de distribución.

Tabla 3.4. Descripción de especies pre-seleccionadas

Nombre Científico	Nombre Vulgar	Forma de reproducción*	Tipo de especies
<i>Arachis Pintoi</i>	Maní forrajero	Semilla o material vegetativo	Leguminosa
<i>Brachiaria Brizantha</i>	Pasto Marandu	Semilla o material vegetativo	Gramínea
<i>Brachiaria Decumbens</i>	Pasto Dallis	Semilla o material vegetativo	Gramínea
<i>Cynodon Dactylon</i>	Pasto Bermuda o Cabrestillo	Estolones y rizomas	Gramínea invasora
<i>Lolium perenne L.</i>	Ryegrass perenne	Semilla	Gramínea
<i>Medicago sativa</i>	Alfalfa	Semilla	Leguminosa
<i>Pappophorum Pappiferum</i>	Cortadera chica	Material vegetativo	Gramínea
<i>Pennisetum clandestinum</i>	Kikuyo	Semilla, estolones y rizomas	Gramínea
<i>Pennisetum hybridum</i>	Mar Alfalfa	Material vegetativo	Gramínea
<i>Pennisetum purpureum</i>	Pasto Elefante	Material vegetativo	Gramínea
<i>Setaria splendida</i>	Pasto Miel	Semilla o material vegetativo	Gramínea

*Paladines, 2010

Algunas de las especies mencionadas en la tabla 3.4, no han sido utilizadas anteriormente en fitorremediación; sin embargo, debido a la abundancia de pastos en el Ecuador se consideró pertinente realizar un análisis de ciertos tipos como es caso del pasto elefante.

Para la selección preliminar del tipo de planta que se usará para la detoxificación de soluciones, se colocaron en contacto con una solución de 5 mg/L Cu durante

24 horas. Luego de este periodo se analizó la concentración de Cu remanente en la solución como se explicó en la sección 2.3.1.2. Los resultados obtenidos se presentan en la tabla 3.5 y figura 3.6.

Tabla 3.5. Selección preliminar en función del porcentaje de cobre absorbido










Planta	Dimensiones [cm]		Porcentaje de Absorción [%]	Observaciones
	Raíz	Tallo		
 Maní forrajero	11,0	19,0	70,5	Resistente a la remoción del medio natural. Abundante área foliar y radicular. No presenta marchitamiento de hojas.
 Pasto marandu	7,5	42,0	41,7	Resistente a la remoción del medio original. Escasa área foliar pero abundante área radicular, tallo fino. Baja resequedad de las hojas.
 Pasto dallis	6,0	29,0	61,0	Resistente a la remoción del medio original. Abundante área foliar y radicular, tallo delgado. Poca resequedad de las hojas.
Ryegrass perenne	12,0	8,0	75,0	Dato señalado en Villegas, 2007
Alfalfa	20,0	11,2	65,0	Dato señalado en Villegas, 2007
 Cabrestillo	14,0	32,5	57,4	No resiste remoción del medio natural. Abundante área radicular. El 80 % del área foliar presenta resequedad debido al traslado.

Tabla 3.5. Selección preliminar en función del porcentaje de cobre absorbido.
Continuación.

Planta	Dimensiones [cm]		Porcentaje de Absorción [%]	Observaciones
	Raíz	Tallo		
 Cortadera chica	38,2	42,0	59,1	Resistente al traslado de su medio. Abundante área foliar y radicular y tallo de caña gruesa. Baja resequedad de las hojas.
 Kikuyo	7,0	20,5	35,8	Alta resistencia al traslado de su medio original. Área foliar y radicular poco abundante, no presenta tallo. Es una especie rastrera
 Mar alfalfa	19,5	24,5	51,5	Alta resistencia a la remoción de su medio a uno acuoso. Abundante área foliar y radicular. Presenta pseudotallo. Baja resequedad de las hojas.
 Pasto elefante	15,5	20,0	65,8	Alta resistencia a la separación de su medio. Abundante área foliar y radicular. Tallo grueso. Baja resequedad al final de las hojas.
 Pasto miel	29,3	72,5	69,6	Alta resistencia a la sustracción de su medio original. Abundante área foliar y radicular. No presenta tallo, en su lugar tiene un pseudotallo.

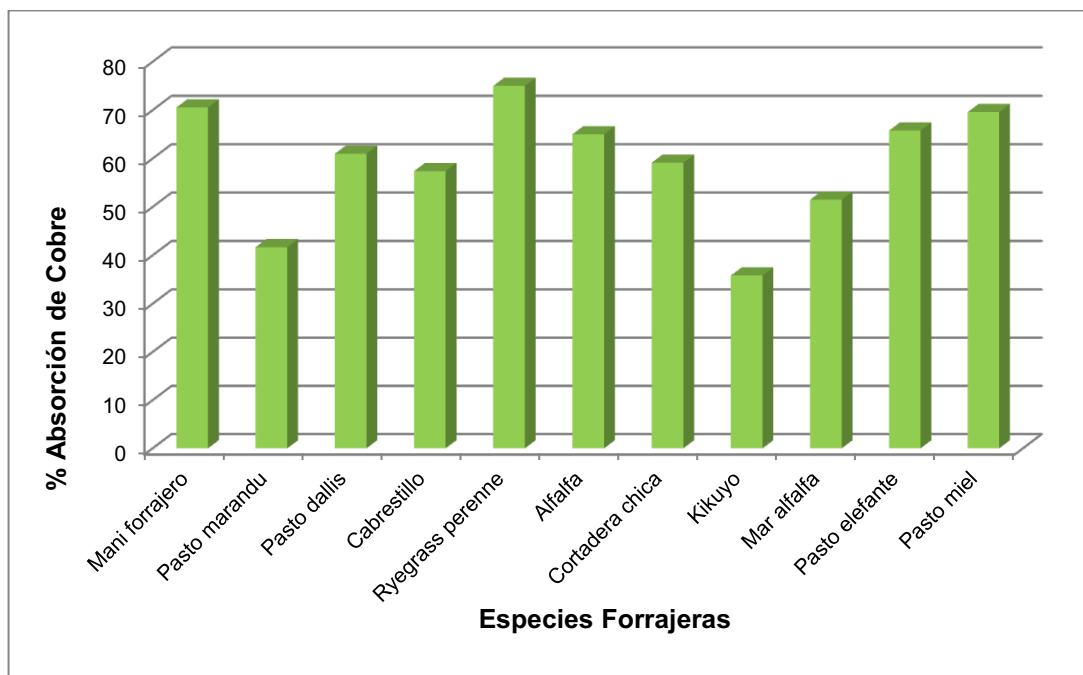


Figura 3.6. Porcentaje de absorción de especies forrajeras utilizando solución sintética de 5 mg/L de cobre

Se tienen los mayores porcentajes de absorción de cobre, como se observa en la figura 3.6, para seis especies: maní forrajero, pasto dallis, ryegrass perenne, alfalfa, pasto elefante y pasto miel. La especie pasto dallis no presenta un alto porcentaje de absorción; sin embargo, fue seleccionada debido a la facilidad de obtención de la semilla al igual que las plantas de alfalfa [Guevara *et al.*, 2009; Quishpe, 2010] y pasto elefante.

Las especies restantes a pesar de pertenecer al mismo tipo de especie muestran remociones menores al 60 %, esto se debe a que cada tipo de planta presenta características diferentes lo cual determina cuales son más aptas para la remoción de contaminantes.

De los datos expuestos en la tabla 3.5, se observa que el tamaño de las plantas no tiene influencia directa sobre el porcentaje de remoción presentado. Lo cual se puede deber a la capacidad de adaptabilidad de la planta al medio acuoso, o al estrés que experimenta al ser sustraída de su medio.



Figura 3.7. Plantas de maní forrajero al final del ensayo (izquierda). Plantas de cabrestillo al inicio del ensayo (derecha).

El cabrestillo es una especie invasora que ataca los cultivos y presenta una alta persistencia; sin embargo, como se observa en la figura 3.7, estas plántulas no resistieron la remoción de su medio original por lo cual su absorción fue baja con un porcentaje de 57,4 %. Por otro lado, las plantas de maní forrajero resistieron el traslado y presentaron un mayor porcentaje (70,5 %).

Plantas como kikuyo y pasto marandu crecen en suelos sin mucha humedad por lo cual es previsible su falta de adaptabilidad al medio acuso y por ende su baja absorción de cobre, 35,8 % y 41,7 % respectivamente.

Con las seis especies vegetales seleccionadas se procedió a realizar cultivos hidropónicos empleando tres metodologías diferentes las cuales se detallan en la sección 2.3.3.

3.3.2. CULTIVOS HIDROPÓNICOS

Para los cultivos se utilizó semilla sexual para ryegras, alfafa, pasto dallis y pasto miel. Para el caso de maní forrajero y pasto elefante se realizó con semilla vegetativa, debido a que estas especies no producen semilla sexual (proveniente

de la flor). Con base en los resultados de estos cultivos se seleccionó las dos especies vegetales de mejor adaptación para ser utilizadas en los humedales artificiales constituidos de medio inerte (grava-piedra pómez).

3.3.2.1. Implantación de semillero por medio de cultivo hidropónico en agua con semilla sexual

Las especies ensayadas con este medio de cultivo fueron: ryegrass, alfalfa, pasto dallis y pasto miel. Para su porcentaje de germinación se obtuvieron los resultados presentados en la tabla 3.6.

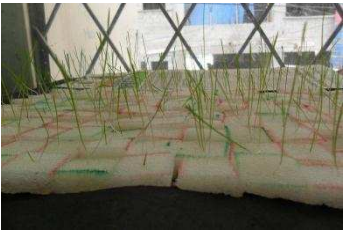

Tabla 3.6. Porcentaje de germinación para especies ensayadas en cultivo en agua utilizando semilla sexual.

Especie	Semilla utilizada	Semilla germinada	Porcentaje de germinación [%]
Alfalfa	201	168	83,6
Pasto dallis	150	3	2,0
Pasto miel	160	< 1	< 1,0
Ryegrass	163	161	98,8

De acuerdo con lo obtenido, sólo las especies de ryegrass y alfalfa presentaron una germinación apropiada, 98,8 % y 83,6 % respectivamente. Para el caso de las otras dos variedades, se tiene un porcentaje inferior al 1 %, lo cual puede deberse a la baja calidad de la semilla o su falta de adaptación, ya que se requieren diferentes condiciones para la germinación en función del tipo de planta.

El tiempo de germinación para el ryegrass fue de 9 días y de 4 días para la alfalfa. A estas especies se las alimentó con solución nutritiva a partir de su germinación y se controló su crecimiento hasta un posterior trasplante al medio inerte definitivo como se señaló en la sección 2.3.3.1. En la tabla 3.7 se señalan las observaciones realizadas durante el desarrollo del cultivo.

Tabla 3.7. Observaciones para las semillas germinadas (alfalfa y ryegrass)

OBSERVACIONES	
Alfalfa	
	<p>Desarrollo de plantas una semana después de germinación.</p> <p>El tallo se encuentra levemente inclinado debido al crecimiento de la planta en dirección a la luz.</p>
	<p>Plántula con dos hojas verdaderas de tres semanas de desarrollo.</p> <p>Al inicio del tallo presenta resequedad y bajo desarrollo de las raíces. Se tuvo que humectar la parte superior de los cubos para evitar este problema.</p>
	<p>Tres meses de desarrollo.</p> <p>Raíz de 15 cm de longitud antes de trasplante a sustrato inerte.</p>
Ryegrass	
	<p>Plántulas de una semana de desarrollo, 7 cm de parte aérea.</p>
 	<p>Plántulas antes del trasplante a medio inerte, dos meses de desarrollo.</p> <p>20 cm parte aérea, 15 cm raíz.</p>

La respuesta de crecimiento de estas especies fue satisfactoria obteniéndose plántulas de hasta 20 cm de longitud a partir del tallo y 15 cm de raíz. Sin embargo, al realizar el trasplante al sustrato final como se observa en la figura 3.8, las plántulas no resistieron el cambio y murieron tras una semana de trasplante.



Figura 3.8. Plantas trasplantadas de ryegrass (derecha). Marchitamiento después de una semana de trasplante (izquierda)

Este efecto se debió principalmente a la debilidad que presentan las raíces al crecer en cultivo en agua. El sustrato conformado por grava y piedra pómez, es muy agreste por tanto las raíces no pueden desarrollarse. Debido a este inconveniente, se descartó el método de cultivo en agua con semilla sexual para el desarrollo de este trabajo.

3.3.2.2. Implantación de semillero y control de crecimiento mediante cultivo hidropónico en sustrato inerte (grava-piedra pómez) con semilla sexual

Se utilizó también un cultivo directo de semilla sexual en medio inerte (grava-piedra pómez), los resultados de germinación fueron similares a los obtenidos para cultivo en agua como se observa en la tabla 3.8.

El procedimiento para el desarrollo de este cultivo se describe en la sección 2.3.3.2.




Tabla 3.8. Porcentaje de germinación para especies ensayadas en cultivo en grava

Especie	Semilla utilizada	Semilla germinada	Porcentaje de germinación [%]
Pasto dallis	150	< 1	< 1
Ryegrass	120	120	100,0
Alfalfa	100	98	98,0
Pasto miel	160	< 1	< 1

En este caso, la especie ryegrass presentó resultados alentadores, se obtuvo un porcentaje de germinación del 100 %. Al igual que en el cultivo en agua, las semillas de pasto miel y dallis no germinaron, lo cual se traduce como una baja calidad de las mismas.

En la tabla 3.9 se presentan las observaciones mas importantes realizadas durante el desarrollo de este tipo de cultivo con las especies que germinaron.

Tabla 3.9. Observaciones durante el desarrollo de plantas de alfalfa y ryegrass.

OBSERVACIONES	
Alfalfa	
	Germinación del 98 % Plántulas de dos semanas tras la germinación.
	La debilitación en la parte inicial del tallo hacía que la planta se curvara hacia la superficie del sustrato con lo cual las hojas tenían contacto directo con el agua provocando su pudrición y posterior muerte.
Ryegrass	
	Germinación del 100 % Plántulas de una semana de desarrollo, 10 cm de parte aérea.

Para el caso del ryegrass, después de realizarse la primera defoliación la especie no volvió a retoñar. Puede deberse este hecho, a la falta de adaptabilidad de las raíces a un medio agreste lo cual resulta en una baja absorción de nutrientes por consiguiente las hojas no vuelven a crecer.

Debido a estos problemas en el crecimiento de las especies cultivadas, se determinó realizar cultivos con semilla vegetativa. Este tipo de semilla es fácil de obtener y presenta buenos resultados de propagación cuando se siembra en tierra.

3.3.2.3. Implantación de semilleros mediante cultivo hidropónico en sustrato inerte (grava-piedra pómez) con material vegetativo

Las especies ensayadas en este medio fueron seis: maní forrajero, pasto dallis, ryegrass, alfalfa, pasto elefante y pasto miel. Las plántulas recolectadas se midieron y cultivaron en sustrato inerte (grava y piedra pómez), los resultados promedio para las longitudes de la planta se presentan en la tabla 3.10. Los datos detallados se encuentran en el Anexo II.

Para plántulas de maní forrajero, ryegrass, alfalfa y pasto miel no se registran las mediciones de las hojas. En el caso del maní forrajero y alfalfa, estas plantas presentaban ramales con hojas pequeñas, por tanto se consideró a la rama como una sola unidad (tallo). Para el pasto miel y ryegrass se observan tallos vegetativos (falsos tallos o pseudotallos) los cuales están conformados por la compactación de las hojas, por lo tanto se contempló a estos como una sola estructura (tallo).

Para el desarrollo de este cultivo se tuvo mayor enfoque en las especies: maní forrajero, pasto dallis, pasto elefante y pasto miel. Para las otras dos especies (ryegrass y alfalfa) se tiene como preámbulo su falta de adaptación en los dos cultivos realizados con semilla sexual.

Tabla 3.10. Longitud de plántulas a ensayarse en cultivo hidropónico en medio inerte

Especie	Longitud promedio [cm]		
	Raíz	Tallo	Hojas
Maní forrajero	15,2	36,1	-
Pasto dallis	15,0	16,6	19,1
Ryegrass	15,5	23,6	-
Alfalfa	14,4	19,2	-
Pasto elefante	16,4	11,4	13,7
Pasto miel	9,56	30,2	-

Las especies que se adaptaron fueron maní forrajero, pasto dallis y pasto elefante, las demás presentaron problemas en la raíz como su pudrimiento lo cual conllevó a la muerte de la planta.







El tiempo de control fue de un mes, durante este tiempo se alimentó las plantas con solución nutritiva. La alimentación se realizó como se señaló en la sección 2.3.3.4.

En el caso del pasto dallis se tuvo una buena adaptación; sin embargo, no fue seleccionada debido a que no presentaba propagación de las plántulas, los brotes eran pobres y no crecían.

Para las especies alfalfa, ryegrass y pasto miel, las raíces no soportaron la alta tasa de humedad del sustrato y si se considera que el estudio implica humedad alta del medio, estas especies no presentan las características deseables para el mismo. Después de dos semanas de trasplante se presentó pudrición de la raíz y posterior muerte de la planta. Además, en el caso de alfalfa y ryegrass no retoñan tras la primera defoliación.

En la tabla 3.11 se resumen los problemas que se presentaron con las especies estudiadas.

Tabla 3.11. Resumen de problemas presentados en el proceso de adaptación de las plantas a medio inerte (grava-piedra pómez)

Especie	Observación	Problemas
Mani forrajero		Ninguno
Pasto dallis		Pasto tropical, propagación pobre Mínima producción de brotes
Ryegrass perenne		Pudrición de la raíz Marchitamiento de hojas Baja regeneración posterior al corte
Alfalfa		Pudrición de la raíz. Baja regeneración tras el corte
Pasto elefante		Ninguno
Pasto miel		Pudrición de la raíz y posterior muerte de la planta.

Las especies maní forrajero y pasto elefante, presentan características óptimas de adaptabilidad a medio excesivamente húmedo, es decir, presentan una rápida propagación y desarrollo foliar, por lo cual fueron seleccionadas para ser sembradas en el humedal.

A partir de este análisis de adaptación se procedió a realizar las pruebas de depuración de soluciones, primero de soluciones sintéticas y posteriormente de efluentes lixiviados con las dos especies seleccionadas.

3.3.3. REMOCIÓN DE DQO DE SOLUCIONES SINTÉTICAS MEDIANTE PLANTAS DE MANÍ FORRAJERO Y PASTO ELEFANTE

Para el análisis de la eficiencia de remoción de compuesto orgánicos se utilizó una solución sintética con 4 000 mg/L de DQO. El procedimiento se describe en la sección 2.3.4. Los resultados obtenidos se presentan en la tabla 3.12.

Para el desarrollo del ensayo se tienen las siguientes condiciones:

- Maní forrajero: 7 plantas con 1 mes de adaptación, 4 L de solución sintética.
- Pasto elefante: 7 plantas con 1 mes de adaptación, 4 L de solución sintética.

Tabla 3.12. Resultados de remoción de DQO mediante maní forrajero y pasto elefante

Parámetro	Inicial	Maní forrajero		Pasto elefante	
		Resultado	% Remoción	Resultado	% Remoción
DQO (mg/L)	4 000	1 222	69,4	1 114	72,2

La eficiencia en la remoción de DQO del sistema conformado por siete plantas de maní forrajero es ligeramente inferior al obtenido con plantas de pasto elefante. Esto puede deberse a que el pasto presenta un área radicular más abundante por tanto su capacidad de absorción de nutrientes es mayor.

De acuerdo a este resultado se prevé la siembra de maní forrajero en un humedal primario y el pasto elefante en uno secundario que funcionara como etapa de acabado debido a su alta capacidad de remoción de este contaminante. Esta disposición de cultivo se confirmó con los resultados obtenidos en la remoción de metales.

3.3.4. REMOCIÓN DE METALES PESADOS EN SOLUCIONES SINTÉTICAS MEDIANTE PLANTAS DE MANÍ FORRAJERO Y PASTO ELEFANTE

Se señalan nueve días de prueba; sin embargo, los ensayos se realizaron con las mismas plantas durante 47 días. Se efectuaron tres pruebas de nueve días y una de 17. Después de cada prueba se dejaba un día de reposo a las plantas para iniciarse con la misma concentración de 10 mg/L para cada metal. Esto se realizó debido a que tras el primer análisis, se reveló que las plantas disminuían la concentración del contaminante a niveles permitidos por la norma técnica de la ordenanza 213 del Municipio del Distrito Metropolitano de Quito MDMQ para descargas líquidas en el primer o segundo día en función de la especie. En la tabla se detallan los ensayos realizados.

Tabla 3.13. Condiciones para los ensayos realizados

Nº	Contaminante	Concentración [mg/L]	Duración [días]
1	Cu	10	9
2	Zn	10	9
3	Cu	10	9
4	Zn	10	17

Los resultados de cada prueba se pueden observar en el Anexo III. El último ensayo tiene un tiempo de duración mas largo debido a que se deseaba determinar la resistencia de la planta. Se observó que las plantas no murieron sólo presentaron marchitamiento de las hojas.

3.3.4.1. Tratamiento de soluciones sintéticas con maní forrajero

Las condiciones a las cuales se realizaron los ensayos con maní forrajero se detallan en la tabla 3.14.

Tabla 3.14. Parámetros en el tratamiento con plantas de maní forrajero con solución sintética de cobre y zinc

Especie	Maní forrajero	Volumen Tratado	4,5 L
Numero de Plantas	9	Solución nutritiva	50%
Numero de ensayos	4	Contaminante	Cu, Zn
Tiempo	9 días	Concentración del contaminante	10 mg/L

En la figura 3.9 se presentan los resultados de absorción de las plantas de maní forrajero a las condiciones presentadas en la tabla 3.14.

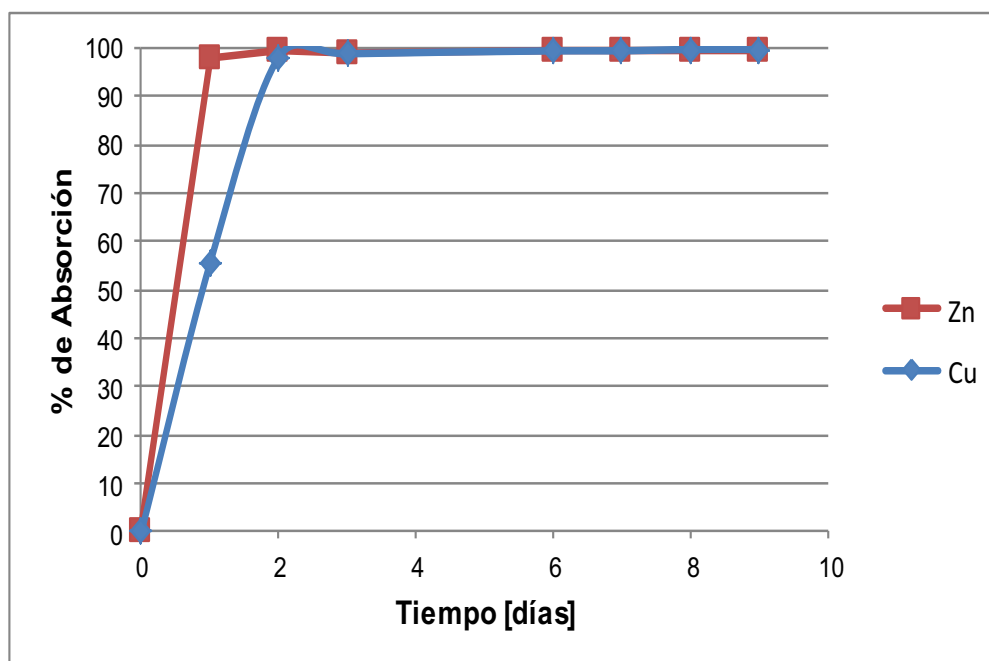


Figura 3.9. Porcentaje de absorción en función del tiempo

Como se observa en la figura 3.9, las plantas de maní forrajero alcanzan una absorción superior al 90 % desde el primer día para el zinc, y para el cobre se observa el mismo resultado a partir del segundo día. La concentración de los

metales se mantiene constante a partir del octavo día con lo cual se alcanzó un porcentaje de remoción máximo de 99,8 % para el cobre y de 99,8 % para el zinc. Para todos los ensayos realizados se utilizaron las mismas plantas, debido a que estas no presentaban mayor cambio en su aspecto externo como se observa en la figura 3.10.



Figura 3.10. Rama de control. Inicio de la prueba (izquierda). Fin de la prueba 1 (derecha).

En la figura 3.10 se observa una rama de maní forrajero que sirvió de control durante las pruebas. En la parte derecha está el ramal al inicio y en la parte derecha se lo observa a 10 días de iniciado el ensayo. Se advierte un ligero marchitamiento de las hojas, debido al cobre y zinc absorbidos por la planta.

En la tabla 3.15 se muestra la concentración de los metales en función del tiempo.

