

**EXPERIENCIAS DE INVESTIGACIÓN EN
TECNOLOGÍAS DE BIORREMEDIACIÓN:
Revisión para un Planteamiento Experimental de Biorremediación en Aguas Residuales
Generadas por la Fabricación de Coque de Hulla.**

MÓNICA BIBIANA BERDUGO MORENO
112842

Trabajo de grado monográfico
presentado como requisito parcial para optar al título de
Bióloga.

Dirigido por:
JIMENA SÁNCHEZ NIEVES
Ms.C. Microbiología.

**UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA
FACULTAD DE CIENCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA**
Bogotá, 2004

RESUMEN

Se presenta una revisión de literatura que identifica los datos y experimentos relevantes para plantear metodologías de biorremediación como parte de un sistema de tratamiento de aguas residuales generadas por la fabricación de coque de hulla. Tras el análisis de los documentos consultados se identifican y describen tres tipos de aguas residuales generadas por este proceso minero-industrial: lixiviados, agua de lavado y agua contaminada de coquería. Con base en las caracterizaciones disponibles para el caso de la coquería de la empresa siderúrgica Acerías Paz del Río, restringidas a agua contaminada de coquería, se discute la pertinencia del uso de herramientas metodológicas de biorremediación en el planteamiento de un sistema de tratamiento de esta agua residual industrial. Finalmente, con el objetivo de guiar la experimentación que evalúe los análisis realizados en esta monografía, se presentan un protocolo experimental y una clave dicotómica; ésta última constituye una herramienta para la selección de pasos subsecuentes y de métodos específicos que aseguren la mayor depuración del agua contaminada de coquería.

Palabras claves: *biorremediación, tratamiento biológico de aguas residuales, protocolo experimental, coque de hulla, agua contaminada de coquería.*

ABSTRACT

A review was conducted with the objective of to identify the data and experiments relevant to establishing bioremediation methods as part of a system for the treatment of wastewater generated during the fabrication of coal coke. After to analyze the consulted documents are identified and describe three types of residual waters generated by this miner-industrial process: leached, laundry water and polluted water of coke-oven plant. With base in the available characterizations for the case of the coke-oven plant of the siderurgic company Acerías Paz del Río, restricted to polluted water of coke-oven plant, its discusses the relevancy of the use of methodological tools of biorremediación in a proposal of a system of treatment of this industrial residual water. Finally, with the objective of guiding the experimentation that evaluates the analyses carried out in this monograph, an experimental protocol and a dicotomic key are presented; this last it constitutes a tool for the selection of subsequent steps and of specific methods to obtain the greater depuration of the polluted water of coke-oven plant.

Key words: *bioremediation, wastewater biological treatment, experimental protocol, coal coke, polluted water of coke-oven plant.*

Nota de aceptación

La señorita **Mónica Bibiana Berdugo Moreno** sustentó y aprobó su trabajo de grado, con una valoración equivalente a 4.3 en la escala numérica.

Martha Chaparro de Valencia, profesor asociado al Departamento de Biología de la Universidad Nacional de Colombia, sede Bogotá.
Presidente del Jurado

Gabriel Guillot, profesor asociado al Departamento de Biología de la Universidad Nacional de Colombia, sede Bogotá.
Jurado

Ziv Arbeli, profesor asistente a la Facultad de Agronomía de la Universidad Nacional de Colombia, sede Bogotá.
Jurado

(23 de junio de 2004)

*A mi mami y mis abuelitos
por ser el principio
y por emprender*

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a los ingenieros Roberto Rodríguez y Mario Socha vinculado con la empresa siderúrgica Acerías Paz del Río, en la dirección de los departamentos de Recursos Naturales de Planta y de Minas, respectivamente, por mediar la gestión y el acceso al centro de documentación de esta empresa, por compartir sus expectativas en torno a los resultados, conclusiones y proyecciones de esta monografía y por las sugerencias y comentarios que ayudaron a direccionar su desarrollo.

Agradezco al profesor Ziv Arbeli por sus observaciones y por llamar la atención en torno a la percepción, claridad e intención de varios conceptos que sustentan este escrito; a la Doctora Jenny Dussan y al Doctor Fabio Roldan por su cooperación y sus valiosas y oportunas sugerencias desde el planteamiento del proyecto hasta la corrección del escrito y la presentación final. A la profesora Jimena Sánchez Nieves por su apoyo logístico y académico, por sus correcciones, sus calidades humanas y por su amistad.

Agradezco muy especialmente a Manuel Berrío por su continua crítica, apoyo, compañía, por sus sugerencias académicas y personales y por creer en mí.

Agradezco a Patricia Bohórquez, Luz Adriana Moreno, Ivon Bolívar, John García y María Isabel Gómez, compañeros que aportaron con sus críticas, comentarios y sugerencias a lo largo del desarrollo de este escrito y de mi formación como bióloga.