Tabla 3.15. Variación de la concentración en función del tiempo mediante fitorremediación con plantas de maní forrajero

Tiempo [día]	Concentración de Cobre [mg/l]	Concentración de Zinc [mg/l]
0	10,00	10,00
1	4,44	0,20
2	0,18	0,04
3	0,11	0,07
6	0,05	0,05
7	0,05	0,04
8	0,02	0,04
9	0,02	0,04

La concentración de los metales disminuyó desde 10 mg/L a 0,18 mg/L para el cobre en el segundo día y bajó a 0,20 mg/L para el zinc al primer día. Estos valores se encuentran bajo los niveles permitidos por la norma técnica de la ordenanza 213 del MDMQ (Cu: 1 mg/L y Zn: 2 mg/L).

La concentración de cobre se mantiene constante a partir del octavo día con un valor de 0,02 mg/L. Para el zinc se da a partir del séptimo día a 0,04 mg/L. Con esto se observa que las plantas ya no absorben el metal en concentraciones muy bajas ($< 0,04$ mg/L).

Con los resultados presentados se demuestra la alta capacidad de depuración de las plantas de maní forrajero para remover tanto metales como compuestos orgánicos.

Al finalizar el ensayo a los 47 días, las hojas de la planta de maní forrajero presentaron un aspecto marchito como se observa en la figura 3.11.



Figura 3.11. Ramal de control después de 29 días.

La producción de brotes es baja por lo cual su propagación se ve disminuida. El índice de mortalidad es del orden del 11 %, con la muerte de una sola planta durante la realización del ensayo.

3.3.4.2. Tratamiento de soluciones sintéticas con pasto elefante

Las condiciones a las cuales se realizó los ensayos con pasto elefante se detallan en la tabla 3.16. Los resultados se muestran en la figura 3.12.

Tabla 3.16. Parámetros en el tratamiento con plantas de pasto elefante con solución sintética de cobre y zinc

Especie	Pasto elefante	Volumen Tratado	4,5 L
Numero de Plantas	9	Solución nutritiva	50%
Numero de ensayos	4	Contaminante	Cobre, Zinc
Tiempo	9 días	Concentración del contaminante	10 mg/L

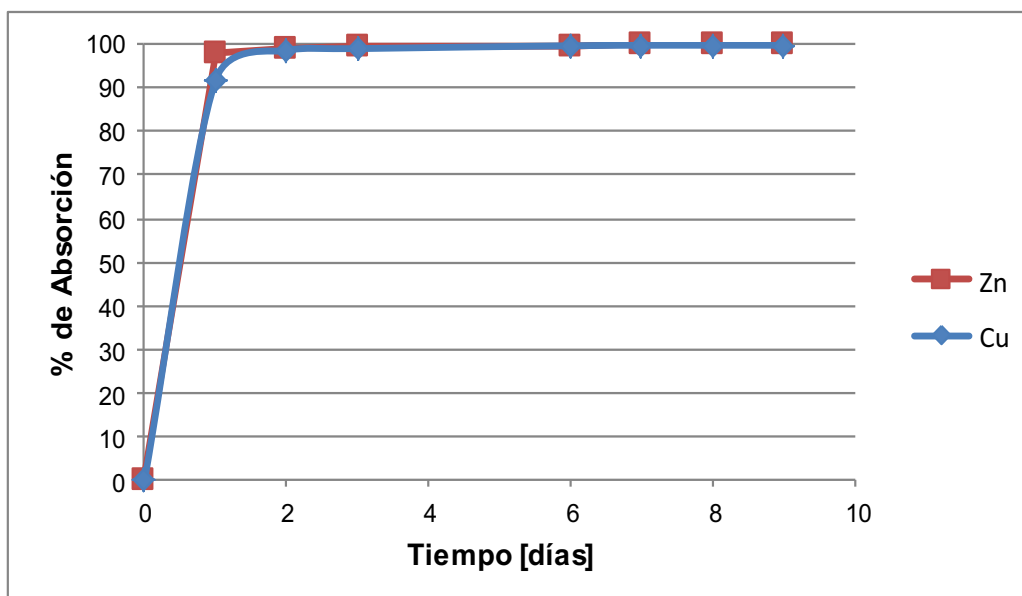


Figura 3.12. Porcentaje de absorción en función del tiempo

Como se observa en la figura 3.12, las plantas de pasto elefante alcanzan una absorción mayor al 90 % a partir del primer día, llegando a un valor de concentración constante a partir del séptimo día para los dos metales. Se alcanzó un valor máximo de absorción de 99,8 % para el cobre y 99,9 % para el zinc.

Para todos los ensayos realizados, al igual que para el maní forrajero, se utilizaron las mismas plantas. Se pudo observar al finalizar esta prueba que las

raíces estaban creciendo, dando lugar al apareamiento de nuevos brotes como se observa en la figura 3.13.



Figura 3.13. Brote de pasto elefante (izquierda). Desarrollo de raíz (derecha)

A pesar de que las plantas se encontraban en contacto con soluciones contaminadas, el desarrollo de las raíces no se vio afectado. Esto se debe a que conjuntamente con la adición de cobre y zinc, eran también alimentadas con solución nutritiva permitiendo la regeneración de las raíces afectadas.

La concentración del metal ensayado, después de las pruebas realizadas cumple con la normativa vigente como se observa en la tabla 3.17.

Tabla 3.17. Variación de la concentración en función del tiempo utilizando fitorremediación con plantas de pasto elefante

Tiempo [día]	Concentración de Cobre [mg/l]	Concentración de Zinc [mg/l]
0	10,00	10,01
1	0,75	0,20
2	0,13	0,10
3	0,09	0,06
6	0,03	0,05
7	0,02	0,01
8	0,02	0,01
9	0,02	0,01

Las concentraciones de cobre y zinc cumplen con lo señalado por la norma técnica de la ordenanza 213 del MDMQ (Cu 1 mg/l y Zn 2 mg/l) a partir del primer día con una disminución desde 10 mg/L a 0,75 mg/L Cu y 0,20 mg/L Zn. Tanto para el cobre como para el zinc la concentración se mantiene constante a partir del séptimo día con un valor de 0,02 mg/L y 0,01 mg/L respectivamente.

A partir de los datos obtenidos para las plantas de maní forrajero y pasto elefante se realizó el dimensionamiento del humedal artificial de flujo subsuperficial vertical a construirse, el dimensionamiento se describe en la sección 2.4 y los resultados se presentan en la sección 3.4.

3.3.4.3. Cobre y zinc absorbidos por parte de las raíces, tallos y hojas de las plantas de maní forrajero y pasto elefante

Para determinar como se distribuye el contaminante en las plantas, se la dividió en tres secciones: raíz, tallo y hojas.

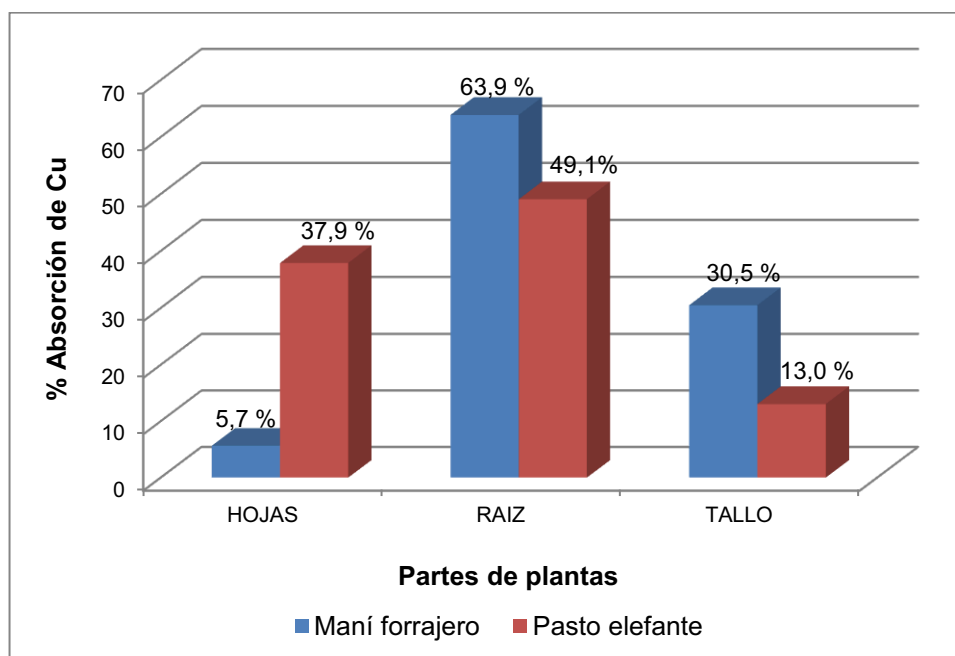


Figura 3.14. Porcentaje de cobre depositado en las hojas, raíz y tallo de especies utilizadas en fitorremediación

Como se observa en la figura 3.14, para las dos especies la mayor cantidad de cobre se deposita en la raíz, debido a que se encuentra en contacto directo con la solución. En las plantas de maní forrajero es el tallo el segundo depósito, esto puede deberse a la dificultad para movilizar el metal hacia las hojas. Lo contrario sucede con el pasto elefante, el cual presenta una mayor concentración del metal en las hojas.

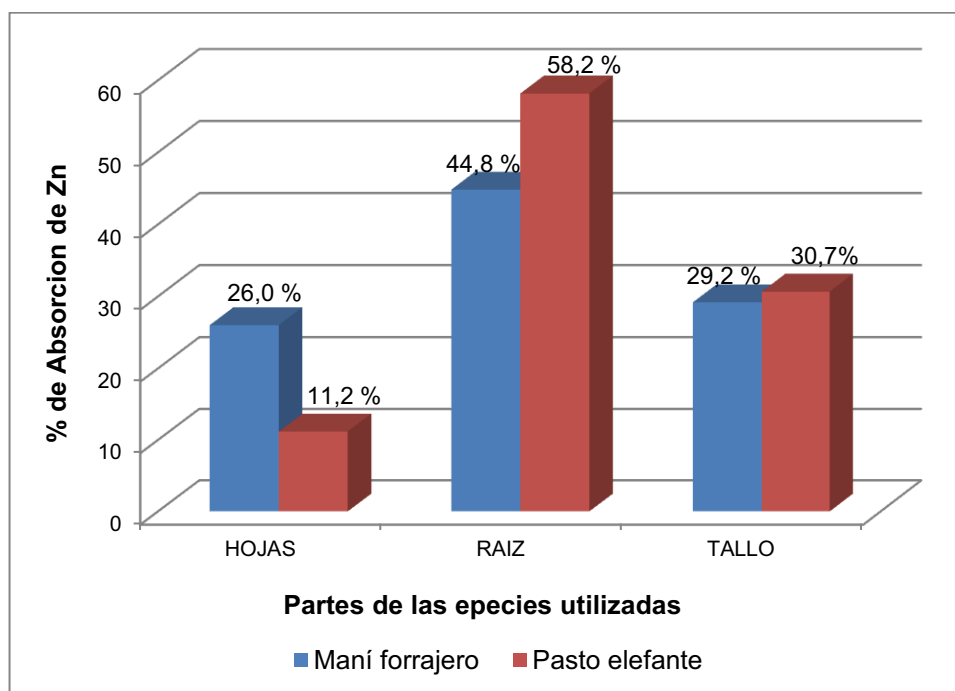


Figura 3.15. Porcentaje de zinc depositado en las hojas, raíz y tallo de especies utilizadas en fitorremediación

La figura 3.15 muestra que la mayor cantidad de zinc se deposita en la raíz al igual que en el caso del cobre. El zinc es un elemento que presenta baja movilidad en las plantas por ello tiende a acumularse en mayor cantidad en las raíces de la planta. Esto también puede advertirse al observar que el tallo es el segundo lugar con mayor concentración para las dos especies.

En general, las plantas utilizadas en fitorremediación no pueden ser usadas como alimento para animales. Las plantas empleadas se secan al ambiente, se compactan y se envían a incineración.

3.3.4.4. Comparación de la cantidad de absorción de las plantas de maní forrajero y pasto elefante

Se comparan las dos especies para determinar el orden de cultivo de cada planta en el humedal. Como sugiere Sánchez, 2010, es preferible la construcción de más de un humedal para tener tiempos de residencia cortos, facilitar el mantenimiento y mejorar la eficiencia del humedal. Por esto, se decidió que primero debería ser sembrada la especie con menor porcentaje de absorción para después realizar un pulido del efluente con la especie que tenga mayor porcentaje de absorción.

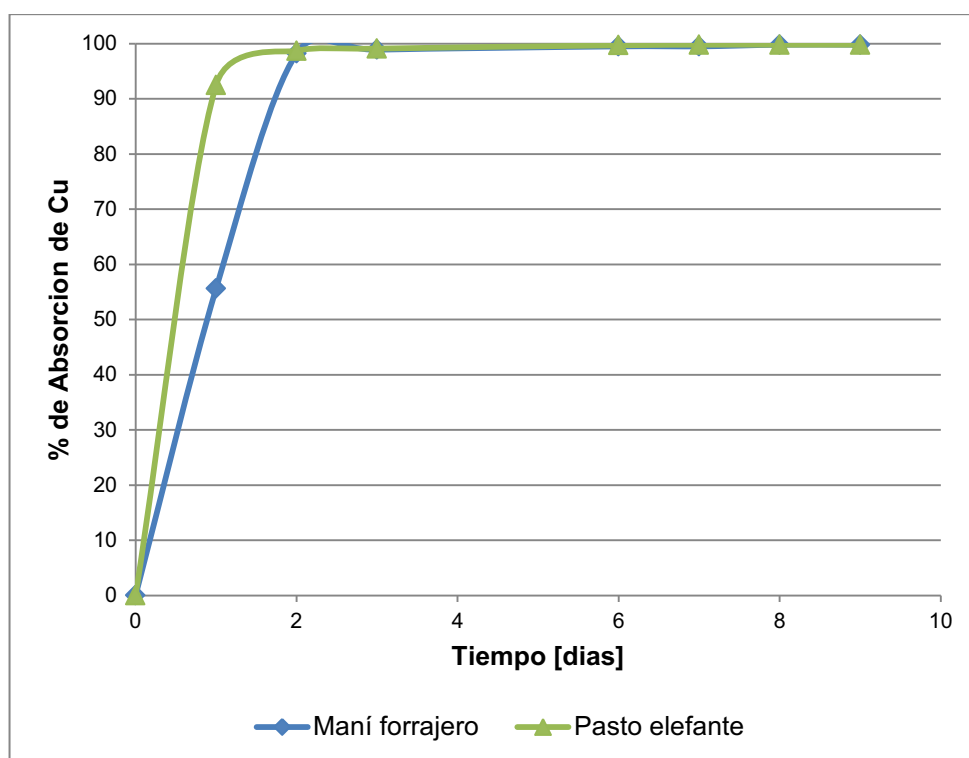


Figura 3.16. Comparación de la capacidad de absorción de cobre entre maní forrajero y pasto elefante en función del tiempo

Como se observa en la figura 3.16, la especie pasto elefante presenta una mayor absorción en un menor tiempo, superior al 90 % al primer día, mientras que para el maní forrajero se tiene un valor similar a partir del segundo día. A los nueve días, las dos especies alcanzan el mayor porcentaje de absorción con un valor de 99,8 %.

El comportamiento de las dos especies es similar; sin embargo, con base análisis de los resultados para el cobre, se tiene que es factible la siembra de maní forrajero en el primer humedal.

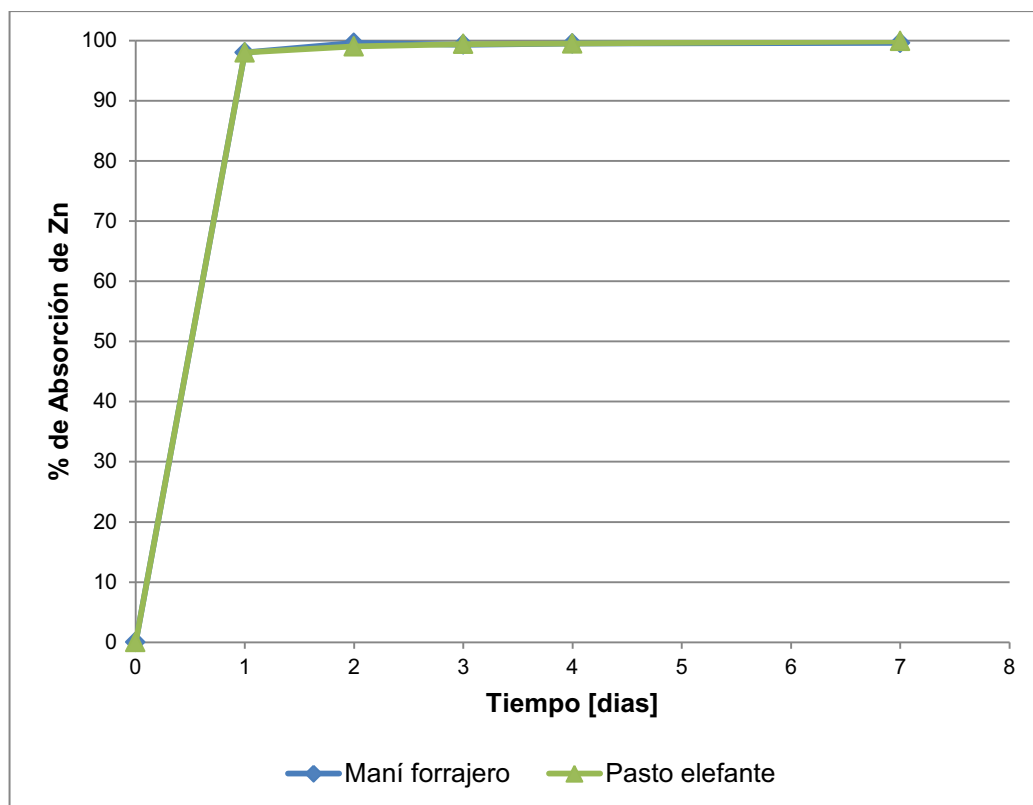


Figura 3.17. Comparación de la capacidad de absorción de zinc entre maní forrajero y pasto elefante en función del tiempo

En la figura 3.17 se observa que las dos especies presentan una misma tendencia en la absorción del zinc, pudiéndose interpretar que tienen la misma cinética. Sin embargo al comparar los datos obtenidos en la tabla 3.8 y 3.11, se observa que la especie pasto elefante presenta un porcentaje de absorción ligeramente mayor de 99,9 % frente a un 99,8 % del maní forrajero. Prácticamente existe diferencia; sin embargo, se utilizó para determinar el orden de siembra en los humedales.

En este caso, se decidió que el maní forrajero sea cultivado al inicio del sistema de humedales artificiales y después el pasto elefante para que cumpla el papel de remover los contaminantes remanentes si fuese necesario.

3.4. DISEÑO E IMPLANTACIÓN DE UN SISTEMA DE HUMEDALES ARTIFICIALES TIPO SISTEMA DE AGUA SUBSUPERFICIAL VERTICAL PARA TRATAMIENTO DE SOLUCIONES SINTÉTICAS

El diseño que se presenta en esta sección se realizó para un sistema formado por dos humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical en el cual se puede procesar 20 L/día.

A continuación se describen los resultados obtenidos durante el diseño e implantación del humedal.

3.4.1. CRITERIOS PARA LA CONSTRUCCIÓN DE HUMEDALES ARTIFICIALES

La construcción de humedales artificiales se basó en criterios de tipo técnico, factores económicos y medioambientales. Se mencionan a continuación las consideraciones que se realizaron en la construcción del humedal.

- Los costos de inversión deben ser bajos, por tanto se utilizó grava y piedra pómez como medio granular. Los contenedores del material granular fueron de polietileno de alta densidad.
- El sistema de humedales y la estructura donde se colocarían son de fácil construcción.
- Diseño del sistema con posibilidad de ajustarlo a las necesidades requeridas de remoción de contaminantes, que implica la disminución o aumento del tiempo de contacto con las plantas.
- Las dimensiones preliminares del humedal fueron consideradas de acuerdo a las características de las plantas a cultivarse en el humedal:
 - **Maní forrajero:** leguminosa perenne de crecimiento rastrero y alto desarrollo estolinífero. Posee amplio rango de adaptación, pero

crece mejor en condiciones de trópico húmedo. La profundidad de su raíz alcanza los 36,5 cm. Los suelos pobres, ácidos, con alta saturación de aluminio no afectan su desarrollo, pero su crecimiento es mejor con buen contenido de materia orgánica [Rettally, 2009; Paladines, 2010].

- **Pasto elefante:** estudios realizados por Rettally, 2009 señalan profundidades radiculares de 110 cm. Este tipo de pasto puede adaptarse a diferentes condiciones ambientales y composición de suelo. El tiempo promedio de vida de esta especie es de 15 a 20 años (Paladines, 2010).
- El sistema de humedales seguirá la cinética obtenida a escala laboratorio, con lo cual la remoción de contaminantes y posterior vertido del efluente estará de acuerdo a lo exigido en normativa ambiental vigente. Un resumen completo de todos los porcentajes de remoción se presenta en el Anexo IV.

Se consideraron estos criterios y debido a una visión futura de implantación de este sistema de tratamiento en lugares donde la economía y el medioambiente son factores primordiales se considera el diseño y construcción una alternativa efectiva.

3.4.2. DISEÑO DE HUMEDALES ARTIFICIALES TIPO SISTEMA DE AGUA SUBSUPERFICIAL VERTICAL

De acuerdo con lo establecido en la sección 2.4.1, se asumió que el humedal artificial se comporta como reactor de flujo ideal en pistón, en el cual los contaminantes se degradan siguiendo modelos cinéticos de primer orden. Se utiliza para esto la ecuación 3.1:

$$\frac{C_o}{C_f} = e^{kt} \quad [3.1]$$

Se presentan a continuación los resultados obtenidos del dimensionamiento, los cálculos se detallan en el Anexo V.

3.4.2.1. Determinación de la constante cinética

Para la determinación de la constante cinética se utiliza un trazador, en este caso cobre. Se consideró un modelo cinético de primer orden como sugiere García y Corzo, 2008 y Sánchez, 2010. Se graficó el logaritmo natural de la concentración de cobre en función del tiempo.

Debido a que los valores para la variación R^2 , en cinética de primer orden no se acercaban a la unidad, se decidió probar con cinética de segundo orden. Sin embargo, los resultados obtenidos estaban más alejados (0,7968); por tanto, se resolvió trabajar con cinéticas de primer orden como sugiere la literatura.

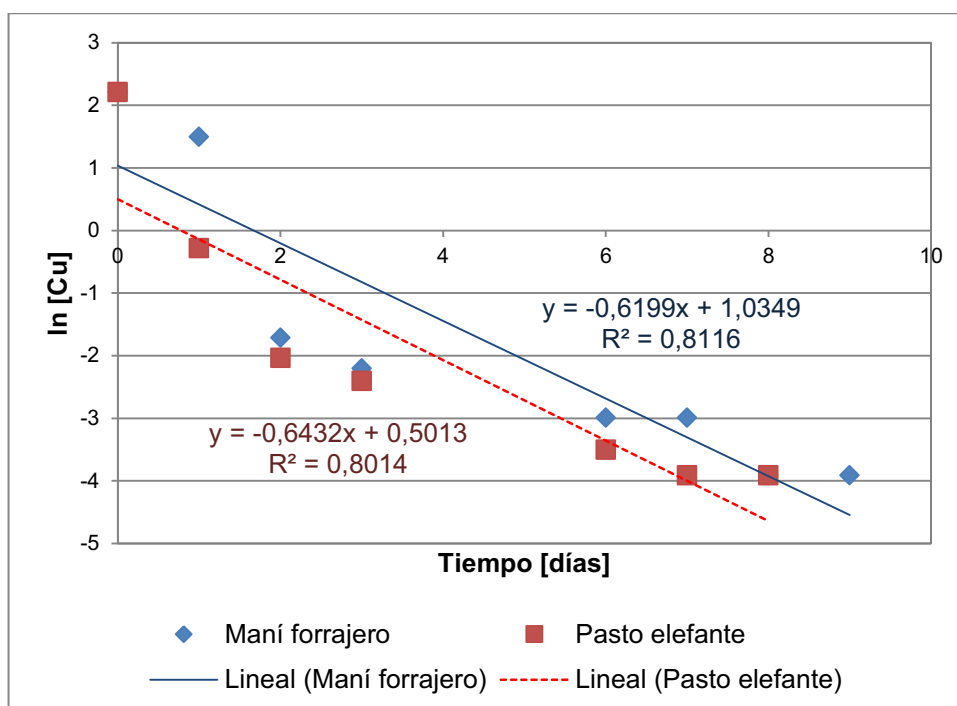


Figura 3.18. Cinética de absorción de cobre para maní forrajero y pasto elefante

Para obtener el gráfico de la figura 3.18 se obtuvo el logaritmo natural de las concentraciones en función del tiempo que se describen en la tabla 3.8 y 3.11. De

acuerdo al grafico se observa que el modelo cinético cumple parcialmente con la condición de cinética de primer orden ya que el valor de la variación dista un poco de la unidad; sin embargo, es el valor más cercano a la unidad que se obtuvo en los ensayos. Esto debido a los diversos procesos internos que ocurren en un humedal artificial. De este grafico se obtiene los datos presentados en la tabla 3.18.

Tabla 3.18. Constante cinética de primer orden utilizando cobre como trazador

Especie	Constante cinética k [día⁻¹]	R²
Maní forrajero	0,6199	0,8116
Pasto elefante	0,6432	0,8014
Promedio	0,6316	0,8065

Determinada la constante se recopiló los demás datos para realizar el dimensionamiento, como se presenta en la tabla 3.19.

Tabla 3.19. Datos para el diseño preliminar

PARÁMETROS	DESCRIPCIÓN	UNIDADES	VALOR
k	Constante cinética	día ⁻¹	0,6316
Q	Caudal de entrada	L/día	20
ε*	Porosidad del material		0,38
h	Altura del humedal	m	0,40
Co	Concentración inicial del contaminante	mg/L	20
C	Concentración final del contaminante	mg/L	1
T	Temperatura	°C	18

*Sánchez, 2010

En la tabla 3.20, se muestra los resultados obtenidos en el diseño del humedal, el cual se realizó a partir de las ecuaciones 2.1, 2.3 y 2.4 y con los datos presentados en la tabla 3.19. Los cálculos se detallan en el Anexo V.

En primera instancia se determinó el área superficial total del humedal y se dividió para dos lo cual permite disminuir el tiempo de retención y aumentar la eficiencia

en la remoción de contaminantes. Con la relación largo/ancho de 1,5 se obtuvo las dimensiones de cada humedal.

Tabla 3.20. Datos de diseño del humedal

PARÁMETROS	DESCRIPCIÓN	UNIDADES	VALOR
As	Área superficial total	m ²	0,58
W	Ancho	m	0,38
L	Longitud	m	0,57
t	Tiempo de retención hidráulico	días	2,27
n	Numero de celdas	-	2

El área superficial calculada será empleada en dos humedales, en uno de ellos se sembró maní forrajero y en el otro pasto elefante, de acuerdo a los resultados obtenidos en la sección 2.3.4.4. El primer humedal es el de lijado, la especie cultivada aquí presenta una menor absorción por tanto los remanentes de carga contaminante pasaran al humedal de pulido en el cual se eliminó los contaminantes restantes.

Una vez dimensionados los humedales se procedió a delinear las conexiones de ingreso y salida de efluente así como las del drenaje del líquido remanente. Esta última para evitar la acumulación de material al fondo del humedal. El diseño de las conexiones se realizaron con base a experiencias con humedales artificiales a escala laboratorio que operaban en secuencia batch.

En la figura 3.19 se detallan las medidas del humedal artificial en cm. El material del contenedor del sustrato inerte es de polietileno de alta densidad. Las mangueras plásticas para la distribución del efluente tienen un diámetro de interno de 0,5 cm.

Se dejó un espacio de 5 cm en la parte superior para evitar el derrame del efluente de darse una inundación ya sea por altas precipitaciones o un aumento en el caudal de ingreso.

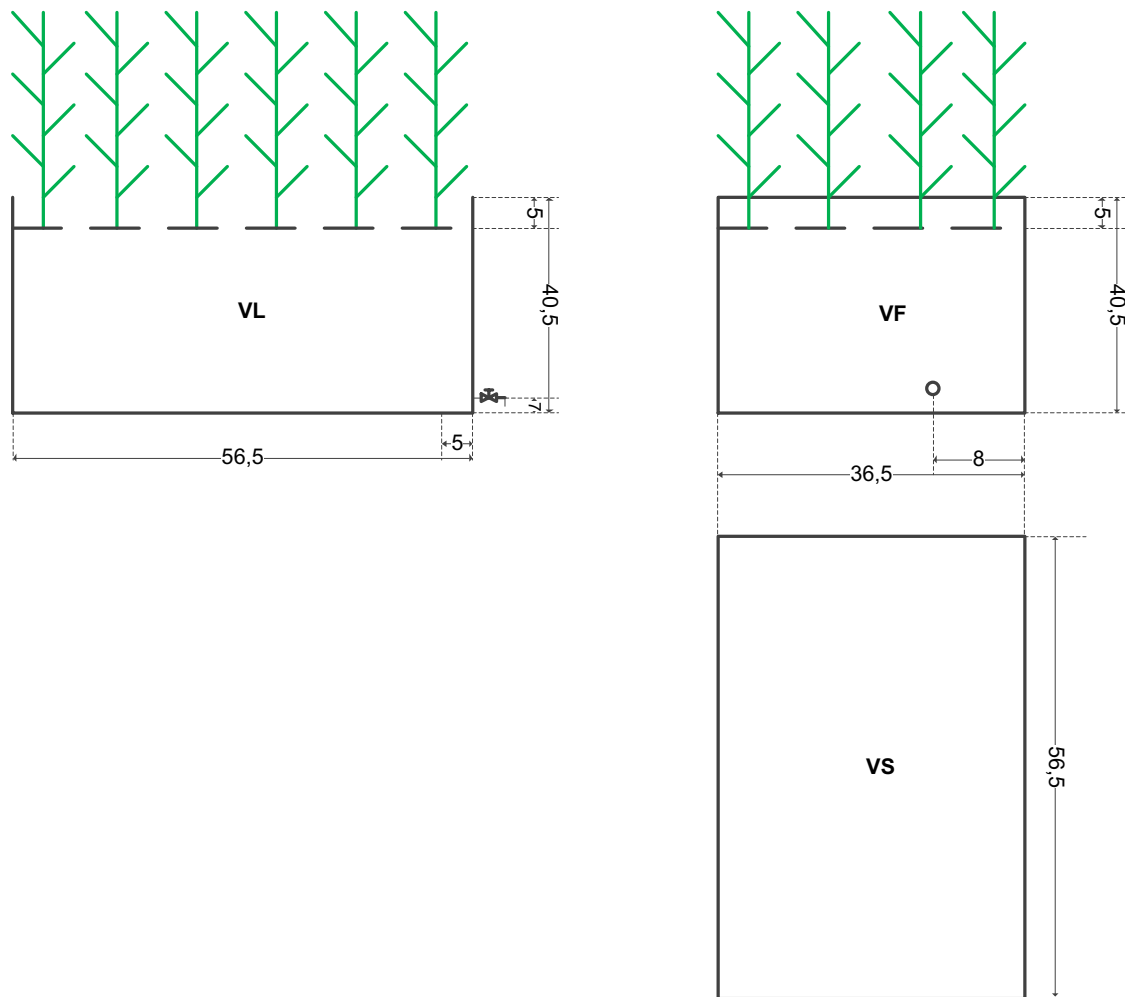


Figura 3.19. Dimensiones del humedal artificial

Los humedales debido a su principio funcionan con la gravedad, por tanto fue necesaria la construcción de una estructura para aprovechar este fenómeno. El diseño se realizó con base a las dimensiones de cada humedal. La pendiente de 0,07 m se estableció de acuerdo a criterios de pérdida de carga mencionados en Sánchez, 2010. El material es de acero al carbono recubierto con pintura anticorrosiva para evitar su deterioro.

Las dimensiones de la estructura que soporta los humedales se presentan en la figura 3.20. Esta se encuentra fijada a la superficie mediante tornillos que impiden el movimiento de la misma.

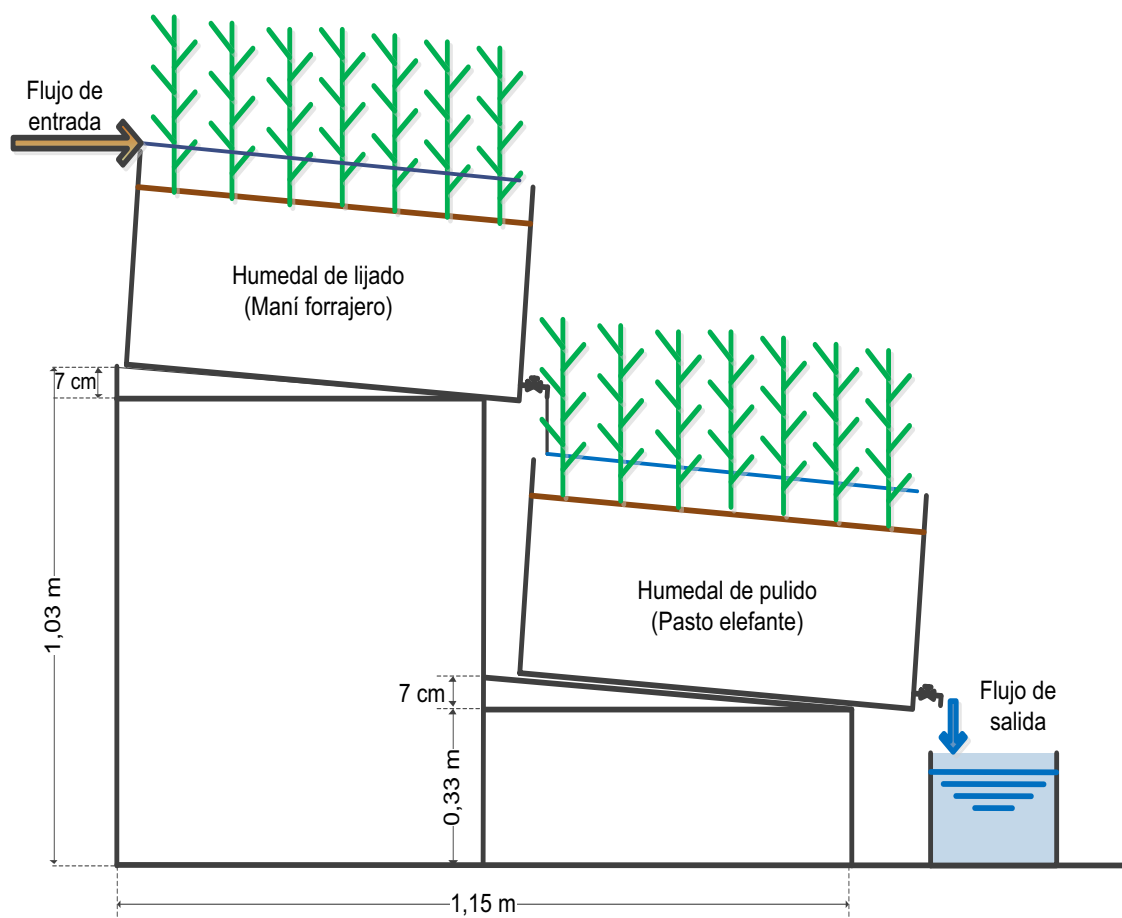


Figura 3.20. Esquema de la estructura de soporte del humedal

El efluente es bombeado al humedal de lijado desde un tanque de reserva con un caudal de 20 L/día. En la figura 3.21, se observa la disposición del recipiente de alimentación. Por gravedad el agua ingresa al segundo humedal para posteriormente salir hasta un tanque de recolección.

El sistema de distribución de agua se realiza por goteo y está conformado por una línea que pasa entre las plantas como se observa en la figura 3.21. El efluente pasa a través de cada humedal en aproximadamente 2 días.

Las cubetas fueron colocadas sobre la estructura para posteriormente colocar el sustrato inerte y realizar la siembra de las dos especies seleccionadas (maní forrajero y pasto elefante), una en cada humedal. Este procedimiento se describe en la sección 3.4.3.

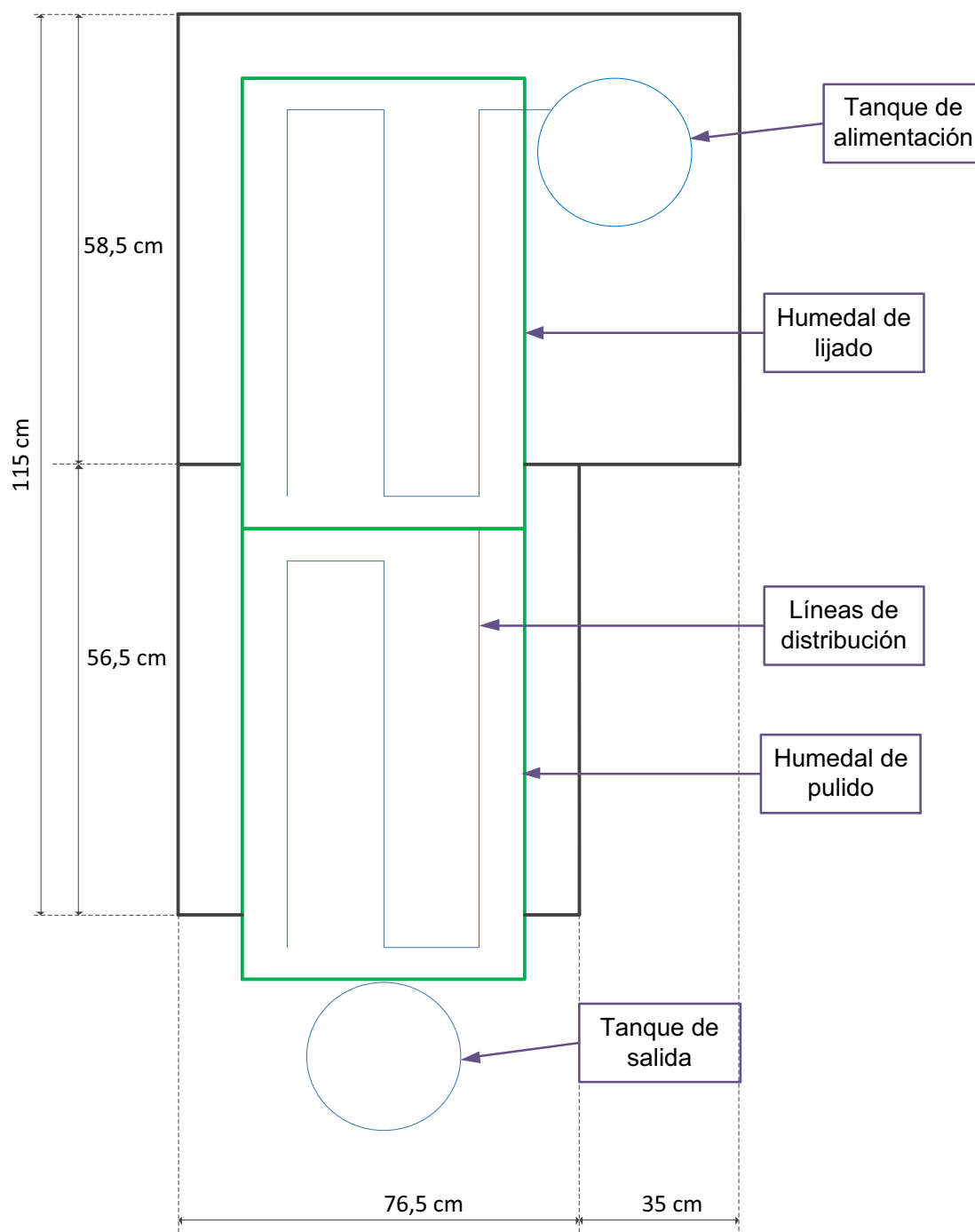


Figura 3.21. Vista superior del humedal

La instalación completa del sistema de tratamiento por fitorremediación mediante humedales artificiales ocupa un área superficial total de 1,28 m². Estos se construyeron para operar con flujo subsuperficial en condiciones de alimentación continua (20 L/día), es decir se suministró caudal durante todo el día.

3.4.3. IMPLANTACIÓN DE UN SISTEMA DE HUMEDALES ARTIFICIALES TIPO SISTEMA DE AGUA SUBSUPERFICIAL VERTICAL

De acuerdo a lo descrito en la sección 2.4.2, se determinó la distribución de las capas de sustrato inerte de la manera como se presenta en la figura 3.22, todos los valores presentados se encuentran en centímetros.

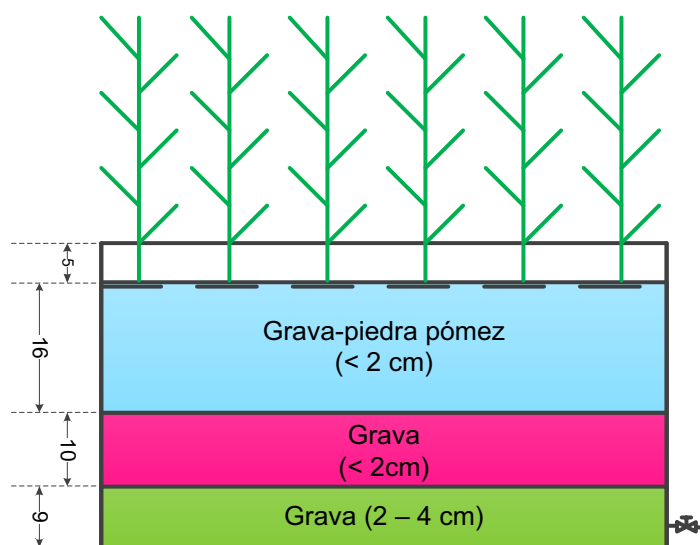


Figura 3.22. Distribución del sustrato inerte en el humedal

El sustrato fue previamente lavado con agua destilada y desinfectado con cloro en solución como se describió en la sección 2.3.3.2. Se coloca grava de 2–4 cm en la primera capa para evitar que la llave de salida se tapone con piedras pequeñas; además, de airear la parte profunda mejorando así el proceso aerobio característico de este tipo de humedales. La segunda capa permite un mejor desarrollo de las raíces y la capa superior una mezcla de grava-piedra pómez asegura la retención de una cantidad de humedad que facilitará el desarrollo de la planta. La grava al no ser porosa no retiene el agua y genera la resequedad de la raíz, en cambio, la piedra pómez tiene un alto porcentaje de retención de agua debido a su elevada porosidad (70 %) (Rodríguez, 2002).

Para la siembra se emplearon 40 plantas de maní forrajero y 40 plantas de pasto elefante que habían sido sembradas en grava y tenían 2 meses de adaptación,

por tanto sus raíces ya estaban acostumbradas al medio como se observa en la figura 3.23.



Figura 3.23. Plantas de pasto elefante (derecha) y maní forrajero (izquierda) con dos meses de adaptación

Plantas de pasto elefante fueron trasplantadas al humedal de lijado mientras que en el de pulido se cultivó el maní forrajero. La siembra se realizó en tres líneas al igual que la disposición del sistema de distribución de agua. La distancia de cultivo entre las plantas es de 6 cm a lo ancho y 3 cm a lo largo como se muestra en la figura 3.24.

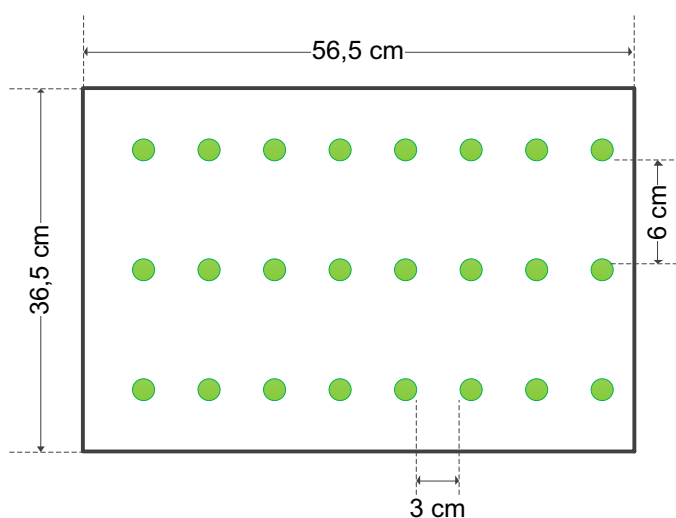


Figura 3.24. Distribución del cultivo en el humedal

Una vista del humedal totalmente implementado se presenta en la figura 3.25. En el humedal superior se encuentra cultivado maní forrajero y en el inferior pasto elefante.

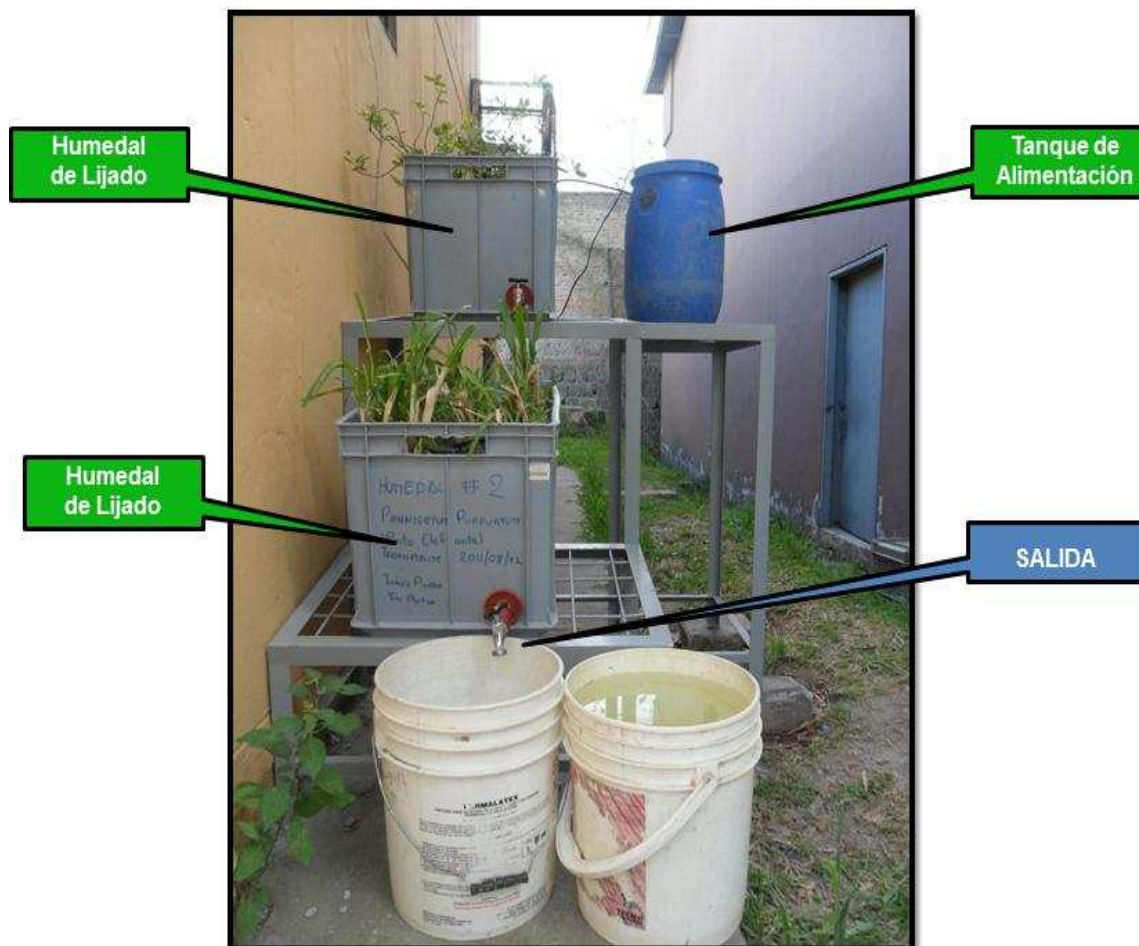


Figura 3.25. Sistema de humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical

El sistema de humedales artificiales se encuentra ubicado en la parte posterior del DEMEX y está formado por dos celdas (humedales) conectadas en serie que procesan 20 L/día de efluente. Se debe escoger para su implantación un lugar donde los vientos no sean fuertes y la exposición al sol no sea muy alta.

Las dimensiones en el diseño realizado para el sistema de humedales artificiales se detallan en el Anexo VI y los costos involucrados en su implementación en el Anexo VII.

3.4.4. VERIFICACIÓN DE FUNCIONAMIENTO DEL SISTEMA DE HUMEDALES ARTIFICIALES

Antes de trabajar con los efluentes lixiviados del relleno sanitario El Inga, se constató el correcto funcionamiento del humedal. Para ello se monitoreo la absorción de Cu y Zn de soluciones sintéticas con concentraciones de 10 mg/L. Los resultados se presentan en la figura 3.26.

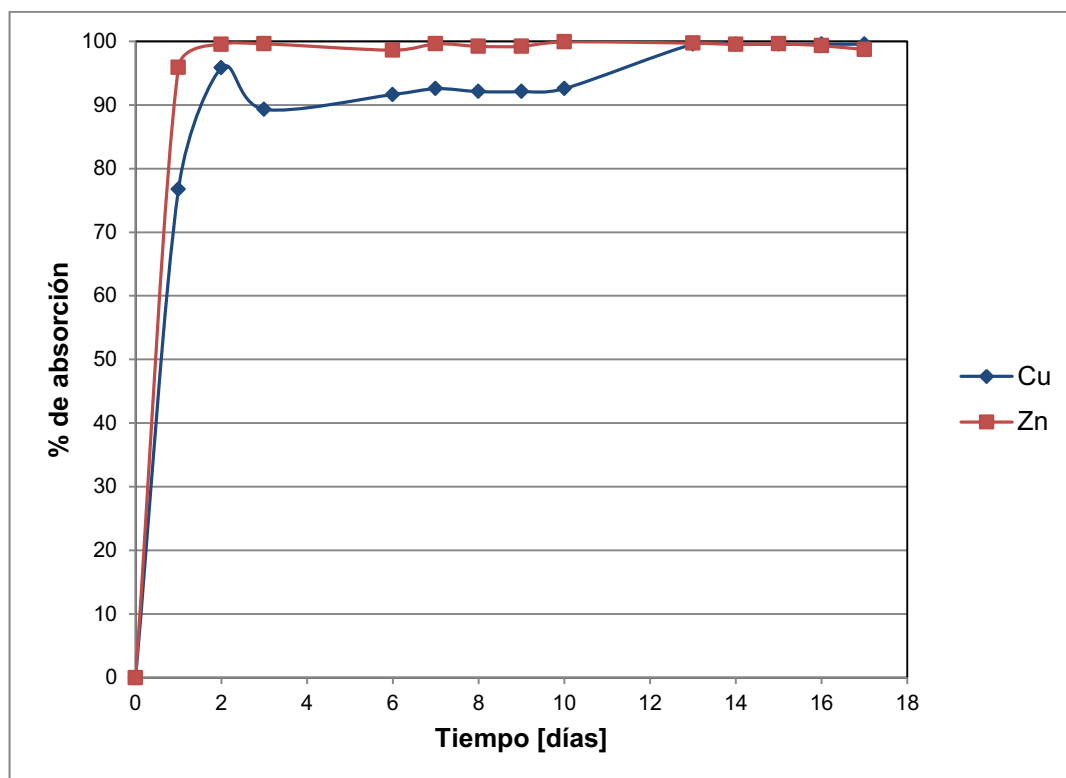


Figura 3.26. Absorción de Cu y Zn en un sistema de humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical

Como se observa en la figura 3.26 el sistema de humedales artificiales permite una remoción de zinc mayor al 90 % a partir del primer día y para el cobre a partir del tercero, lo cual confirma su adecuado funcionamiento. La grafica presentada tiene la misma tendencia a la obtenida en los ensayos a escala laboratorio en los cuales se tiene la eliminación de los metales en un porcentaje superior al 90 %.

El efluente cumple con la normativa ambiental a partir del primer día para los dos metales con concentraciones de 0,5 mg/L Cu y 0,41 mg/L Zn. Además, las

concentraciones se mantienen constantes a partir del día 13 con 0,01 mg/L Cu y 0,03 mg/L Zn con lo cual se obtienen valores de remoción mayores al 99 %.

En este ensayo no se observó marchitamiento de las plantas, ya que la concentración de Cu y Zn no eran muy elevadas. A pesar del correcto funcionamiento respecto a la remoción de contaminantes, se observó que en ocasiones el sistema de riego colapsaba debido a que se tapaban los agujeros por donde se realizaba el goteo. Con esto el flujo de salida no era constante y en ocasiones el tiempo de residencia aumentaba.

Para solucionar el problema de taponamiento se realizó agujeros más grandes para que el goteo no se vea afectado por la contracción que sufren las mangueras de distribución y en menor incidencia por la acumulación de sólidos. Además, se realizó un control diario de las tuberías mediante la verificación del flujo de salida del sistema.

3.5. REMOCIÓN DE DBO₅, DQO, SÓLIDOS (SUSPENDIDOS, DISUELTOS Y TOTALES), COLOR, COLIFORMES FECALES Y METALES PESADOS (Zn y Cu) EN HUMEDALES ARTIFICIALES PARA LIXIVIADOS DEL INGA PRETRATADOS POR ELECTROCOAGULACIÓN

Los humedales artificiales se construyeron para operar con flujo subsuperficial en condiciones de alimentación continua, es decir se suministró caudal durante todo el día con un tiempo de permanencia del agua residual dentro del sistema de 24 horas. Los efluentes que se trataron por fitorremediación fueron el lixiviado 1 pretratado por electrocoagulación y el lixiviado 2 proveniente de un tratamiento existente en el relleno sanitario.

A continuación se presentan los resultados obtenidos para el tratamiento con fitorremediación de estos dos efluentes.

3.5.1. LIXIVIADO CRUDO PRETRATADO POR ELECTROCOAGULACIÓN

La caracterización completa del lixiviado pretratado por electrocoagulación se presenta en la tabla 3.3 de la sección 3.2.2. Este efluente ingresó al humedal con un flujo de entrada de 2,5 L/h, se trabajó durante 2 días y se realizó la retroalimentación del efluente cada día. El tiempo de permanencia se eligió en función de los cálculos realizados en el dimensionamiento del humedal y los resultados obtenidos para la remoción de Cu y Zn con soluciones sintéticas (2 días).

Los parámetros analizados más importantes debido a su alta carga contaminante se presentan en la tabla 3.21, donde se muestra la concentración de contaminantes al ingreso del humedal (pretratados con electrocoagulación) y la de salida, después de usar el tratamiento de fitorremediación. Un resumen completo de los porcentajes de remoción se detalla en el Anexo IV.

Tabla 3.21. Remoción de DBO₅, DQO, SS, sólidos totales, sólidos disueltos, coliformes fecales y color mediante fitorremediación

PARÁMETRO	UNIDAD	AFLUENTE	EFLUENTE	% REMOCIÓN
Coliformes fecales	NMP/100mL	2	< 2	-
Color aparente	mg Pt-Co/L	1 140	1 990	< 0
DBO ₅	mg/L	977,1	82	91,6
DQO	mg/L	4 020	1 390	65,4
Sólidos suspendidos	mg/L	152	132	13,2
Sólidos totales	mg/L	9 834	8 236	16,3
Sólidos totales disueltos	mg/L	9 682	8 104	16,3
Cobre	mg/L	1,08	0,08	92,6
Zinc	mg/L	2,21	0,18	91,9

En el caso de la DBO₅ y DQO hay una eliminación de 91,6 % y 65,4 % respectivamente. Lo cual indica que las plantas han utilizado parte de la carga contaminante (compuestos nitrogenados, sulfurados, etc.) como nutrientes para su desarrollo; además, revela la presencia de microorganismos que degradan esta materia orgánica.

La relación DBO_5/DQO al inicio tiene un valor de 0,24 lo cual señala que puede ser depurado con tratamiento biológico (fitorremediación), en cambio, presenta un valor de 0,05 al final del proceso, que muestra un aumento de su estabilidad; por tanto, ya no es susceptible de tratarse biológicamente.

Para los SS, ST y sólidos totales disueltos las remociones son similares. Con valores que se encuentran alrededor del 15 %. Lo cual indica que la sedimentación no esta siendo efectiva; sin embargo, para los SS este porcentaje es suficiente para obtener una concentración cercana a lo estipulado en la normativa (100 mg/L).

Los metales pesados Cu y Zn, presentan remociones de 92,6 % y 91,9 % respectivamente, los cuales son previsibles debido a los resultados obtenidos con soluciones sintéticas. Sus concentraciones disminuyen hasta los valores establecidos en la norma ambiental (1 mg/L para Cu y 2 mg/L para Zn).

El color es un parámetro que en lugar de disminuir presenta un aumento significativo de 74 %. Este aumento puede deberse al aumento de ácidos húmicos que son la fracción no biodegradable proveniente de la degradación biológica de la materia orgánica, lo cual se considera una situación normal en sistemas biológicos como señala Hoffman *et al.*, 2011.

Al finalizar el tratamiento las dos especies presentaban un mayor desarrollo foliar, con leves marchitamientos. Esto se debe a la presencia de humus en el suelo lo cual le permite retener mayor cantidad de nutrientes para el crecimiento de las plantas.

Debido a este aumento de color en la muestra y la necesidad de disminuir la carga orgánica, fue necesario un proceso adicional por lo cual se empleó la adsorción en columnas de carbón activado cuyos resultados se presentan en la sección 3.5.3.

3.5.2. LIXIVIADO SIN PRETRATAMIENTO DE ELECTROCOAGULACIÓN

La caracterización de este lixiviado se presentó en la tabla 3.1 en la sección 3.1. Como se mencionó, este lixiviado no requirió del pretratamiento de electrocoagulación debido a que sus características eran las adecuadas para el ingreso al sistema de humedales. Se evaluó los mismos parámetros que para el lixiviado pretratado por electrocoagulación, las remociones de estos contaminantes se presenta en la tabla 3.22. Los demás parámetros se encuentran tabulados en el Anexo IV.

Tabla 3.22. Remoción de DBO₅, DQO, SS, sólidos totales, sólidos disueltos, coliformes fecales y color mediante fitorremediación

PARÁMETRO	UNIDAD	AFLUENTE	EFLUENTE	% REMOCIÓN
Coliformes fecales	NMP/100mL	3,6	2	44,4
Color aparente	mg Pt-Co/L	1 243	618	50,3
DBO ₅	mg/L	< 2	< 2	-
DQO	mg/L	710	307	56,8
Sólidos suspendidos	mg/L	204	198	2,9
Sólidos totales	mg/L	10 616	6 534	38,4
Sólidos totales disueltos	mg/L	10 412	6 246	40,0
Cobre	mg/L	1,08	0,06	94,4
Plomo	mg/L	0,6	< 0,01	98,3
Zinc	mg/L	2,41	0,2	91,7

Para este lixiviado la relación DBO₅/DQO presentó un valor (0,003) inferior al indicado (0,3–1) para la factibilidad de procesos biológicos como sistema de tratamiento. Sin embargo, se realizó la fitorremediación debido a la presencia de metales pesados (Cu, Pb y Zn) cuyos resultados de remoción en soluciones sintéticas superan al 90 %.

En cuanto a la DQO, la degradación de materia orgánica en presencia de oxígeno alrededor de la raíz ó por absorción en las plantas arrojan resultados de remoción cercanos al 60 %, un valor semejante al obtenido para el lixiviado 1 (65 %); con lo

cual se comprueba la capacidad fitorremediadora de las dos especies cuando se tiene compuestos orgánicos.

La eliminación de sólidos totales y disueltos alcanza valores alrededor del 40 % mientras que para los SS se tiene una remoción del 2,9 %, ocasionada por la baja concentración inicial, por tanto, ya no se retienen en el medio granular en cantidades apreciables como los ST y disueltos.

Los resultados para los metales pesados son previsibles con remociones superiores al 90 %, lo cual indica la capacidad de absorción de metales por parte de las plantas. Las concentraciones obtenidas están bajo lo estipulado en la normativa ambiental (1 mg/L para Cu, 0,2 mg/L para Pb y 2 mg/L para Zn).

Como se observa en la tabla 3.22, a diferencia del lixiviado pretratado por electrocoagulación la remoción de color es considerable (50,3 %), lo cual señala baja presencia de compuesto húmicos. Por tanto baja capacidad del suelo para retener nutrientes, un hecho que se comprobó con la disminución del área foliar de las plantas.

Se observa, al final de la prueba, que los parámetros evaluados no se encuentran bajo los límites permisibles de la norma ambiental vigente, por lo cual se decidió emplear también con este efluente la adsorción en carbón activado teniendo como parámetro de mayor influencia el color.

3.5.3. REMOCIÓN DEL COLOR DE LOS LIXIVIADOS DEL RELLENO SANITARIO EL INGA POR EL PROCESO DE ADSORCIÓN EN CARBÓN ACTIVADO

Para la determinación de la cinética del carbón se realizaron pruebas con el lixiviado 1 tratado con electrocoagulación–fitorremediación debido a que presenta mayor concentración de color y sólidos disueltos. Los sólidos disueltos tapan los poros del carbón disminuyendo su capacidad de adsorción, por tanto se decidió

trabajar a condiciones críticas para evitar algún problema si la carga contaminante aumenta.

Determinada la cinética de adsorción se procesó los dos tipos lixiviados, el uno pretratado con electrocoagulación-fitorremediación y el otro sólo con fitorremediación.

3.5.3.1. Cinética de la remoción de color en carbón activado

La concentración inicial de color fue de 1 990 mg Pt-Co/L, se realizaron ensayos con diferentes cantidades de carbón como se observa en la figura 3.27.

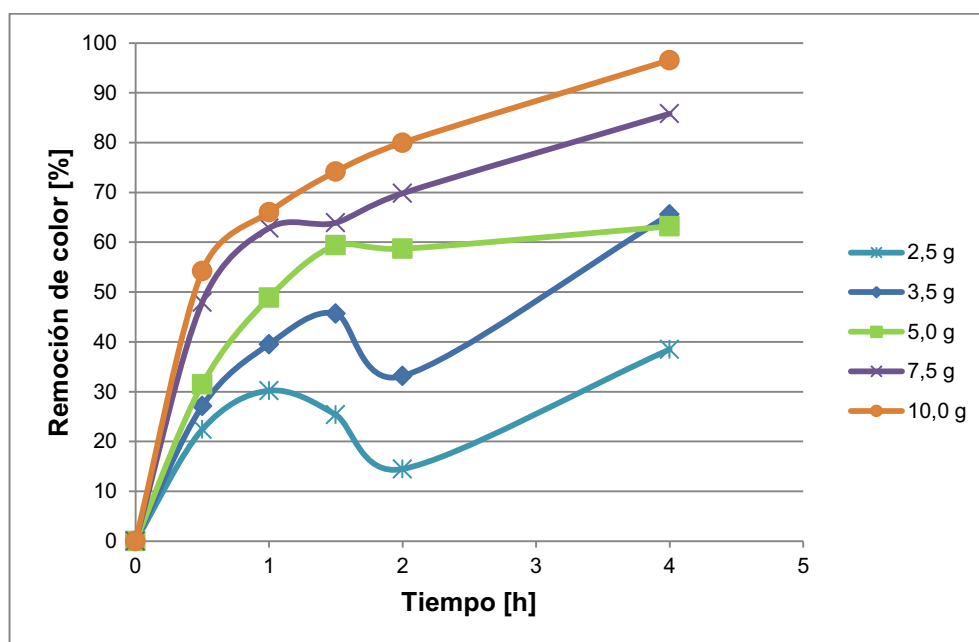


Figura 3.27. Cinética de remoción de color para un volumen de 100 mL de efluente con diferentes masas de carbón activado

La remoción con 7,5 y 10 g de carbón activado presentan una tendencia similar, con valores superiores al 60 % a partir de la primera hora y con resultados máximos a las 4 horas (86 % y 97 % respectivamente). Lo cual señala a los 10 g como la cantidad óptima puesto que alcanza una concentración final de color de 29 mg Pt-Co/L.

Por otro lado, la remoción con pequeñas cantidades (5; 3,5 y 5 g) presentan una tendencia semejante entre ellas con valores máximos inferiores a 70 % a 4 horas de iniciado el proceso. Para estas dosis el aumento del porcentaje de remoción es mínimo en comparación al tiempo transcurrido.

Con base a estos resultados se realizó la determinación de la isoterma de adsorción a 4 horas de tiempo de contacto.

3.5.3.2. Determinación de la isoterma de adsorción

Para determinar la isoterma de adsorción que se ajustaba a los datos obtenidos se evaluó dos modelos (Freundlich y Langmuir). Los mejores resultados se obtuvieron para la isoterma de Freundlich. Los cálculos realizados se detallan en el Anexo VIII.

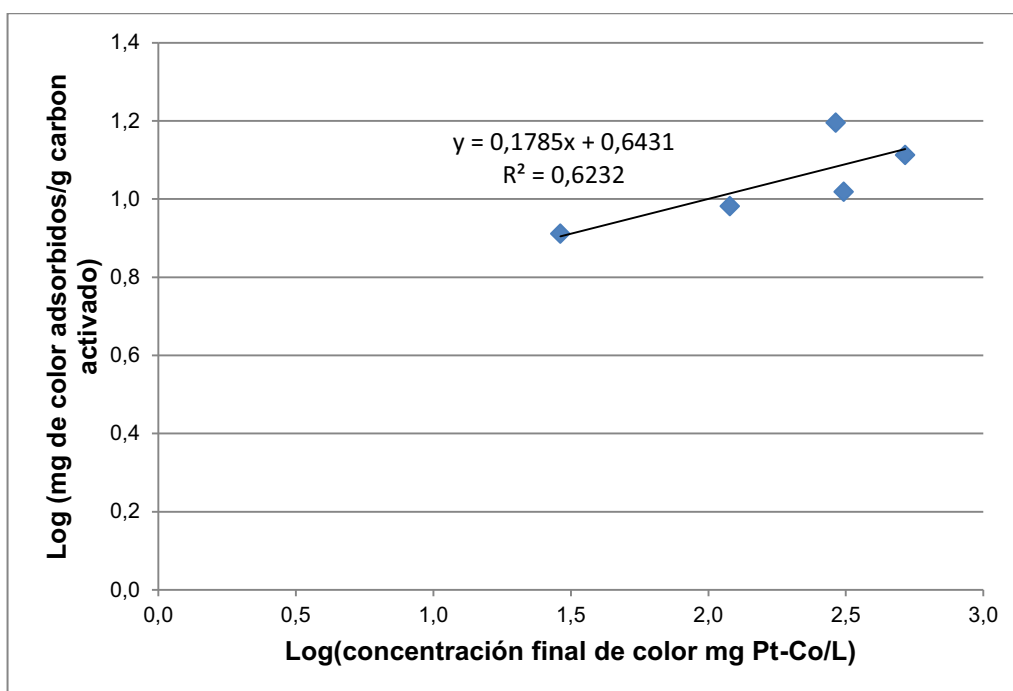


Figura 3.28. Isooterma de adsorción en lechos agitados. Concentración inicial 1 990 mg Pt-Co/L; volumen; 100 mL; tiempo de agitación: 4 horas

Como se muestra en la figura 3.28, el coeficiente de correlación para la isoterma de Freundlich (0,6232) señala que este modelo no se ajusta en su totalidad a la forma en que se adsorben los lixiviados. Esto ocurre debido a que los modelos se elaboraron para la remoción de una sola sustancia y no una mezcla de sustancias, como es el caso de los lixiviados (materia orgánica, inorgánica, coliformes, SS, ST, etc). Méndez et al., 2009, señala un coeficiente de 0,49 y obtiene remociones superiores al 60 %, en el presente estudio se obtuvieron remociones superiores al 70 %.

La ecuación 3.2 se obtuvo al linealizar la ecuación de Freundlich y emplear los datos de la figura 3.28.

$$y = 0,1785x + 0,6431 \quad [3.2]$$

De la ecuación 3.2 se obtienen las constantes k y n de la ecuación de Freundlich con valores de 4,396 y 5,502 respectivamente.

La ecuación 3.3 representa la ecuación de la isoterma de Freundlich para este caso de estudio.

$$\frac{x}{m} = 4,396 C_f^{1/5,502} \quad [3.3]$$

3.5.3.3. Capacidad de adsorción en columnas empacadas de carbón activado para lixiviados pretratados con electrocoagulación – fitorremediación

Las concentraciones y porcentajes de remoción para los parámetros con mayor influencia en la carga contaminante del lixiviado 2 se muestran en la tabla 3.23. Para este proceso se utilizó una columna con 300 g de carbón activado y un caudal de ingreso de 2,5 L/h.

Tabla 3.23. Remoción de DBO₅, DQO, SS, ST, sólidos disueltos y color mediante adsorción en carbón activado para efluente de electrocoagulación – fitorremediación

PARÁMETRO	UNIDAD	AFLUENTE	EFLUENTE	% REMOCIÓN
Color aparente	mg Pt-Co/L	1 990	584	70,7
DBO ₅	mg/L	82	69,3	15,5
DQO	mg/L	1 390	135	90,3
Sólidos suspendidos	mg/L	132	96	27,3
Sólidos totales	mg/L	8 236	1 228	85,1
Sólidos totales disueltos	mg/L	8 104	1 112	86,3

La remoción del color alcanza valores de 70 %, similares a los obtenidos por Méndez *et al.*, 2009 (60 %), lo cual indica también la remoción de materia orgánica puesto que esta proporciona la coloración. Esto se verifica en los parámetros de DQO y DBO₅, los cuales presentan valores de 90,3 % y 15,5 % respectivamente. Con base a los resultados obtenidos se comprueba que el proceso de adsorción es factible de realizar a pesar de que el coeficiente de correlación sea bajo (0,6232).

En cuanto a los sólidos suspendidos la remoción alcanzada (27,3 %) permite obtener una concentración (96 mg/L) que se sitúa bajo los límites estipulados en la normativa (100 mg/L).

Por otro lado, los sólidos totales y disueltos presentan remociones con valores alrededor del 85 %. Estos resultados a diferencia de los obtenidos para los demás parámetros son alcanzados después de realizarse 7 recirculaciones del efluente a través de la columna.

Los resultados cualitativos durante el tratamiento de este lixiviado se observan en la figura 3.29.

En estos resultados es visible el cambio de color que sufre el lixiviado durante los procesos de depuración recibidos: electrocoagulación, fitorremediación y adsorción, lo cual confirma la eficiencia del sistema de tratamiento.

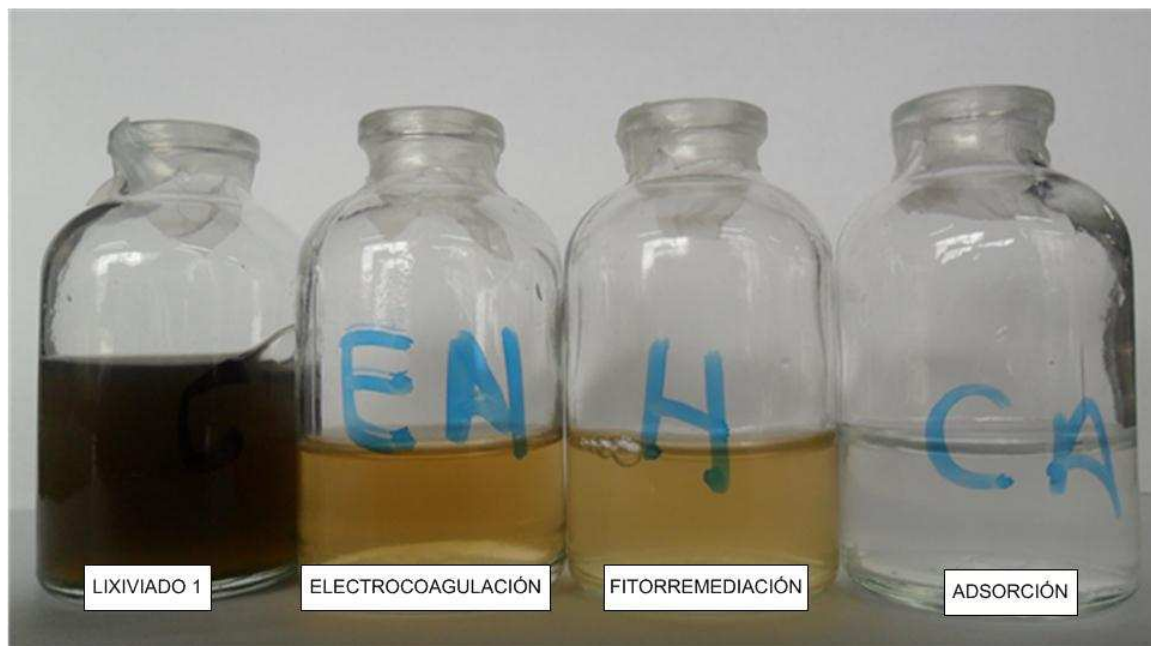


Figura 3.29. Variación del color del lixiviado crudo durante los tratamientos realizados

El lixiviado crudo presenta una coloración oscura la cual se ve drásticamente reducida (remoción del 79 %) al pasar a través del tratamiento primario. En esta etapa presenta un color café claro debido a la eliminación de la mayor parte de sustancias suspendidas. Al final de tratamiento secundario, el color prácticamente no presenta variación. Los resultados cuantitativos muestran un aumento en su valor de 1 140 a 1 990 mg Pt-Co/L debido a la formación de compuestos húmicos. Es en el proceso acabado donde se retiró todo el color del lixiviado, con lo cual se obtuvo un efluente cuyas características permiten su descarga a los cauces de agua, según la normativa ambiental para descargas líquidas presentadas en la Ordenanza 213 del MDMQ.

3.5.3.4. Capacidad de adsorción en columnas empacadas de carbón activado para lixiviados pretratados con fitorremediación

En la tabla 3.24 se detallan las remociones de DBO₅, DQO, SS, ST, sólidos disueltos y color al utilizar una columna semejante a la usada en el tratamiento del lixiviado 1.

Tabla 3.24. Remoción de DBO₅, DQO, SS, ST, sólidos disueltos y color mediante adsorción en carbón activado para efluente de fitorremediación

PARÁMETRO	UNIDAD	AFLUENTE	EFLUENTE	% REMOCIÓN
Color aparente	mg Pt-Co/L	618	45	92,7
DBO ₅	mg/L	< 2	< 2	-
DQO	mg/L	307	80	73,9
Sólidos suspendidos	mg/L	198	28	85,9
Sólidos totales	mg/L	6 534	1 530	76,6
Sólidos totales disueltos	mg/L	6 246	1 602	74,4

Como se puede observar en la tabla 3.24, el mayor porcentaje de adsorción se obtuvo para el color (92,7 %) conjuntamente con la DQO (73,9 %) y sólidos suspendidos (85,9 %), con estas remociones se alcanzó los valores estipulados en la normativa (inapreciable en dilución 1/20 para color, 123 mg/L para DQO y 100 mg/L para SS).

Por otro lado, los sólidos totales y disueltos presentan remociones con valores que rodean el 75 %. Estos resultados a diferencia de los obtenidos para los otros tres parámetros son alcanzados después de realizase 5 recirculaciones del efluente a través de la columna.

La disminución en la coloración se observa en la figura 3.30, donde se presentan los cambios cualitativos que ha sufrido el lixiviado durante los procesos recibidos (fitorremediación y adsorción).

A diferencia del lixiviado 1, este ha recibido un tratamiento con lodos activados y biorreactores de membrana por lo cual el color inicial que presenta es un café-pardo. Después del primer tratamiento (fitorremediación), el aspecto visual del lixiviado no difiere mucho del inicial; sin embargo, en forma cuantitativa se señala una remoción del 50 %, el cual es un valor considerable. Al igual que para el lixiviado 2, la mayor eliminación del color se tuvo en el proceso de adsorción en carbón activado (92,7 %). Al finalizar el tratamiento de este efluente se observó que presenta las condiciones para ser descargado en cauces de agua, según lo

estipulado en la normativa ambiental para descargas líquidas de la Ordenanza 213 del MDMQ.

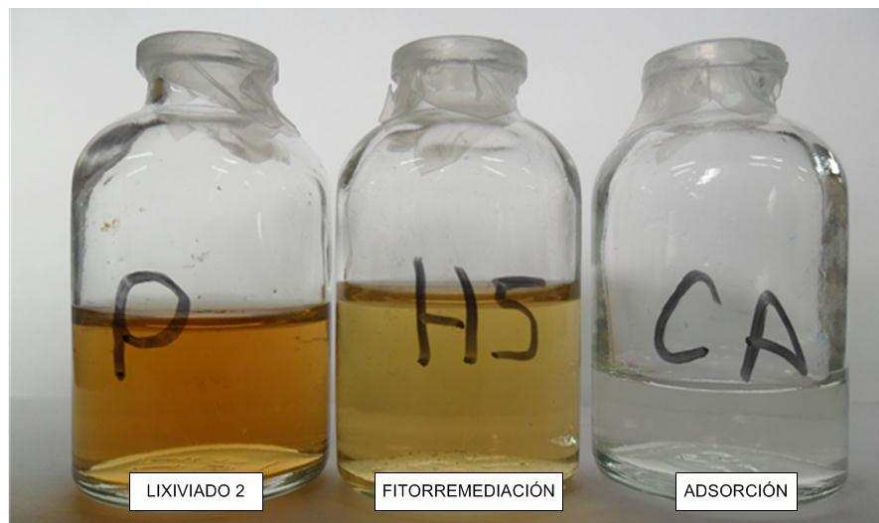


Figura 3.30. Variación del color del lixiviado pretratado durante los tratamientos realizados

3.6. ESQUEMA Y EVALUACIÓN ECONÓMICA PRELIMINAR PARA EL TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS DEL RELLENO SANITARIO EL INGA

Se propone dos esquemas de tratamiento finales uno para el lixiviado crudo y otro para el pretratado realizados con base en los ensayos realizados en el laboratorio y a escala piloto. El diseño se efectuó para un caudal de 120 m³/día.

3.6.1. ESQUEMA PARA EL TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS DEL RELLENO SANITARIO EL INGA

Se describen a continuación los dimensionamientos obtenidos para cada etapa de tratamiento de los lixiviados.

3.6.1.1. Esquema para tratamiento de lixiviado crudo

Para el tratamiento de lixiviado crudo generado en el relleno sanitario El Inga, se proponen tres etapas de depuración: electrocoagulación, fitorremediación y adsorción. Para la definición de estas etapas se utilizó como parámetros de diseño los sólidos suspendidos en el caso de la electrocoagulación, la DQO en la fitorremediación debido a su importancia como carga contaminante y el color en la adsorción en carbón activado.

A continuación se detallan los parámetros más relevantes y los resultados obtenidos en el diseño de cada etapa del proceso. Los cálculos de dimensionamiento se detallan en el Anexo IX.

En la tabla 3.25 se señalan los parámetros de diseño del proceso de electrocoagulación.

Tabla 3.25. Condiciones de operación del reactor de electrocoagulación

Muestra	Lixiviados de El Inga	Material del reactor	Acero inoxidable
Caudal de ingreso [m ³ /día]	120	Material del electrodo	Aluminio
Volumen del reactor [m ³]	2	Nº de electrodos	15
Tiempo de reacción [min]	20	Cátodos	8
Tiempo de operación [h]	24	Ánodos	7
Volumen total procesado [m ³]	120	Espacio entre electrodos [cm]	3,2
Corriente [A]	848	Área superficial de electrodos [m ²]	16
Voltaje [V]	6 - 7	Densidad de Corriente [A/m ²]	53

El material de los electrodos es aluminio, en el comercio se puede obtener laminas (1 x 2 m) con diferentes espesores que van desde 4 mm. Para este diseño se emplearan electrodos de 1 m² con un espesor de 5 cm. El espacio entre electrodos (3,2 cm) al igual que la densidad de corriente (53 A/m²) se mantienen

para los dos volúmenes de efluente (3 L y 120 m³). Porque los electrodos deben mantenerse lo mas cercanos posible para mejorar la transferencia de electrones. Mientras, que la densidad se encuentra calculada por unidad de área, por lo tanto esta permitirá el cálculo del área requerida para una corriente dada o viceversa.

Por otro lado, debido al aumento en el volumen tratado, el número de electrodos se incrementa (de 8 a 15) y con ello la intensidad de corriente requerida (848 A) ya que se tiene una mayor cantidad de contaminantes a ser removidos.

Tabla 3.26. Dimensiones del reactor de electrocoagulación de 3L

Parámetro	Unidad	Valor
Largo	m	1,40
Ancho	m	1,20
Altura	m	1,20

En la tabla 3.26 se presentan las dimensiones del reactor de electrocoagulación para la depuración de 120 m³. Estos valores se obtuvieron en función del volumen máximo (2 m³) que se tratara cada 20 min y el tamaño de los electrodos (1x1m). El área ocupada en esta etapa es de 1,7 m².

En la tabla 3.27 se presentan los parámetros en los cuales se basó para el dimensionamiento del sistema de humedales artificiales. Los cálculos son similares a los que se detallan en el Anexo V.

El parámetro de referencia en el dimensionamiento del humedal es la DQO debido a la alta carga contaminante. El valor inicial es el obtenido después de tratamiento con electrocoagulación y el final es el estipulado por la normativa ambiental. Esto debido a que se espera la remoción en su totalidad de este contaminante.

Se aumentó la altura del humedal porque esto permitirá un mayor desarrollo de las raíces de las plantas. Además, con una mayor profundidad se tiene un mayor

tiempo de contacto del efluente con el sustrato y las raíces de las plantas, al mismo tiempo que se beneficia a los procesos anaerobios.

Tabla 3.27. Parámetros para el diseño del sistema de humedales artificiales

PARÁMETROS	DESCRIPCIÓN	UNIDADES	VALOR
k	Constante cinética	día ⁻¹	0,6316
Q	Caudal de entrada	m ³ /día	120
ε	Porosidad del material		0,38
h	Altura del humedal	m	0,80
Co	Concentración inicial de la DQO	mg/l	4 000
C	Concentración final de la DQO	mg/l	100
T	Temperatura	°C	18

Para este diseño se consideró como material vegetativo sólo al pasto elefante debido a su mayor capacidad de propagación, adaptabilidad y resistencia. El maní forrajero es buena opción; sin embargo, es propio de climas cálidos-húmedos por lo tanto su adaptación a lugares como El Inga resultaría compleja.

En la tabla 3.28 se describen los resultados obtenidos del diseño del sistema de humedales artificiales.

Tabla 3.28. Dimensiones del humedal artificial para lixiviado crudo

PARÁMETROS	DESCRIPCIÓN	UNIDADES	VALOR
As	Área superficial	m ²	2 300
W	Ancho	m	16
L	Longitud	m	24
t	Tiempo de retención hidráulico	días	1
n	Número de celdas	-	6
Sustrato inerte	Grava	-	-
Material vegetativo	Pasto elefante	plántulas	24 000 – 30 000

El área superficial requerida para la depuración del efluente sugiere una extensión de terreno de 2 300 m². Debido a que trabajar con un sólo humedal con esta

extensión limita el control de su operación, se realizó el dimensionamiento de 6 humedales, cuya superficie permite un mejor control y cuidado.

Para las condiciones climáticas de la zona es preferible la implementación de plantas de pasto elefante en todos los humedales. Esta especie puede adaptarse fácilmente a condiciones diversas sin alterar sus características foliares ni radiculares.

El resumen del diseño de la columna de carbón activado se presenta en la tabla 3.26. Para esta etapa se tomó como parámetro de diseño el color, cuyo valor inicial (1 990 mg Pt-Co/L) es el obtenido una vez que pasó por los procesos de electrocoagulación y fitorremediación. El valor final (45 mg Pt-Co/L) corresponde al conseguido en prueba piloto cuya apariencia se observa en la figura 3.29 y es similar al agua de consumo humano.

Tabla 3.29. Parámetros de diseño de columnas de carbón activado para lixiviado crudo

CARBÓN ACTIVADO	
Granulometría [malla]	8 x 20
Densidad [kg/m ³]	450
Volumen por columna [L]	830,8
Masa por columna[kg]	373,9
COLUMNA	
Diámetro [m]	0,9
Área [m ²]	0,6362
Altura del lecho de carbón [m]	1,31
Altura de la columna [m]	2,15
Número de columnas	3
CONDICIONES DE OPERACIÓN	
Flujo [m ³ /día]	120
Velocidad lineal [m/h]	7,86
Color del afluente [mg Pt-Co/L]	1 990
Color del efluente [mg Pt-Co/L]	45
Tiempo de contacto [min]	9,97

Con base a los datos presentados se determinó el diseño de 3 columnas de carbón activado con una altura de 2 m y un diámetro de 0,9 m. La disposición de las columnas es en paralelo como se observa en la figura 3.31.

Al comparar las áreas ocupadas por cada etapa es claro que la mayor extensión esta destinada a la de fitorremediación con un porcentaje respecto a los tres procesos del 99 %.

En la figura 3.31 se observa la distribución de los diferentes tratamientos. El efluente ingresa al reactor de electrocoagulación en el cual se procesan 2 m³ cada 20 min. Las remociones esperadas son superiores al 50 %.

De ahí ingresa a una laguna de almacenamiento con capacidad de 150 m³ para posteriormente pasar al sistema de humedales. Estos se encuentran dispuestos en tres bloques en paralelo en los cuales se distribuye el caudal inicial a un flujo de ingreso de 40 m³/día. En cada uno se tiene dos humedales conectados en serie, esto permite de ser necesario cerrar el flujo de uno mientras se le da mantenimiento. El flujo que sale de los humedales se une para nuevamente dividirse en tres.

El flujo proveniente de la fitorremediación alimenta a tres columnas de carbón activado de 2 m de altura y 0,9 m de diámetros dispuestas en paralelo. El caudal de ingreso a cada una es de 40 m³/día.

Al final de este sistema de tratamiento tiene un efluente que puede ser descargado a cauces de agua sin peligro de causar daño al ecosistema.

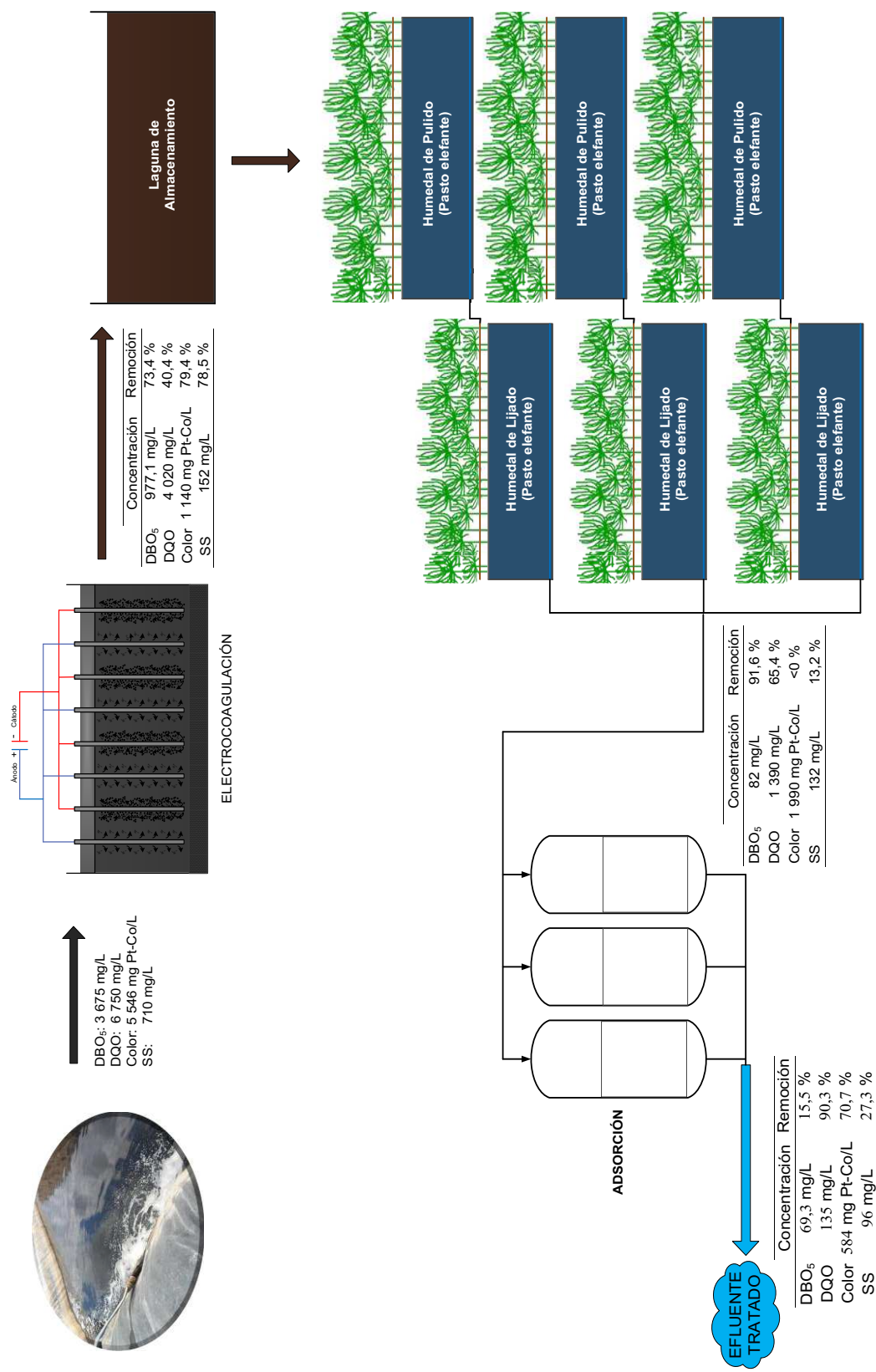


Figura 3.31. Esquema para el tratamiento de lixiviado crudo generado en el relleno sanitario El Inga

3.6.1.2. Esquema para lixiviado pretratado

A este lixiviado previamente se le realizaron dos tratamientos en el relleno sanitario El Inga (lodos activados y MBR). Se propone dos etapas adicionales para que el efluente cumpla con la normativa ambiental del MDMQ. Estas son la fitorremediación y adsorción en columnas de carbón activado.

Para la definición de estas etapas se utilizó como parámetros de diseño la DQO en la fitorremediación y el color en el diseño de la columna de carbón activado. La fitorremediación presenta una remoción del 57 % de DQO y la adsorción en columnas de carbón activado una remoción del color de 90 %.

A continuación se detallan los parámetros más relevantes y los resultados obtenidos en el diseño de cada etapa del proceso.

En la tabla 3.30 se describen los parámetros empleados en el diseño del sistema de humedales artificiales. Los cálculos para este humedal son semejantes a los realizados en el Anexo V.

Tabla 3.30. Parámetros para el diseño del sistema de humedales artificiales

PARÁMETROS	DESCRIPCIÓN	UNIDADES	VALOR
k	Constante cinética	día ⁻¹	0,6316
Q	Caudal de entrada	m ³ /día	120
ε	Porosidad del material	-	0,38
h	Altura del humedal	m	0,80
Co	Concentración inicial de la DQO	mg/l	710
C	Concentración final de la DQO	mg/l	100
T	Temperatura	°C	18

Al igual que para el lixiviado crudo se incrementó la profundidad del humedal para favorecer al desarrollo de las raíces y a los procesos anaerobios. La concentración inicial de la DQO fue obtenida de la caracterización del lixiviado y la final es la establecida en la normativa ambiental.

Las características y dimensiones del sistema de humedales artificiales para depurar lixiviado pretratado se describen en la tabla 3.31.

Tabla 3.31. Dimensiones del sistema de humedales artificiales para lixiviado pretratado

PARÁMETROS	DESCRIPCIÓN	UNIDADES	VALOR
As	Área superficial	m ²	1 200
W	Ancho	m	14,0
L	Longitud	m	21,0
t	Tiempo de retención hidráulico	días	1
n	Numero de celdas	-	4
Sustrato inerte	Grava	-	-
Material vegetativo	Pasto elefante	plántulas	12 000 – 15 00

Al comparar el área superficial para el tratamiento el lixiviado 2 (1 200 m²) se observa que esta es la mitad a la requerida por el lixiviado 1 (2 300 m²). Esto debido a la menor cantidad de carga contaminante presente, la cual esta establecida por la concentración de la DQO.

El área fue dividida para el establecimiento de 4 humedales artificiales cuyo medio inerte es grava. El material vegetativo que se empleará en cada uno es pasto elefante debido a la capacidad de adaptación de esta especie. El número de plántulas ocupadas puede varias debido a que su propagación es rápida y puede cubrir un área extensa en poco tiempo (1–2 mes).

En cuanto al proceso de acabado se tiene el diseño de una columna de carbón activado en función de la remoción de color. La concentración inicial de este parámetro (618 mg Pt-Co/L) se obtuvo tras la depuración mediante fitorremediación y la final se consideró el mejor resultado obtenido en los ensayos piloto realizados (45 mg Pt-Co/L).

Las dimensiones y características de la columna se describen en la tabla 3.33. Los cálculos son similares a los realizados para el lixiviado 1 y se detallan en el Anexo IX.

Tabla 3.32. Parámetros de diseño de columnas de carbón activado

CARBÓN ACTIVADO	
Granulometría [malla]	8 x 20
Densidad [kg/m ³]	450
Volumen [L]	734,1
Masa [kg]	330,4
COLUMNA	
Diámetro [m]	0,9
Área transversal [m ²]	0,6362
Altura del lecho de carbón [m]	1,15
Altura de la columna [m]	1,90
Numero de columnas	1
CONDICIONES DE OPERACIÓN	
Flujo [m ³ /día]	120
Velocidad lineal [m/h]	7,86
Color del afluente [mg Pt-Co/L]	618
Color del efluente [mg Pt-Co/L]	45
Tiempo de contacto [min]	8,81

Del área ocupada por las dos etapas de depuración propuestas, la más extensa corresponde a la fitorremediación, 99 % del total. En la figura 3.32 se presenta el sistema de tratamiento propuesto para el lixiviado pretratado.

El lixiviado pasa por dos etapas de tratamiento (lodos activados y MBR) realizadas en el relleno sanitario. Este efluente es posteriormente recolectado en una laguna de almacenamiento con una capacidad aproximada de 200 m³. Desde aquí se alimenta a dos bloques de humedales con un caudal de 60 m³ a cada uno. Estos están dispuestos en paralelo y en cada uno se tienen dos celdas con una configuración en serie. Como se observa en la figura 3.32, se debe hacer uso de la gravedad. Los efluentes provenientes de los dos humedales se unen para ingresar a una columna de carbón activado de 2 m de altura y 0,9 m de diámetro. Al finalizar el proceso el efluente presentará las características para ser descargado en cauces de agua sin causar daños al ecosistema.

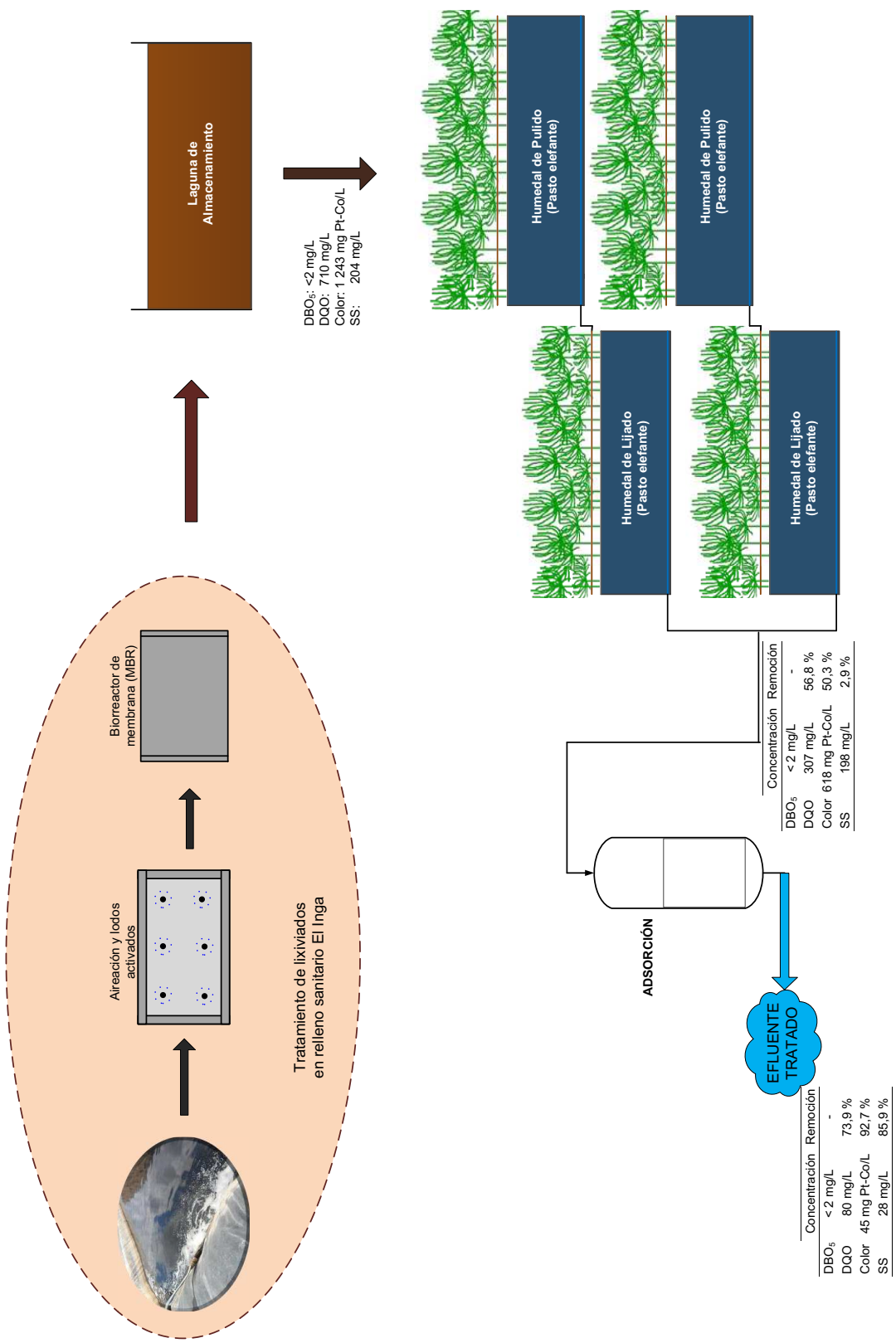


Figura 3.32. Esquema para el tratamiento de lixiviado pretratado en el relleno sanitario El Inga

3.6.2. EVALUACIÓN ECONÓMICA PRELIMINAR PARA EL TRATAMIENTO DE LIXIVIADO DEL RELLENO SANITARIO EL INGA

La evaluación económica preliminar se definió para cada tipo de lixiviado (crudo y pretratado) en concordancia con su esquema de tratamiento. Estos sistemas se acoplan a la realidad del país, en el cual se requieren procesos eficientes, de bajo costo y que sean amigables con el ambiente. El beneficio que se obtendrá con el establecimiento de este sistema de descontaminación de efluentes es la disminución del daño causado a los ecosistemas por la descarga indiscriminada de sustancias tóxicas en el mismo.

Para este análisis se consideraron los costos de materiales para la implementación de cada fase del tratamiento. Una descripción detallada se encuentra descrita en el Anexo X.

3.6.2.1. Evaluación económica preliminar para el lixiviado crudo

Para esta evaluación se analizaron los costos involucrados en la implementación de la electrocoagulación, fitorremediación y adsorción en carbón activado.

Los resultados obtenidos se presentan en la tabla 3.33. Como se observa, la mayor inversión se realiza para la instalación de los humedales artificiales con un porcentaje del 94,9 %. Sin embargo, se debe tomar en cuenta que es sólo la inversión la parte más costosa, durante la operación los costos requeridos son bajos (poda de plantas cada 6 meses: 100 USD). En cambio, para los otros dos procesos los gastos que significan la operación son más elevados (electrocoagulación: 406,8 USD/mes por consumo de energía; adsorción: regeneración del carbón). En conjunto los costos de operación del sistema de tratamiento en comparación con otros sistemas (procesos aeróbicos 20 USD/m³, osmosis inversa 10 USD/m³, procesos biológicos 45 USD/m³) (Giraldo, 2001) es más económico.

Tabla 3.33. Costos para la implementación del sistema de tratamiento de lixiviado crudo

ÍTEM	COSTO [USD]	% DEL TOTAL
ELECTROCOAGULACIÓN		
Material del reactor	1 200,00	88,9
Electrodos (15)	150,00	11,1
Energía eléctrica [USD/día]*	13,56	-
Electrodo disuelto [USD/120 m ³]*	98,53	-
SUBTOTAL 1	1 350,00	2,0
FITORREMEDIACIÓN		
Excavación (1 800 m ³)	4 232,00	6,7
Grava (2 944 t)	38 548,00	60,6
Impermeabilización (2 688 m ²)	10 080,00	15,8
Plantas (24 000)	2 400,00	3,8
Bombeo	4 312,50	6,8
Estructuras de control	4 025,00	6,3
SUBTOTAL 2	63 597,50	94,9
COLUMNAS DE CARBÓN ACTIVADO		
Material de columnas	252,00	12,2
Carbón activado (1 121,7 kg)	1 559,16	75,6
Bombeo	250,00	12,1
SUBTOTAL 3	2 061,16	3,1
COSTO TOTAL	67 008,66	

*Costos de operación

Para la electrocoagulación el costo mas relevante (88,9 %) corresponde al material con el cual se construirá la celda. Sin embargo, los costos operacionales como el consumo de energía eléctrica (13,56 USD/día) y la cantidad de electrodo disuelto (98,53 USD por cada 120 m³) son más significativos debido a que implican un gasto posterior a la implantación.

En el caso de la fitorremediación la grava (60,6 %) y la impermeabilización del suelo (15,8 %) son los materiales que presentan mayor costos. De igual manera, la construcción de humedales artificiales significo el rubro más alto en el estudio de la implementación de este sistema de tratamiento.

Para el montaje de la columna el porcentaje más elevado (75,6 %) corresponde al carbón activado. En esta etapa también se debe considerar los costos para la regeneración del carbón el cual es mínimo respecto al de toda la operación.

Con base en los valores presentados en la tabla 3.33 de 67 008,66 USD para tratar 120 m³/día, un tiempo de operación de la planta de 10 años y una tasa de interés anual del 15 % se estima un costo de depuración de 1,58 USD/m³ de lixiviado crudo.

3.6.2.2. Evaluación económica preliminar para el lixiviado pretratado

Para este lixiviado se evaluaron los costos de los procesos de fitorremediación y adsorción en columnas de carbón activado. Los resultados se muestran en la tabla 3.34.

Tabla 3.34. Costos para la implementación del sistema de tratamiento de lixiviado pretratado

ÍTEM	COSTO [USD]	% DEL TOTAL
FITORREMEDIACIÓN		
Excavación (960 m ³)	2 208,00	6,2
Grava (1 536 t)	20 112,00	56,3
Impermeabilización (2 100 m ²)	7 875,00	22,0
Plantas (12 000)	1 200,00	3,4
Bombeo	2 250,00	6,3
Estructuras de control	2 100,00	5,9
SUBTOTAL 1	35 745,00	97,8
COLUMNAS DE CARBÓN ACTIVADO		
Material de columna	84,00	10,6
Carbón activado (330,4 kg)	459,26	57,9
Bomba	250,00	31,5
SUBTOTAL 2	793,26	2,2
COSTO TOTAL	36 538,26	

El costo que implica la implantación de un sistema de tratamiento para lixiviado pretratado, es 44,6 % más barato que el costo que supone implantar un tratamiento para lixiviado crudo. Sin embargo, este ahorro virtual se ve igualado por los tratamientos adicionales que recibió en el relleno sanitario.

Para la construcción de humedales el costo más significativo corresponde a la grava (56,3 %) debido a las grandes cantidades que se requieren. De igual manera, la impermeabilización del suelo es el segundo rubro más alto (22,0 %) porque se debe recubrir una área extensa (2 100 m²).

En el caso de la columna, al igual que para el lixiviado crudo, lo más costoso resulta ser la adquisición de carbón activado (57,9 %).

Con base en los valores presentados en la tabla 3.35 de 36 538,26 USD para tratar 120 m³/día, un tiempo de operación de la planta de 10 años y una tasa de interés anual del 15 % se estima un costo de depuración de 0,36 USD/m³ de lixiviado pretratado. Sin embargo, se debe adicionar a este valor el costo ya adquirido por tpretratamientos en la planta con valor aproximado de 20 USD/m³ según señala Giraldo, 2001 para procesos aerobios. El costo final en este caso asciende a 20,36 USD/m³.

Los tratamientos no convencionales como la fitorremediación, electrocoagulación y adsorción son procesos económicos cuyos porcentajes de remoción son eficientes. Por lo tanto resultan en una alternativa cuyo costo-beneficio es atractivo para diversos sectores industriales.

4. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

4.1. CONCLUSIONES

- La depuración de lixiviado sin tratamiento (crudo) el cual presenta concentraciones de 3 675 mg/L para DQO, 6 750 mg/L para DBO₅, 710 mg/L para sólidos suspendidos, 5 546 mg Pt-Co/L en color y 12 988 mg/L para sólidos totales se realizó con un sistema que constó de tres etapas: electrocoagulación, fitorremediación y adsorción.
- En el proceso de electrocoagulación al utilizar 6 electrodos se removió 18,7 % de DQO, 50,0 % de DBO₅, 3,3 % de color y 32,9 % de SS. Con 8 electrodos la remoción para estos parámetros fue de 39,0 %, 72,9 %, 81,2 % y 79,8 % respectivamente. La mayor eficiencia se obtuvo cuanto mayor fue el número de electrodos en el reactor debido a la mayor área superficial para el proceso de electrocoagulación.
- En el proceso de electrocoagulación, al trabajar con 8 electrodos de aluminio y una densidad de corriente de 53 A/m² durante 20 min, se obtuvieron remociones de 73,4 % para la DBO₅, 40,4 % para la DQO, 78,6 % para los sólidos suspendidos y 79,4 % para el color.
- Las especies con mayor capacidad de absorción de metales (Cu y Zn), DQO y mejor resistencia al medio fueron el pasto elefante y el maní forrajero con remociones superiores al 90 % a partir del segundo día tanto para cobre como para zinc y del 69,4 % para la DQO.
- En un sistema de dos humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical conectados en serie, de dimensiones 0,28 m x 0,57 m x 0,40 m los cuales están cultivados con 40 plantas de maní forrajero y 40 de pasto elefante cada uno, al trabajar con soluciones sintéticas de Cu y Zn (10 mg/L) presentan

remociones superiores al 90 % para el Zn a partir del primer día y a partir del tercer día para el Cu.

- Para la depuración de 20 L de lixiviado crudo pretratado por electrocoagulación en un sistema de humedales artificiales se obtuvieron remociones de DBO_5 en un 91,6 %, DQO en un 65,4 %, sólidos suspendidos en un 13,2 % y sólidos totales en un 16,3 %.
- Al tratar el lixiviado crudo con siete recirculaciones en una columna de 57 cm de alto y 5 cm de diámetro con 300 g de carbón activado se eliminó el 70,7 % del color, el 90,3 % de la DQO y el 85,1 % de sólidos totales con lo cual se cumplió con lo establecido en la normativa ambiental.
- Para tratar $120 \text{ m}^3/\text{día}$ de lixiviado crudo el costo total de implementación del sistema de depuración es de 67 008,66 USD; el cual consta de tres etapas: la de electrocoagulación que trata 2 m^3 de efluente cada 20 min durante 24 h, la de fitorremediación con una área superficial de $2\,300 \text{ m}^2$ cubierta con 24 000 plántulas de pasto elefante y la de adsorción que utiliza tres columnas de 2 m de altura y 0,9 m de diámetro cargadas con 373,9 Kg de carbón activado cada una.
- El análisis económico señaló factibilidad en el tratamiento del lixiviado crudo con un costo por metro cubico de 1,58 USD para 10 años de operación de la planta y un interés anual de 15 % para el capital inicial.
- Para el lixiviado pretratado se aplicó directamente el proceso de fitorremediación seguido de la adsorción debido a la baja concentración de contaminantes que presentaba ($\text{DQO } 710 \text{ mg/L}$, $\text{DBO}_5 < 2 \text{ mg/L}$, sólidos suspendidos 204 mg/L y color $1\,234 \text{ mg Pt-Co/L}$).
- La depuración en el sistema de humedales artificiales en serie de flujo subsuperficial vertical cultivados con plantas de maní forrajero y pasto elefante

dio lugar a la remoción del 56,8 % de DQO, 50,3 % de color, 2,9 % de sólidos suspendidos y 44,4 % de coliformes fecales.

- Para el caso del lixiviado pretratado la adsorción en una columna con 300 g de carbón activado después de cinco recirculaciones presentó remociones de sólidos suspendidos del 85,9 %, color del 92,7 %, DQO del 73,9 % y sólidos totales del 76,6 % con lo cual se cumplió con lo estipulado en la normativa ambiental.
- Para tratar 120 m³/día de lixiviado pretratado el costo total de implementación del sistema de depuración es de 36 538,26 USD; el cual consta de dos procesos: la fitorremediación con un área de 1 200 m² recubierta con 12 000 plántulas de pasto elefante y la adsorción que utiliza una columna de 1,9 m de altura y 0,9 m de diámetro cargada con 330,4 Kg de carbón activado.
- El análisis económico para la depuración de lixiviado pretratado señaló un costo por metro cubico de 0,36 USD para 10 años de operación de la planta y un interés anual de 15 % para el capital inicial.

4.2. RECOMENDACIONES

- Debido a los notables resultados obtenidos con el empleo de la electrocoagulación, fitorremediación y adsorción en el tratamiento de lixiviados de vertederos se recomienda implementar este tipo de procesos en industrias cuyos efluentes sean difíciles de tratar como las textileras, mineras, entre otras.
- El pasto elefante es una especie con una alta capacidad de adaptación y propagación por lo cual puede ser utilizada en cualquier situación climática. El maní forrajero se recomienda utilizarlo en ambientes cálido-húmedos debido a su condición de especie tropical.

- Se recomienda la utilización de la electrocoagulación cuando los niveles de sólidos suspendidos, DQO, DBO₅ o grasas sea muy elevado, de lo contrario podría significar un gasto innecesario.
- Se recomienda, en el marco del tratamiento de efluentes con altos niveles de contaminación orgánica, la utilización de humedales artificiales verticales; sin embargo, se podría analizar la posibilidad de utilizar humedales de flujo horizontal en función del tipo de efluente o incluso una combinación de estos dos tipos de humedales.

BIBLIOGRAFÍA

1. Arango, A. y Garcés, L., 2007, "Diseño de una celda de electrocoagulación para el tratamiento de aguas residuales en la industria láctea", Redalyc, Revista Universidad EAFIT, 43 (147), 56.
2. Arias, S., Betancur, F., Gómez, G., Salazar, J. y Hernández, M., 2010, "Fitorremediación con humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales porcinas", Informador Técnico, 74 (23), 22.
3. Aristizabal, A. y Bermúdez, M., 2007, "Estudio de la factibilidad de un sistema de electrocoagulación para tratamiento de aguas procedentes de lavanderías industriales con fines de reuso", Proyecto previo a la obtención del título de Ingeniero Químico, Universidad Pontificia Bolivariana, Medellín, Colombia, pp. 60-68.
4. Baixauli, C. y Aguilar, J., 2002, "Cultivos sin suelo de hortalizas", Editorial Generalitat Valenciana, Valencia, Brasil, pp. 15-20.
5. Batista, R. y Sánchez, A., 2009, "Fitorremediación de metales pesados y microorganismos", Revista electrónica de la Agencia de Medio Ambiente, 9 (16), 1.
6. Benavides, L. y Posada, R., 2004, "Remoción de color de los lixiviados del relleno sanitario La Esmeralda por adsorción sobre carbón activado", Proyecto de Investigación, Universidad Nacional de Colombia, Manizales, Colombia, pp. 12-15, 50-55.
7. Bensadok, K., Benammar, S., Lopicque, F. y Nezzal, G., 2008, "Electrocoagulation of cutting oil emulsions using aluminium plate electrodes", Elsevier, Journal of Hazardous Materials, 152 (5), 423.

8. Bódalo, A., Hidalgo, A., Gómez, M., Murcla, M. y Marín, V., 2007, "Tecnología de tratamiento de vertederos (II). Tratamientos de bajo coste", <http://www.autoprofesional.com/html/files/pdf/amb/iq/452/15ARTICULONOV.pdf>. (Septiembre, 2011).
9. Bolsa de Metales de Londres, 2012, "Bolsa de Metales" http://www.portalminero.com/muestra_bolsa.php, (Enero, 2012).
10. Bukhari, A., 2008, "Investigation of electro-coagulation treatment process for the removal of total suspended solids and turbidity from municipal wastewater", Elsevier, *Bioresource Technology*, 99 (56), 914.
11. Cañizares, P., García, J., Lobato, J. y Rodrigo, M., 2004, "El tratamiento electroquímico en la depuración de efluentes industriales líquidos", *Ingeniería Química*, 1 (416), 188.
12. Cañizares, P., Martínez, F., Lobato, J. y Rodrigo, M., 2007, "Break-up of oil-in-water emulsions by electrochemical techniques", Elsevier, *Journal of Hazardous Materials*, 145 (7), 233.
13. Cañizares, P., Martínez, F., Jimenez, C., Saéz, C. y Rodrigo, M., 2008, "Coagulation and electrocoagulation of oil-in-water emulsions", Elsevier, *Journal of Hazardous Materials*, 151 (17), 44.
14. Carpena, B. y Bernal, M., 2007, "Claves de la fitorremediación: fitotecnologías para la recuperación de suelos", *Revista Ecosistemas*, 16 (2), 1.
15. Chávez, A., Cristancho, D. y Ospina, E., 2009, "Una alternativa limpia para el tratamiento de las aguas residuales galvánicas: revisión bibliográfica", *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 8 (14), 39.

16. Chih-Ju, J., Shyh-Wei, C., Kao, C. y Chien-Li, L., 2008, "Assessing the efficiency of a constructed wetland using a first-order biokinetic model", *WETLANDS*, 28 (1), 215.
17. Corbitt, R., 2003, "Manual de referencia de la Ingeniería Ambiental", McGraw-Hill, Madrid, España, pp. 6.1-6.284, 8.140-8.158.
18. Delgadillo, O., Camacho, A., Pérez, L. y Andrade, M., 2010, "Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales", Centro Andino para la Gestión y Uso del Agua, Cochabamba, Bolivia, pp. 7-19, 31-39.
19. Diario El Ciudadano, 2011, "Nuevas tarifas eléctricas no afectan a estratos medios ni populares", http://www.elciudadano.gov.ec/index.php?option=com_content&view=article&id=25429:nuevas-tarifas-no-afectan-a-estratos-medios-ni-populares&catid=40:actualidad&Itemid=63, (Diciembre, 2011).
20. Díaz, L. y De la Torre, F., 2009, "Tratamiento de lixiviados producidos en el relleno sanitario El Inga, del Distrito Metropolitano de Quito", <http://www.aidisar.org.ar/DIRSA%202009/LUIS%20DIAZ.pdf>, (Noviembre, 2011).
21. Duran, J., Martínez, E. y Navas, L., 2000, "Los cultivos sin suelo: de la hidroponía a la aeroponía (I)", *Vida rural*, 12 (2), 40.
22. El-Fadel, M. y Bou-Zeid, E., 2002, "High-strength leachate from municipal solid waste: An SBR treatability study", *Proceedings of International Symposium on Environmental Pollution Control and Waste Management*, 857.
23. EMASEO, 2010, "En Quito se recolectan alrededor de 1 500 toneladas de basura", <http://www.emaseo.gov.ec/ultimas-noticias/se-recolectan.html>, (Diciembre, 2011).

24. Empresa Metropolitana de Gestión Integradas de Residuos Sólidos (EMGIRS), 2011, "Tratamiento de lixiviados en El Inga", Informe de tratamiento de lixiviado.
25. EPA Environmental Protection Agency, 1999, "Adsorbedores", EPA, Ohio, Estados Unidos, pp. 18-34.
26. EPA Environmental Protection Agency, 2000, "Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters", EPA, Ohio, Estados Unidos, pp. 86-107.
27. Estrada, I., 2010, "Monografía sobre humedales artificiales de flujo subsuperficial (HAFSS) para remoción de metales pesados en aguas residuales", Proyecto previo a la obtención del título de Tecnóloga Química, Universidad Tecnológica de Pereira, Pereira, Colombia, pp. 44-84.
28. Farooqi I., Basheer F. y Jahan R. 2008. "Constructed Wetland System (CWS) for Wastewater Treatment". Proceedings of Taal2007: The 12th World Lake Conferences, 1004.
29. Favela, E., Preciado, P. y Benavides, A., 2006, "Manual para la preparación de soluciones nutritivas", Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Coahuila, México, pp. 31-77.
30. Flores, O., 2006, "Design of an activated carbon columns plant for studying micro-pollutants removal", Research, Universidad Católica de Lovaina, Lovaina, Bélgica, pp. 110-121.
31. Fogler, S., 2006, "Elements of Chemical Reaction Engineering", Cuarta edición, Pearson Education, Massachusetts, Estados Unidos, pp. 37-66, 80-95.
32. Fombuena, M. y Valentín, A., 2010, "Manual del carbón activado", Aguapedia, Universidad de Sevilla, Sevilla, España, pp. 32, 33, 34.

33. García, J. y Corzo, A., 2008, "Depuración con humedales construidos", Universidad Politécnica de Cataluña, Cataluña, España, pp. 59-93.
34. Gilsanz, J., 2007, "Hidroponía", INIA, Montevideo, Uruguay, p. 13-15.
35. Giraldo, E., 2001, "Tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios: avances recientes", <http://revistaing.uniandes.edu.co/pdf/Rv14-A8.pdf>. (Septiembre, 2011).
36. Guevara, A., De la Torre, E., Villegas, A. y Criollo, E., 2009, "Uso de la rizofiltración para el tratamiento de efluentes líquidos de cianuración que contienen cromo, cobre y cadmio", *Revista Latinoamericana de Metalurgia y Materiales*, S1 (2), 871.
37. Hoffman, H., Platzer, C., Winker, M. y Von Muench, E., 2011, "Revisión técnica de humedales artificiales de flujo subsuperficial para el tratamiento de aguas grises y aguas domésticas", GIZ y ECOSAN, Eschborn, Alemania, pp. 11-31.
38. Holt, P., Barton, G. y Mitchel, C., 2004, "The future for electrocoagulation as a localized water treatment technology", Elsevier, *Chemosphere*, 151 (7), 44.
39. Kurniawan, T., Lo, W. y Chang, G., 2005, "Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate", Elsevier, *Journal of Hazardous Materials*, 129 (1), 80.
40. Lahora, A., 2003, "Depuración de aguas residuales mediante humedales artificiales: La Edar de los Gallardos (Almería)", http://www.almediam.org/PDF/humedales_17.pdf, (Abril, 2011).
41. Lasat, M., 2000, "Phytoextraction of metals from contaminated soil: a review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues", *Journal of Hazardous Substance Research*, 2 (5), 1.

42. Lavigne, R. y Jankiewicz, J., 2000, "Artificial wetland treatment technology and its use in the Amazon River forests of Ecuador", Proceedings 7th International Water Association Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, University of Florida; 813.
43. Llagas, W. y Guadalupe, E., 2006, "Diseño de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales en la UNMSM", Revista del Instituto de Investigaciones FIGMMG, 15 (17), 85.
44. Londoño, M. y Marín, C., 2009, "Evaluación de la eficiencia de remoción de materia orgánica en humedales artificiales de flujo horizontal subsuperficial alimentados con agua residual sintética", Proyecto previo a la obtención del título de Tecnólogo Químico, Universidad Tecnológica de Pereira, Pereira, Colombia, pp. 23-31.
45. Manangón, E., 2010, "Evaluación de procesos no convencionales de tratamiento de efluentes acuosos generados por una empresa de mantenimiento de motores", Tesis previa a la obtención del título de Ingeniero Químico, EPN, Quito, Ecuador, pp. 55-60.
46. Marín, J. y Correa, J., 2010, "Evaluación de la remoción de contaminantes en aguas residuales en humedales artificiales utilizando la *Guadua angustifolia* Kunth", Proyecto previo a la obtención del título de Tecnólogo Químico, Universidad Tecnológica de Pereira, Pereira, Colombia, pp. 9-14.
47. Maron, S. y Prutton, C., 1996, "Fundamentos de Fisicoquímica", sexta edición, Editorial Limusa, México DF, México, pp. 120-130.
48. Martínez, Y., 2010, "Tratamiento de osmosis inversa para la obtención de agua de boca en una urbanización de Montecanal (Zaragoza)", Proyecto previo a la obtención del título de Ingeniera Técnica Industrial, Universidad de Zaragoza, Zaragoza, España, pp. 30-41.

49. Méndez, R., Medina, E., Quintal, C., Castillo, E., y Sauri, M., 2002, "Tratamiento de lixiviado con carbón activado", *Revista Ingeniería*, 6 (3), 19.
50. Méndez, R., Castillo, E., Sauri, M., Quintal, C., Giácoman, G. y Jiménez, B., 2009, "Comparación de cuatro tratamientos fisicoquímicos de lixiviados", *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 25 (3), 133.
51. Morales, C., 2007, "Estudio para la remoción de metales pesados en los lixiviados de rellenos sanitarios", Proyecto previo a la obtención del título de Ingeniera Ambiental, Universidad Nacional de Colombia, Manizales, Colombia, pp. 16-26.
52. Morante, G., 2002, "Electrocoagulación de aguas residuales", *Revista Colombiana de Física*, 34 (2), 484.
53. Municipio del Distrito Metropolitano de Quito MDMQ, 2007, "Norma Técnica que regula los contaminantes asociados a descargas líquidas industriales, comerciales y de servicios".
54. Nader, M., 2003, "Investigación relativa a la minimización de lixiviados en vertederos y su depuración", Tesis previa a la obtención del grado de Doctor en Ingeniería Civil, Universidad Politécnica de Madrid, Madrid, España, pp. 9-24.
55. Ni'am, M., Othman, F., Sohaili, J. y Fauzia Z., 2007, "Electrocoagulation technique in enhancing COD and suspended solids removal to improve wastewater quality", *Water Science & Technology*, 56 (7), 47.
56. Núñez, R., Meas, Y., Ortega, R. y Olguín, E., 2004, "Fitorremediación: fundamentos y aplicaciones", *Revista Ciencia*, 55 (3), 69.
57. Paladines, O., 2004, "Principales recursos forrajeros para las tres regiones del Ecuador", Universidad Central del Ecuador, Quito, Ecuador, pp. 38-43.

58. Peñuela, G., Sánchez, M., López, C. y Giraldo, A., 2010, "Aunar esfuerzos entre el Área Metropolitana del Valle de Aburrá y la Universidad de Antioquia para la intervención conjunta del Cerro Moravia", Universidad de Antioquia, Antioquia, Colombia, pp. 1-23.
59. Quishpe, Á., 2010, "Tratamiento de efluentes líquidos de la industria del curtido, mediante precipitación química, adsorción en carbón activado y rizofiltración", Tesis previa a la obtención del título de Ingeniero Químico, EPN, Quito, Ecuador, pp. 56-70.
60. Restrepo, A., Arango, A. y Garcés, L., 2006, "La electrocoagulación: retos y oportunidades en el tratamiento de aguas", <http://www.futurewatercr.com/images/electrocoagulacion.pdf>, (Junio, 2011).
61. Rettally, R., 2009, "Brachiaria humidicola y arachis pintoi en la ceba de corderos", Instituto de Investigación Agropecuaria de Panamá IDIAP, Panamá, pp. 1-7.
62. Reyes, D. y Mercado, I., 2003, "Estudio de tratabilidad por electrocoagulación de los lixiviados del relleno sanitario La Esmeralda", Proyecto previo a la obtención del título de Ingeniero Químico, Universidad Nacional de Colombia, Manizales, Colombia, pp. 10-15.
63. Reyes, S. y Reyes, R., 2009, "Efecto de las cargas hidráulica y orgánica sobre la remoción másica de un empaque estructurado en un filtro percolador", Revista Mexicana de Ingeniería Química, 8 (1), 101.
64. Roberto, K., 2005, "How to hydroponics", cuarta edición, Editorial The Futuregarden, Nueva York, Estados Unidos, pp. 10-39.
65. Rodríguez, R., 2000, "Aportaciones al conocimiento del estado medioambiental de hidrosistemas de interés internacional situados en

- Castilla-La Mancha”, Tesis Previa a la Obtención del título de Doctor, Universidad de Castilla-La Mancha, Castilla, España, pp. 99, 100, 101.
66. Rodríguez, S., 2002, “Hidroponía: agricultura y bienestar”, Universidad Autónoma de Chihuahua, Chihuahua, México, pp. 14-37.
67. Rodríguez, A., Letón, P., Rosal, R., Dorado, M., Villar, S. y Sanz, J., 2006, “Tratamientos avanzados de aguas residuales industriales”, Universidad de Alcalá, Alcalá, España, pp. 16-43.
68. Sánchez, D., 2010, “Depuración de aguas residuales de una población mediante humedales artificiales”, Tesis Previa a la Obtención del título de Master, Universidad Politécnica de Cataluña, Cataluña, España, pp. 54-88.
69. Secretaría de Ambiente, 2011, “Zonificación, etapas I y II del relleno sanitario El Inga”, http://www.quitoambiente.gob.ec/gestiondelconocimiento/calidad_ambiental/zonificacion_enero.pdf, (Enero, 2012)
70. Shafieiyoun, S., Ebadi, T. y Nikazar M., 2011, “Treatment of landfill leachate by fenton process with nano sized zero valent iron particles”, *Int. J. Environ. Res.*, 6 (1), 119.
71. Texto Unificado de la Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente, publicado el 31 de marzo del 2003 en la Edición Especial N°2 del Registro Oficial por Decreto Presidencial N° 3516, (TULAS, Libro VI, Anexo 1), “Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes: recurso agua”, pp. 325-335.
72. Umar, M., Abdul, H. y Suffian, M., 2010, “Trend in the use of Fenton, electro-Fenton for the treatment of landfill leachate”, Elsevier, *Waste Management*, 30 (11), 2113.

73. Villegas Ortiz, Ana C., 2007, "Tratamiento de residuos de lixiviación con cianuro para protección ambiental empleando rizofiltración", Tesis Previa a la Obtención del título de Ingeniero Químico, EPN, Quito-Ecuador, pp. 59-68.
74. Vymazal, J., 2010, "Constructed Wetlands for Wastewater Treatment", www.mdpi.com/2073-4441/2/3/530/pdf, (Abril, 2011).

ANEXO

ANEXO I

OXIDABILIDAD AL PERMANGANATO

Permite determinar mediante oxidación química de la materia orgánica y de las sustancias oxidables el valor aproximado de DQO. El procedimiento descrito por Rodríguez, 2000

REACTIVOS:

- Solución de permanganato potásico 0,1 N: disolver 3,16 g de KMnO_4 en agua, calentar a ebullición y mantener caliente sin ebullición una hora, dejar reposar un día en oscuridad. Filtrar a través y enrasar a 1 L. Guardar esta solución en un frasco de vidrio color topacio en oscuridad.
- Solución de KMnO_4 0,0125 N: diluir 125 mL de KMnO_4 0,01N a 1 L.
- Solución de hierro de 0,0125 N: pesar 5 g de $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (sal de Mohr) y llevar a un matraz de 1 L, añadir 5 mL de H_2SO_4 antes de enrasar.
- Acido sulfúrico 1:5.

PROCEDIMIENTO:

- Introducir 100 mL de agua, 7 mL de H_2SO_4 (1:5) y piedra pómez en un Erlenmeyer, colocarlo en la placa calefactora y, cuando este a ebullición, añadir 10 mL de KMnO_4 0,0125 M. Calentar durante 10 min exactamente medidos.
- Dejar enfriar, añadir 10 mL de sal de Mohr y valorar el exceso con KMnO_4 0,0125 N.
- El volumen de KMnO_4 (0,0125 N) gastado debe estar entre 2 y 6 mL. Si se gasta más se deberá diluir la muestra con agua disionizada.
- La determinación se realiza inmediatamente después de la toma de muestra en menos de 24 horas.

CÁLCULOS:

V: Volumen de KMnO_4 0,0125 N gastado en la valoración de la muestra

V_0 : Volumen de KMnO_4 0,0125 N gastado en la valoración del blanco

$$\frac{mg}{L} O_2 = (V - V^0) \quad [A.1]$$

ANEXO II
DIMENSIONES DE ESPECIES PARA FITORREMEDIACIÓN

Tabla A.1. Dimensiones de especies utilizadas en fitorremediación

ESPECIE	LONGITUD [cm]										Promedio	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10		
Alfalfa	Plantas	15	16	14,6	12	17	11	15,5				14,44
	Raíz	22	24	17,0	17	16,5	19	17,6				19,16
Maní forrajero	Raíz	18	9,5	17,5	24	10,5	16	20	13	8		15,17
	Tallo	46	33	32,5	25,5	26,5	33	61,5	33	33,5		36,06
Pasto dallis	Raíz	16	12	12,5	16,8	16	12,7	11,5	18	21,5	13	15
	Tallo	20	16	13,7	16,5	17,5	17,5	17,5	18,5	12,5	16	16,57
Pasto elefante	Hojas	15	17,5	26,5	16	14	19	18	18,5	22	24	19,05
	Raíz	17	14,5	16,4	22	14,7	17,8	13				17,49
Pasto Miel	Tallo	10	5	13,4	7,5	13	15	16				11,41
	Holas	10,5	14	12,6	15	17	12	15				13,73
Ryegrass	Raíz	10	10,5	66,0	9	7	10,5	9	10	14		9,56
	Hojas	39,5	26	29,0	26	32	38,5	30	24,5	26		30,17
Ryegrass	Raíz	10	19	15,0	17,6	13	15,7	15,7	18			15,50
	Tallo	24	26	23,4	17	27	23	25,5	23			23,61

ANEXO III

REMOCIÓN DE Cu, Zn EN SOLUCIONES SINTÉTICAS

En este anexo se detallan la remoción de metales pesados utilizando humedales artificiales a escala laboratorio con plantas de maní forrajero pasto elefante.



Figura A.1. Humedal artificial a escala laboratorio. Maní forrajero

Tabla A.2. Parámetros en el tratamiento con plantas de maní forrajero con solución sintética de cobre y zinc

Especie	Maní forrajero (AP)	Volumen Tratado	4,5 L
Numero de Plantas	9	Solución nutritiva	50%
Numero de ensayos	4	Contaminante	Cobre, Zinc
Tiempo	7-9 días	Concentración del contaminante	10 mg/L

Tabla A.3. Parámetros en el tratamiento con plantas de pasto elefante con solución sintética de cobre y zinc

Especie	Pasto elefante (PE)	Volumen Tratado	4,5 L
Numero de Plantas	9	Solución nutritiva	50%
Numero de ensayos	4	Contaminante	Cobre, Zinc
Tiempo	7-9 días	Concentración del contaminante	10 mg/L

PRUEBA 1

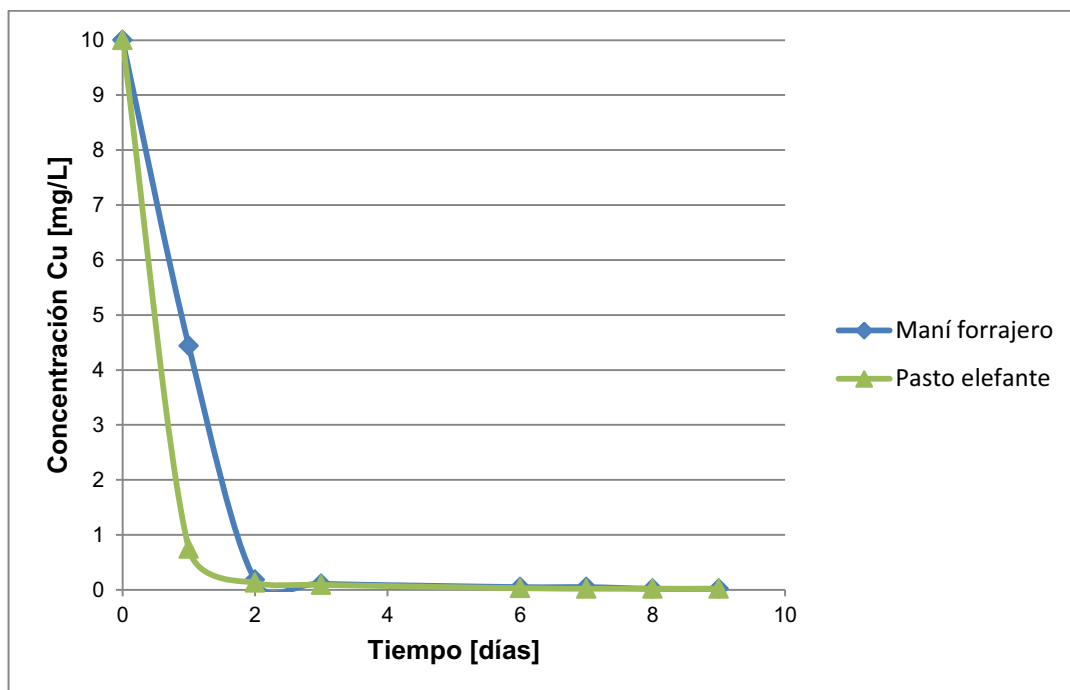


Figura A.2. Remoción de Cu durante 9 días utilizando plantas para plantas de maní forrajero y pasto elefante

La tabla A.1 describe los datos representados en la figura A.2

Tabla A.4. Remoción de cobre 10 mg/L

Tiempo [días]	Concentración de Cu [ppm]	
	AP	PE
0	9,10	9,10
1	4,44	0,75
2	0,18	0,13
3	0,11	0,09
6	0,05	0,03
7	0,05	0,02
8	0,02	0,02
9	0,02	0,02

PRUEBA 2

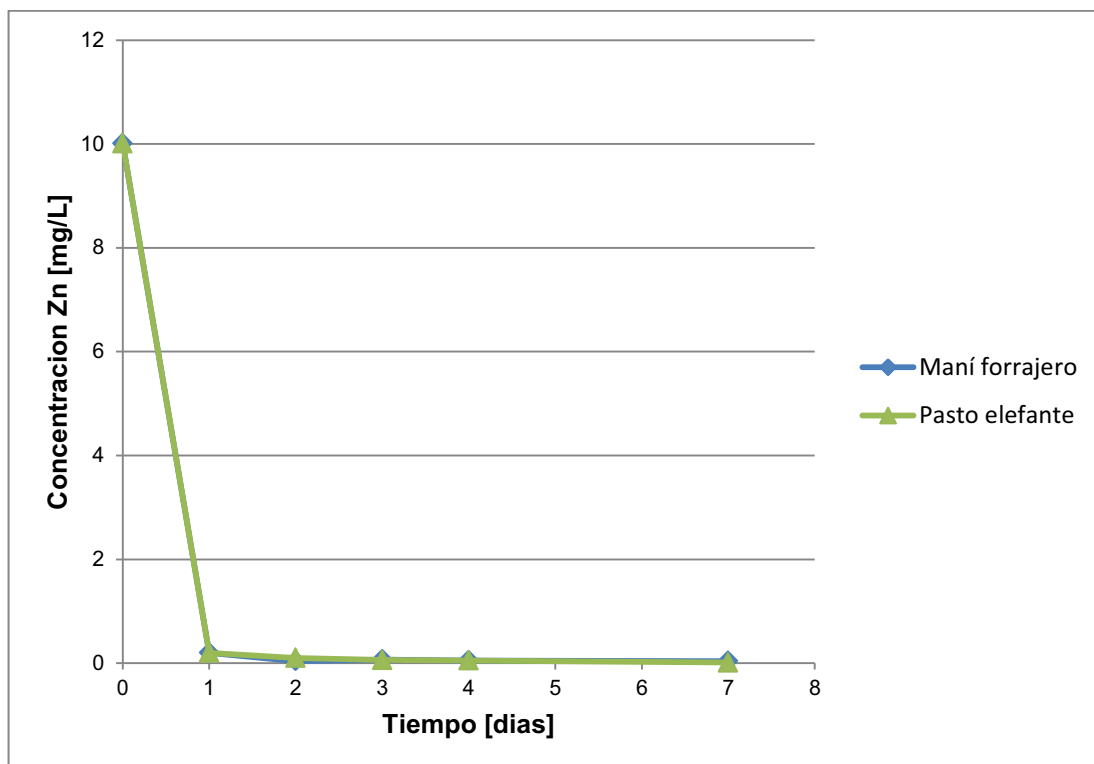


Figura A.3. Remoción de zinc durante 7 días con plantas de maní forrajero y pasto elefante

En la tabla A.5 se detallan los datos graficados en la figura A.3

Tabla A.5. Remoción de Zinc, concentración inicial 10 mg/L

Tiempo [días]	Concentración de Zn [mg/L]	
	AP	PE
0	10,01	10,01
1	0,20	0,20
2	0,04	0,10
3	0,07	0,06
4	0,05	0,05
7	0,04	0,01

PRUEBA 3

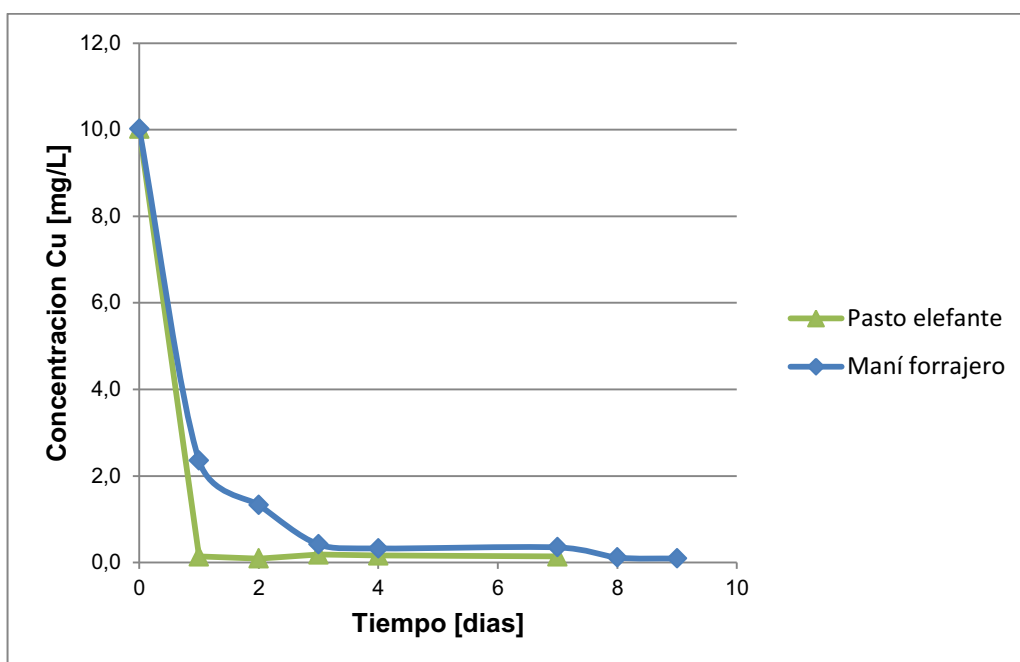


Figura A.4. Remoción de cobre durante 9 días con plantas de maní forrajero y pasto elefante

Los datos graficados en la figura A.4 se detallan en la tabla A.6

Tabla A.6. Remoción de cobre, concentración inicial 10 mg/L

Tiempo [día]	Concentración de Cu [mg/L]	
	AP	PE
0	10,02	10,02
1	2,359	0,140
2	1,331	0,093
3	0,420	0,187
4	0,327	0,163
7	0,350	0,140
8	0,117	-
9	0,093	-

ANEXO IV
PORCENTAJES DE REMOCIÓN DE CONTAMINANTES

Tabla A.7. Porcentajes de remoción para Lixiviado 1

Parámetro	Unidad	Inicial	EC		Humedal		Adsorción		Resultado final
			Resultado	%	Resultado	%	Resultado	%	
Amonio	mg/L	240	28	88,3	41,6	<0	40	3,9	83,3
Coliformes Fecales	NMP/100mL	23	2	91,3	<2	-	<2	-	-
Color aparente	mg Pt-Co/L	5 546	1 140	79,4	1 990	<0	584	70,7	89,4
Color verdadero	mg Pt-Co/L	800	520	35,0	575	<0	45	92,2	94,4
DBO ₅	mg/L	3 675	977,1	73,4	82	91,6	69,3	15,5	98,1
DQO	mg/L	6 750	4 020	40,4	1 390	65,4	135	90,3	98,0
Fenoles	mg/L	0,315	-	-	-	-	-	-	-
Fosfatos	mg/L	4,1	1,4	65,9	28	<0	0,066	99,8	98,4
Materia orgánica	%	0,18	0,075	58,3	0,0645	14,0	0,4	<0	<0
Nitratos	mg/L	94	5,9	93,7	78	<0	13,6	82,6	85,5
pH		8,14	7,46	8,4	8,98	-	9,17	-	-
Sólidos sedimentables	mg/L*h	<0,1	<0,1	-	<0,1	-	<0,1	-	-
Sólidos suspendidos	mg/L	710	152	78,6	132	13,2	96	27,3	86,5
Sólidos totales	mg/L	12 988	9 834	24,3	8 236	16,3	1 228	85,1	90,6
Sólidos totales disueltos	mg/L	12 656	9 682	23,5	8 104	16,3	1 112	86,3	91,2

Tabla A.8. Porcentajes de remoción para Lixiviado 2

Parámetro	Unidad	Inicial	Humedal		Adsorción		Resultado final	
			Resultado	%	Resultado	%	Resultado	%
Amonio	mg/L	1,81	0,47	74,0	0,3	36,2	83,4	
Coliformes Fecales	NMP/100mL	3,6	2	44,4	< 2	-	-	
Color aparente	mg Pt-Co/L	1 243	618	50,3	45	92,7	96,4	
Color verdadero	mg Pt-Co/L	589	468	20,5	45	90,4	92,4	
DBO5	mg/L	< 2	< 2	-	< 2	-	-	
DQO	mg/L	710	307	56,8	80	73,9	88,7	
Fenoles	mg/L	< 0,02	< 0,02	-	-	-	-	
Fosfatos	mg/L	16,5	7,85	52,4	20,3	96,2	98,2	
Materia orgánica	%	0,03	0,055	< 0	0,012	78,2	60,0	
Nitratos	mg/L	340	32	90,6	50	< 0	85,3	
pH		8,81	9,13	-	9,78	-	-	
Sólidos sedimentables	mg/L*h	< 0,1	< 0,1	-	< 0,1	-	-	
Sólidos suspendidos	mg/L	204	198	2,9	28	85,9	86,3	
Sólidos totales	mg/L	10 616	6 534	38,4	1 530	76,6	38,4	
Sólidos totales disueltos	mg/L	10 412	6 246	40,0	1 602	74,4	36,6	

ANEXO V

DIMENSIONAMIENTO DEL HUMEDAL ARTIFICIAL PARA 2,5 L/h

A partir de la consideración de cinética de primer orden se calculó la superficie del humedal artificial:

$$A_s = \frac{0,02}{0,6592 * 0,38 * 0,42} * \ln \left[\frac{20}{1} \right]$$

$$A_s = 0,58 \text{ m}^2$$

Concentración de contaminantes en el efluente:

Para DQO:

$$C_{fDQO} = \frac{710}{e^{\frac{0,6592 * 0,29 * 0,41 * 0,38}{0,02}}}$$

$$C_{fDQO} = 160,14 \text{ mg/L}$$

El resultado de la ecuación de degradación, permite estimar los valores de remociones que se obtendrán al usar el humedal artificial. A continuación se presenta las estimaciones para ciertos contaminantes:

Tabla A.9. Eliminación de contaminantes esperados en el humedal artificial

Parámetro	Constante cinética* [día ⁻¹]	Concentración inicial [mg/L]	Concentración final [mg/L]
DQO	0,6592	710	160,14
DBO ₅	1,104	-	-
Amonio	0,0569	1,81	1,59
Nitratos	1	340	35,51
Coliformes fecales	2,6	3,6	0,01

*(Sánchez, 2010)

Cálculo del ancho total

El área superficial del humedal se dividió en dos, para una configuración del sistema de dos humedales en serie.

$$W = \sqrt{\frac{0,29}{1,5}} = 0,38 \text{ m}$$

Calculo de la longitud

$$L = \frac{0,29}{0,38} = 0,57 \text{ m}$$

Tiempo de contacto con el medio granular

$$t = \frac{0,29 * 0,41 * 0,38}{0,02} = 2,27 \text{ dias}$$

ANEXO VI
CONSTRUCCIÓN DEL SISTEMA DE HUMEDALES ARTIFICIALES
PARA 2,5 L/h

En este anexo se detallan los planos que se utilizaron para la construcción del sistema de dos humedales en serie de flujo subsuperficial vertical. Todas las cotas que se presentan en las figuras se encuentran medidas en cm.

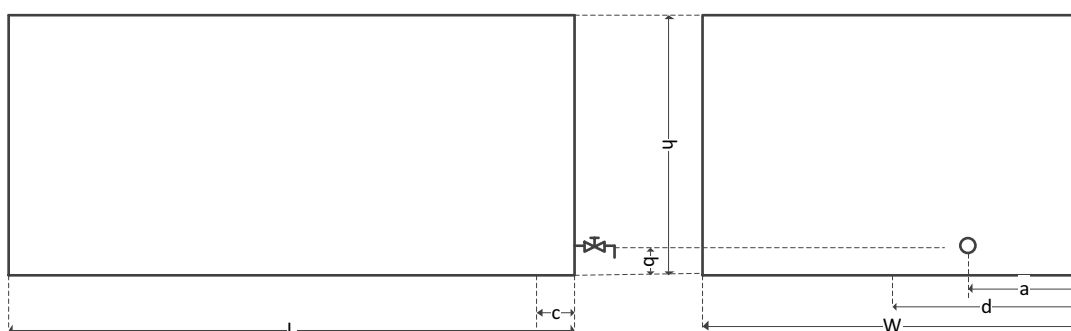


Figura A.5. Esquema del humedal subsuperficial vertical

Tabla A.10. Distancia del sistema de salida y drenaje de agua

PARÁMETROS	DESCRIPCIÓN	UNIDADES	VALOR
a	Distancia desde la pared derecha hasta la llave de salida de efluente	m	0,08
b	Altura de la llave de salida de efluente	m	0,07
c	Distancia desde la parte frontal hasta el punto de drenaje	m	0,05
d	Distancia desde la pared derecha hasta el punto de drenaje	m	0,19

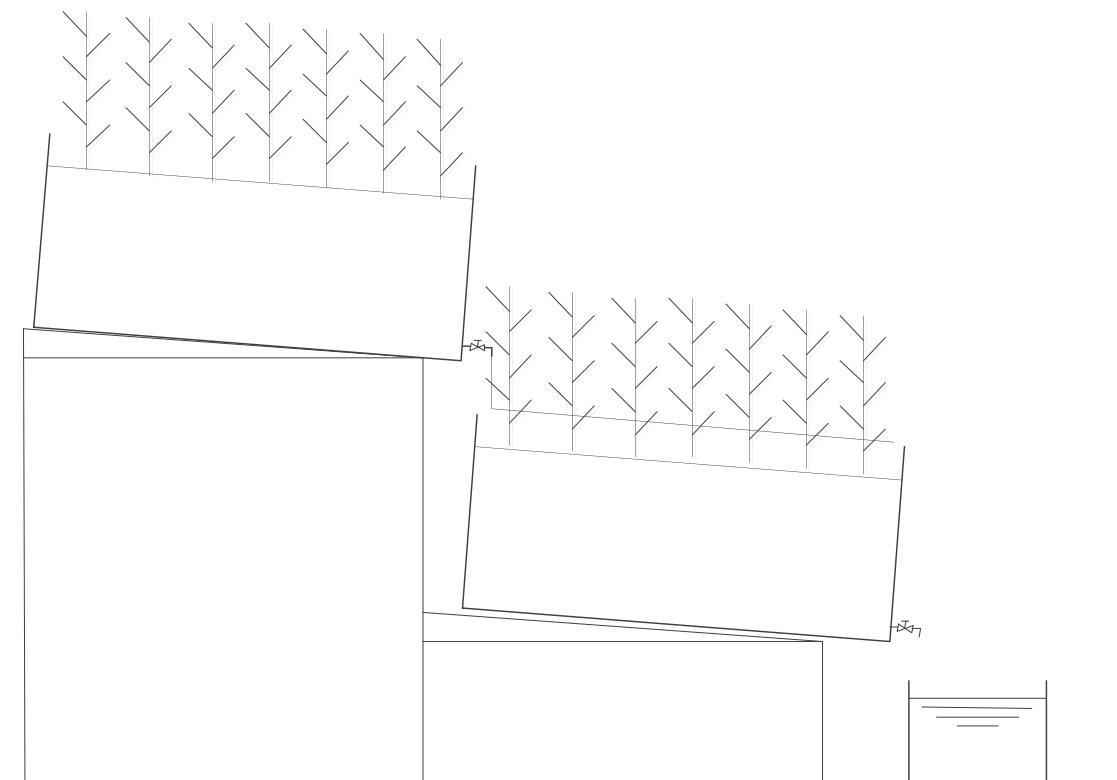


Figura A.6. Esquema lateral del sistema de humedales artificiales de flujo su superficial

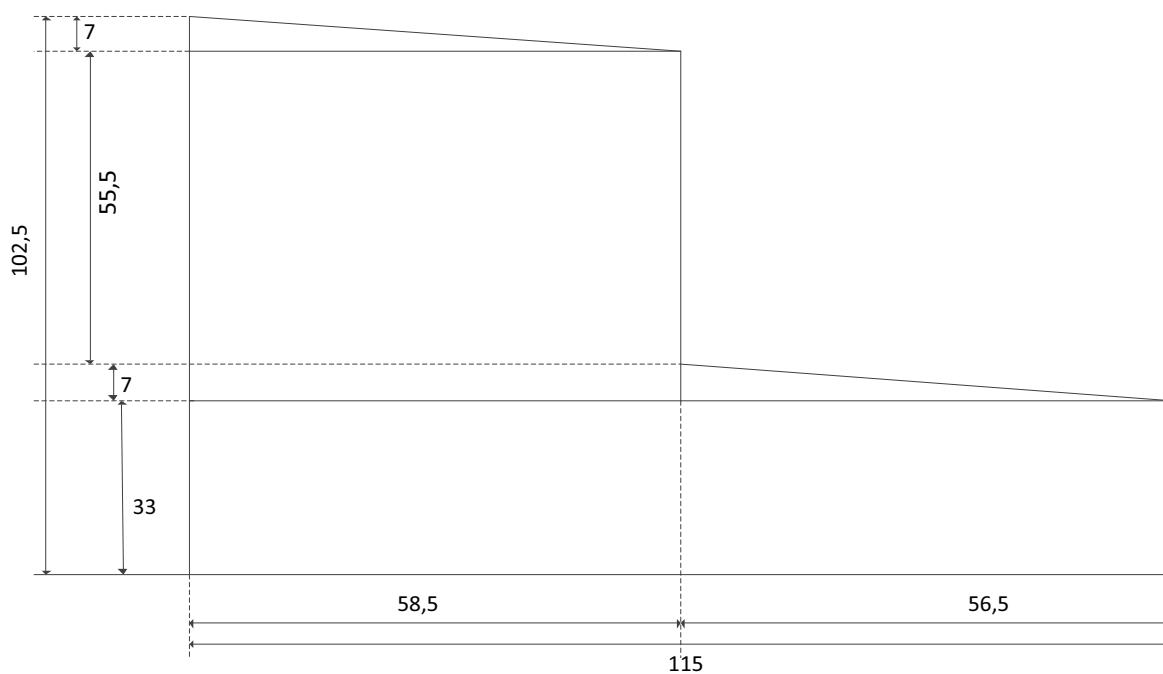


Figura A.7. Vista lateral de la estructura del humedal.

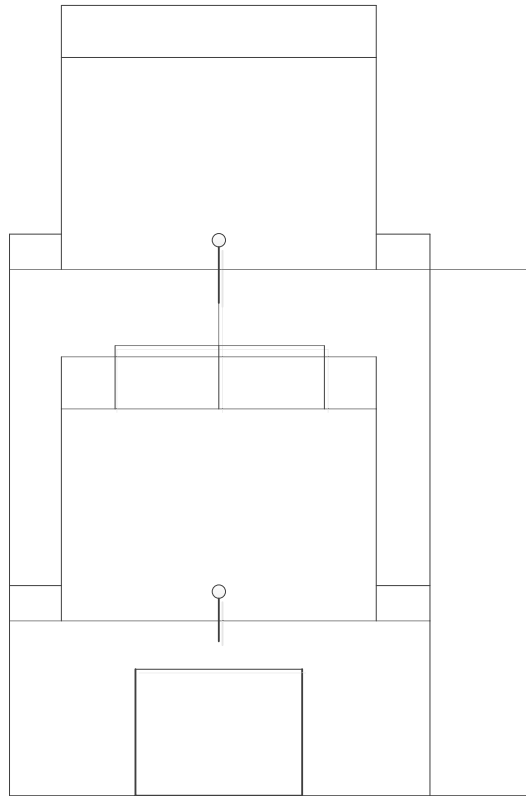


Figura A.8. Esquema frontal del sistema de humedales artificiales de flujo subsuperficial

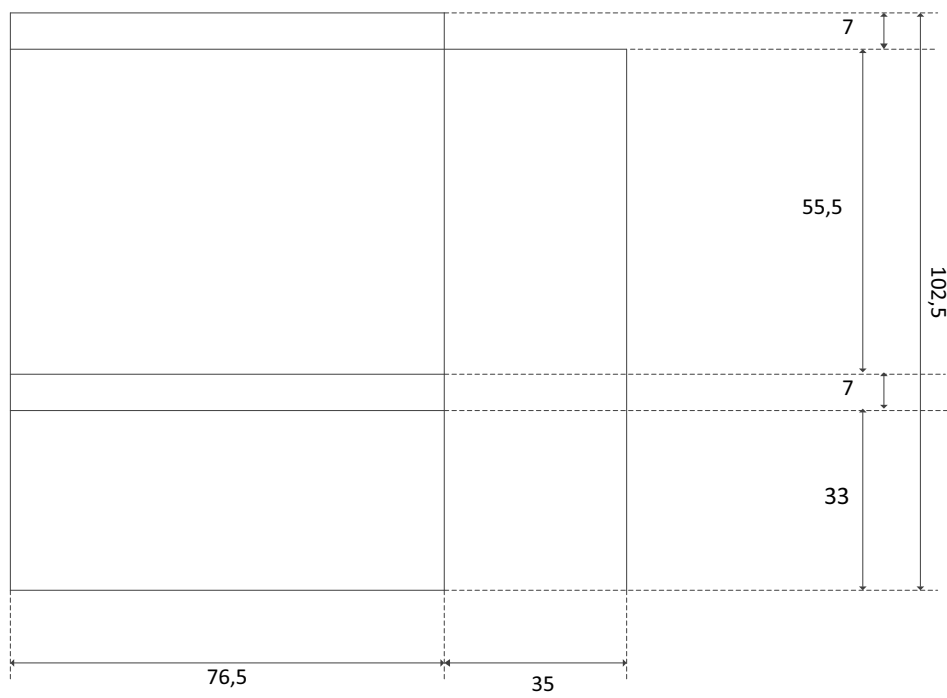


Figura A.9. Vista frontal del sistema de humedales artificiales.

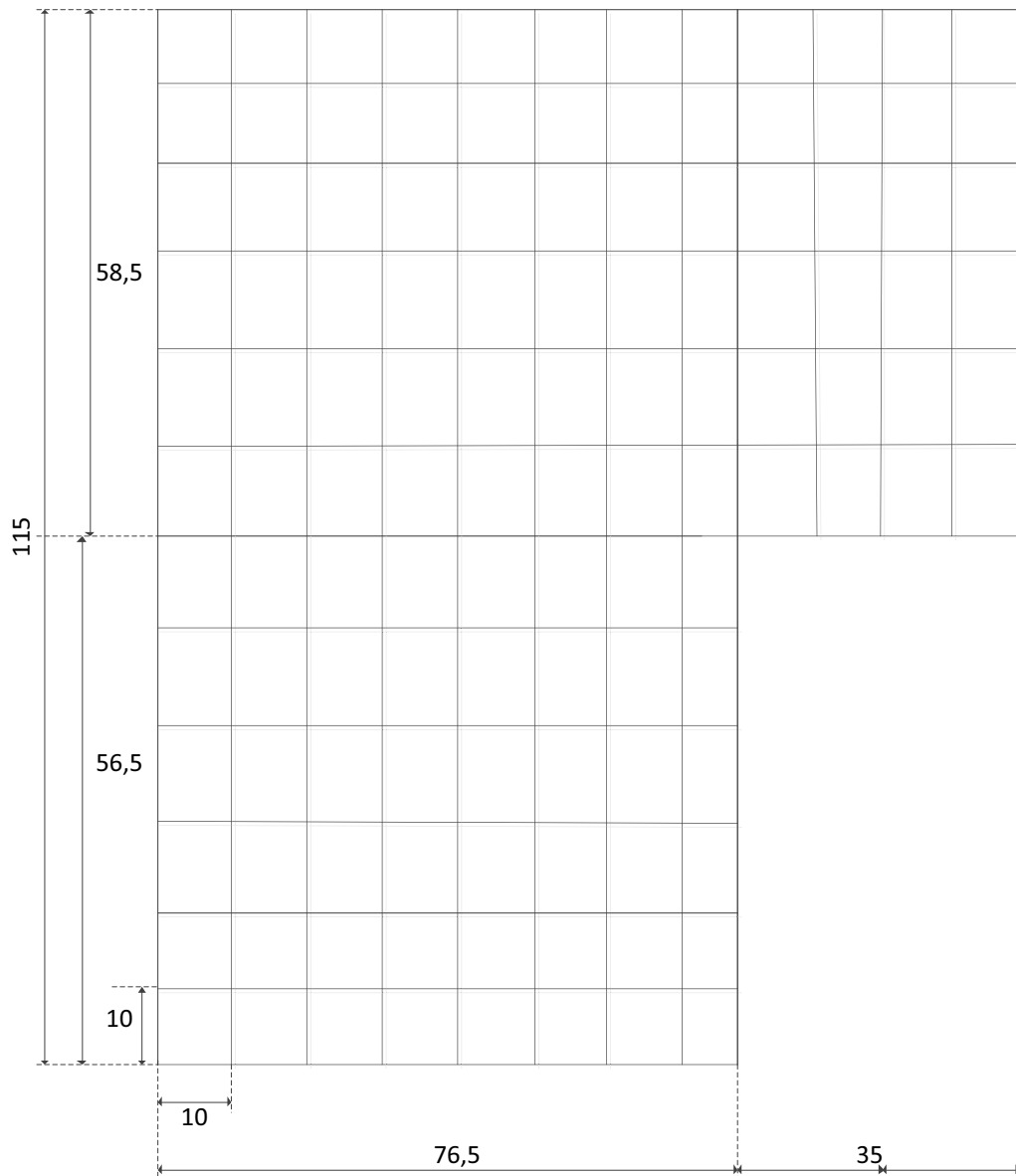


Figura A.10. Vista superior del sistema de humedales artificiales

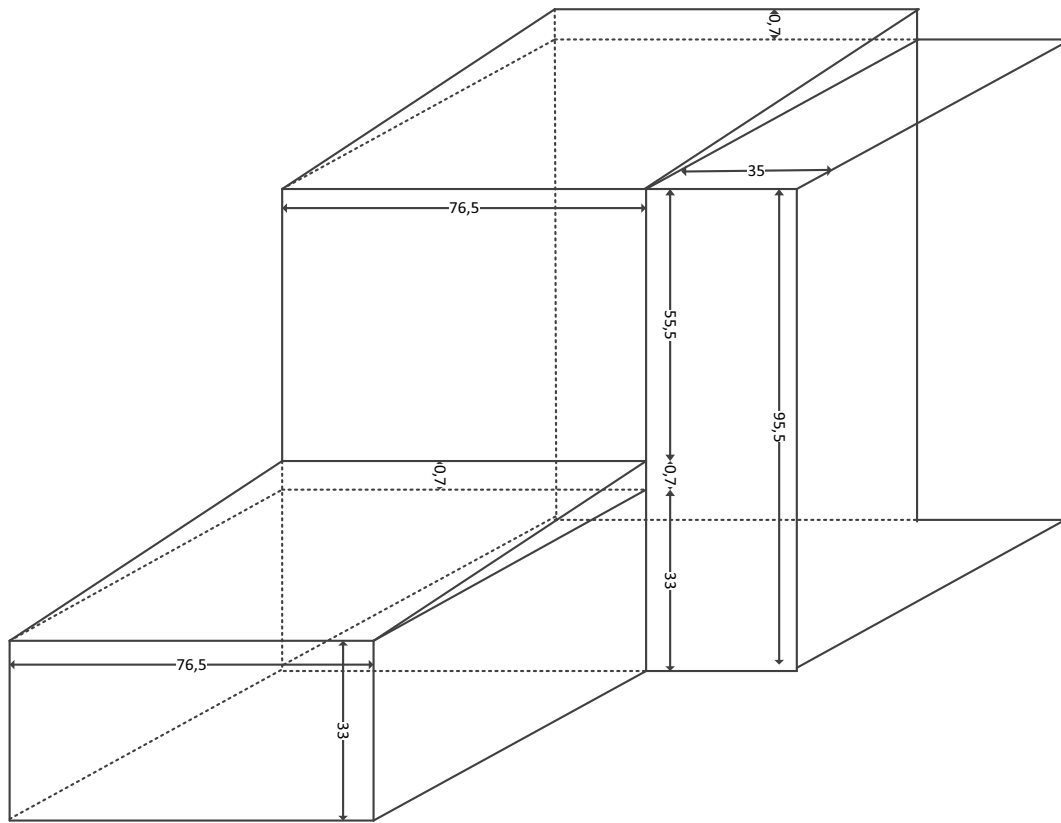


Figura A.11. Esquema del sistema de humedales artificiales implementados en el Departamento de Metalurgia Extractiva

ANEXO VII

COSTOS DEL SISTEMA DE HUMEDALES ARTIFICIALES PARA

2,5 L/h

En la tabla A.11 se presentan los costos que implicaron la implantación de un sistema de dos humedales de flujo subsuperficial.

Tabla A.11. Costos para la implementación de un sistema de humedales

Ítem	Costo [USD]	% del total
Grava-piedra pómez (139 Kg)	14,82	21,9
Contenedores de polietileno de alta densidad (2)	30,00	29,5
Plantas (40 pasto elefante y 40 maní forrajero)	8,00	11,8
Bombeo (1 bomba)	10,00	14,7
Sistema de distribución	15,00	22,1
Total	67,82	

En su mayoría los sistemas de bombeo y distribución del efluente están constituidos por elementos que pueden ser conseguidos en tiendas de artículos para acuarios, como son las mangueras, las válvulas y llaves así como la bomba de alimentación.

Los precios de las plántulas son referenciales debido que para este caso estas fueron donadas por el Laboratorio de Pastos y Forrajes de la Universidad Central.

ANEXO VIII

CÁLCULOS PARA LA ADSORCIÓN EN CARBÓN ACTIVADO

En este anexo se detallan los cálculos para la determinación de la isoterma de adsorción de color de los lixiviados de El Inga.

Se procedió de la siguiente manera:

- Se colocó 100 mL de muestra de lixiviado en vasos de precipitación de 250mL.
- A tiempo $t = 0$, se colocaron distintas cantidades de carbón activado granulometría 8 x 20 en cada vaso. Las cantidades fueron 2,5; 3,5; 5; 7,5 y 10 g.
- Se agitó la solución a 500 rpm durante 4 h.
- Se filtró la muestra y se tomo una alícuota de 10 mL para el análisis de remoción de color.

La concentración inicial de color fue de 1 990 mg Pt-Co/L. Los resultados obtenidos se presentan en la tabla A.12

Tabla A.12. Resultados para ensayos en lecho agitado para lixiviado 1

Cantidad de C.A. (g)	Concentración final [mg Pt-Co/l]	Cantidad adsorbida (X) mg	X/m [mg/g]	log (X/m)	log(Cf)
2,51	520	32,5	12,95	1,112	2,716
3,54	291	55,4	15,65	1,195	2,464
5,12	311	53,4	10,43	1,018	2,493
7,57	120	72,5	9,58	0,981	2,079
10,02	29	81,6	8,14	0,911	1,462

La cantidad adsorbida de contaminante se calculó con la ecuación 2.9, como se muestra a continuación.

Para 2,51 g de carbón activado:

$$C_o = 1\,990 \text{ mg Pt-Co/L}$$

$$C_f = 520 \text{ mg Pt-Co/L.}$$

$$V = 0,1 \text{ L}$$

$$x = (C_o - C_f) * V = (1\,900 - 520) * 0,1 = 32,5 \text{ mg}$$

Por lo tanto, x/m es igual a 12,95 mg de contaminante adsorbido/g de carbón activado. Se obtuvo la isoterma al graficar los mg de contaminante adsorbido/g de carbón en función de la concentración final de contaminante en la solución en escala logarítmica.

ANEXO IX

DIMENSIONAMIENTO DE CADA ETAPA DEL TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS PARA 120 m³/día

En este anexo se detallan los cálculos necesarios para el dimensionamiento de los equipos utilizados en el sistema de tratamiento. Se tienen dos tipos de lixiviado, conocidos como lixiviado 1 y lixiviado 2. A continuación se muestran los cálculos para el lixiviado 1. El dimensionamiento de la etapa de fitorremediación es igual al detallado en el Anexo V.

REACTOR DE ELECTROCOAGULACIÓN

Se calculó el volumen máximo de lixiviado a procesar en función del caudal y el tiempo de tratamiento establecido.

$$V_{max} = 120 \frac{m^3}{día} * 20 \text{ min} * \frac{1 \text{ día}}{24 * 60 \text{ min}} = 1,67 \text{ m}^3$$

Los electrodos que se usaran son de aluminio, en el comercio se puede obtener tolos (1 x 2 m) con diferentes espesores que van desde 4 mm. Para este diseño se emplearan electrodos de 1 m² con un espesor de 5 cm.

Las dimensiones del reactor en función de las dimensiones de los electrodos y el volumen máximo a tratar se presentan en la tabla A.13.

Tabla A.13. Dimensiones del reactor de electrocoagulación

Parámetro	Unidad	Valor
Largo	m	1,40
Ancho	m	1,20
Altura	m	1,20
Volumen total	m ³	2,0

El número de electrodos (Ne) a utilizarse en el reactor con una separación de 3,2 cm se obtuvo con la ecuación A.2.

$$Ne = \frac{(largo\ de\ celda) - 2 * (dist.\ electrodos\ a\ cara\ lateral)}{(separacion\ entre\ electrdos) + (espesor\ de\ electrodos)} \quad [A.2]$$

$$Ne = \frac{1,40\ m - 2 * (0,1\ m)}{(0,032\ m) + (0,05\ m)} = 14,6$$

Por tanto el número de electrodos que se ocuparan en un reactor de 2 m³ con una separación de 3,2 cm es de 15. De estos 8 son cátodos y 7 son ánodos.

La corriente que se ocupara en el reactor se obtiene en función de la densidad de corriente (53 A/m²)

$$I = 53 \frac{A}{m^2} * (2 * 8 * 1m^2) = 848\ A$$

El consumo energético por unidad de volumen tratado se obtiene de la ecuación A.3.

$$E = \frac{I * V}{Q} \quad [A.3]$$

$$E = \frac{848\ A * 6\ V}{5 \frac{m^3}{h} * 1\ 000}$$

$$E = 1,02\ KWh/m^3$$

COLUMNA DE CARBÓN ACTIVADO

Masa de contaminante adsorbido

$$x = (1\ 990 - 584) * 5 = 7\ 030\ mg\ de\ color\ adsorbido$$

Masa de carbón activado requerida en función de la isoterma de Freundlich:

$$m = \frac{7\,030}{4,396 * 584^{1/5,602}} = 512,97 \text{ g de carbon activado}$$

Volumen que el carbón activado en la columna.

$$V_{CA} = 512,97 * 450 = 1,14 \text{ L}$$

Área transversal de la columna

$$A_T = \pi * 0,035^2 = 0,0038 \text{ m}^2$$

Altura del lecho de carbón

$$H_c = \frac{0,00114}{0,0038} = 0,30 \text{ m}$$

Altura de la columna

$$H = \left(\frac{100 * 0,30}{70} \right) * 1,15 = 0,49 \text{ m}$$

Tiempo de contacto

$$t_c = \frac{24 * 1,14}{120} = 0,228 \text{ h} \equiv 13,68 \text{ min}$$

Velocidad lineal

$$v = \frac{120}{1\,000 * 0,0038} = 1,30 \text{ m/h}$$

Se realizó el mismo procedimiento para lixiviado 2, pero sin el dimensionamiento de la etapa de electrocoagulación puesto que no es requerida.

ANEXO X

COSTOS PARA LA IMPLANTACIÓN DEL ESQUEMA DE TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS

En esta sección se detallan los costos que involucran la implementación de un sistema de tratamiento de lixiviados para el caso de lixiviado 1. Se realiza el mismo procedimiento para el lixiviado 2.

A continuación se realiza la estimación de costos para etapa del proceso.

ELECTROCOAGULACIÓN

El costo de la electrocoagulación depende principalmente de la energía ocupada y del costo de los ánodos de sacrificio degradado, en este caso aluminio. La cantidad de aluminio disuelto en el mejor de los resultados en la depuración del efluente (6 V, 4 A, 0,33 h), son ocupados como base para el cálculo de los costos. Los costos son obtenidos con base a un día de tratamiento

En la tabla A.14 se encuentran tabulados los costos de los insumos y datos de operación necesarios para el cálculo de los costos.

Tabla A.14. Costos de insumos y datos de operación para cálculo de costos

Flujo del efluente (m ³ /día)	120
Aluminio requerido (g/L)	0,38
Potencial de la celda (V)	6
Intensidad de corriente en la celda (A)	848
Tiempo de operación (h)	0,33
Energía eléctrica (USD/KWh)*	0,11
Precio de aluminio (USD/lb)**	0,99

*(Diario El Ciudadano, 2011)

** (Bolsa de Metales de Londres, 2012)

Para el cálculo de la energía consumida se ocupan los datos de la tabla A.14 y el resultado obtenido en el Anexo IX para energía consumida (1,02 KWh/m³)

Se tomó como referencia el costo energético de 0,11 USD/KWh publicado por el Diario El Ciudadano, 2011.

$$\text{costo} = \frac{0,11 \text{ USD}}{\text{KWh}} * 1,02 \frac{\text{KWh}}{\text{m}^3} * 120\text{m}^3 = 13,46 \text{ USD}$$

El costo debido al consumo de energía eléctrica diario para tratar 120 m³ será de 13,46 USD.

Para el cálculo del costo de aluminio disuelto en la celda electroquímica se obtuvo el precio de la Bolsa de Metales de Londres el cual se presenta en la tabla A.11. La cantidad de aluminio disuelto para procesar 3 L de efluente crudo es de 1,13 g (0,377 g/L). El costo del aluminio se obtiene de la siguiente manera:

$$\text{Costo de Al}_{\text{disuelto}} = 0,99 \frac{\text{USD}}{\text{lb}} * \frac{2,2\text{lb}}{1\,000\text{g}} * \frac{0,377\text{g}}{\text{L}} * 120\text{m}^3 * \frac{1\,000\text{L}}{\text{m}^3}$$

$$\text{Costo de Al}_{\text{disuelto}} = 98,53 \text{ USD}$$

Para el costo de los electrodos se consideró el precio del mercado de láminas de aluminio de 4 cm de espesor. Comercial Diexa, 2011 ofrece laminas de 1x2 m a un precio de 20 USD, de las cuales se puede obtener 2 electrodos de 1 m². Por tanto el precio por concepto de electrodos será:

$$\text{Costo de electrodos} = \frac{20 \text{ USD}}{2 \text{ electrodos}} * 15 = 150 \text{ USD}$$

La celda de electrocoagulación se construirá en acero inoxidable con un recubrimiento interno de acrílico para evitar el ataque de los lixiviados y la disolución del hierro durante el proceso de electrocoagulación. El costo de una lamina de acero de 1x2 m es de 200 USD (Comercial Diexa, 2011), para este reactor se requieren de 6 laminas con un costo final de 1 200 USD.

FITORREMEDIACIÓN

Para esta etapa se consideró los costos presentados en el manual de la Environmental Protection Agency, 2000 presentados en la tabla 2.7 de la sección 2.6.2. Se realiza una evaluación para un área de 2 300 m², los valores se tabulan en la tabla A.15.

Tabla A.15. Precios presentados por Environmental Protection Agency, 2000

Ítem	Costo unitario	Unidad	Costo [USD]
Excavación	2,30 USD/m ³	1 840 m ³	4 232,00
Grava	20,95 USD/m ³	1 840 m ³	38 548,00
Impermeabilización	3,75 USD/m ²	2 688 m ²	10 080,00
Plantas	0,10 USD/unidad	24 000 plantas	2 400,00
Bombeo	1,88 USD/m ²	2 300 m ²	4 312,50
Estructuras de control	1,75 USD/m ²	2 300 m ²	4 025,00

COLUMNAS DE CARBÓN ACTIVADO.

En esta etapa se consideró el precio del material de la columna, para este caso es acero al carbono (28 USD/lámina). Se requieren tres láminas para construir la columna por tanto por cada columna el valor es de 84 USD.

El carbón activado tiene un precio en el mercado de 1 387 USD/Ton (EPA, 1999). Se ocupan 373,9 Kg por columna con costo unitario de 519,72 USD.

Para el sistema de bombeo se hace referencia a Sánchez, 2010 que sugiere un precio de 250 USD.

Se realizó el mismo análisis para determinar los costos del sistema de tratamiento de lixiviado 2.