Finalmente agradezco a mi familia por su apoyo a lo largo de toda la carrera y mi estadía en la ciudad de Bogotá, especialmente a Gloria, Juliana, Cecilia, Ana del Carmen y Justo Pastor; espero que mis logros académicos y profesionales sean una parte tangible de la gratitud que les debo.

CONTENIDO

	pág.
INTRODUCCIÓN	12
OBJETIVOS	14
METODOLOGÍA	15
JUSTIFICACIÓN	16
1. SITUACIÓN ACTUAL	17
1.1. CONTEXTO ECONÓMICO, GEOGRÁFICO Y SOCIAL	17
1.2. EL COQUE	19
1.2.1. Fabricación del Coque de Hulla: Caso Acerías Paz del Río	20
1.3. AGUAS RESIDUALES GENERADAS Y SUS CARACTERÍSTICAS	26
1.3.1. En la etapa de manejo de la hulla: lixiviados y de lavado	26
1.3.2. En la planta de coquización: agua contaminada de coquería	27
1.4. ANÁLISIS DE LAS CARACTERÍSTICAS DEL AGUA CONTAMINADA DE COQUERÍA	31
1.4.1. Tanque de almacenamiento Vs. Descargas	31
1.4.2. Tanque de almacenamiento	32
1.4.3. Descargas	33
1.5. MARCO LEGAL	37
1.5.1. Valores permisibles	40
2. GENERALIDADES DE LA BIORREMEDIACIÓN	41
2.1. DEFINICIONES	42
2.2. ASPECTOS HISTÓRICOS	43
2.3. HERRAMIENTAS METODOLOGÍCAS	44
2.3.1. Metodologías generales comunes	44
2.3.1.1. Bioventeo	45
2.3.1.2. Bioestimulación	45
2.3.1.3. Bioaumentación	46
2.3.1.4. Fitorremediación	46
2.3.1.5. Biorremediación en fase sólida	47
2.3.1.6. Biorremediación en fase de lodos (biorreactores)	48
2.3.2. Consideraciones previas a su implementación	48
2.4. MICROORGANISMOS Y PROCESOS DE BIORREMEDIACIÓN RELACIONADOS CON EL CASO EN ESTUDIO	49

2.4.1. Grupos de microorganismos involucrados en el ciclaje de nutrientes	50
2.4.2. Grupos de microorganismos capaces de degradar compuestos orgánicos complejos	51
2.5. CONOCIMIENTO Y ESTUDIO DE LAS RUTAS METABÓLICAS	54
2.6. PERSPECTIVAS	55
3. DISCUSIÓN: ALTERNATIVAS DE BIORREMEDIACIÓN PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS CONTAMINADAS DE COQUERÍA	56
3.1. CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL INDUSTRIAL	57
3.1.1. Metodología de muestreo sugerida	57
3.1.2. Caracterización fisicoquímica	58
3.1.3. Caracterización microbiológica	59
3.2. PROTOCOLO EXPERIMENTAL PROPUESTO PARA EL TRATAMIENTO DE AGUA CONTAMINADA DE COQUERÍA DEL CASO EN ESTUDIO	60
3.2.1. Separación de fases.	60
3.2.2. Remoción de sales amoniacales	61
3.2.3. Remoción de amonio residual	62
3.2.4. Bioacumulación de compuestos recalcitrantes (fitorremediación)	63
3.2.5. Biodegradación	64
3.2.6. Evaluación de la eficiencia del sistema	67
3.2.7. Manejo y disposición de los productos finales	67
3.3. REQUERIMIENTOS PARA LA EVALUACIÓN E IMPLEMENTACIÓN DEL PROTOCOLO PROPUESTO.	67
3.4. ANÁLISIS DE LA VIABILIDAD DEL PROTOCOLO PROPUESTO	68
3.4.1. Variantes al protocolo propuesto	69
3.4.2. Viabilidad de las metodologías de biorremediación propuestas	69
3.4.3. Clave dicotómica	70
3.5. MONITOREO DE LOS SISTEMAS DE TRATAMIENTO	71
4. CONCLUSIONES	73
5. RECOMENDACIONES	75
BIBLIOGRAFÍA	76
ANEXOS	84

LISTA DE TABLAS

	pág.
Tabla 1. Características de los subproductos obtenidos al tratar el gas de batería generado por la actividad de un horno Kapper–Bacher®.	25 y 26
Tabla 2. Caracterizaciones del agua contaminada de coquería contenida en el tanque de almacenamiento en la planta de Belencito de la empresa Acerías Paz del Río.	30
Tabla 3. Caracterizaciones del agua residual contenida en dos puntos de descarga de la red de alcantarillado de la zona industrial de la empresa Acerías Paz del Río en Belencito, antes de ser vertida al Río Chicamocha.	31
Tabla 4. Características de las aguas residuales industriales generadas por la fabricación de coque de hulla en el caso Acerías Paz del Río.	34 y 35
Tabla 5. Síntesis de los posibles efectos del agua contaminada de coquería.	36 y 37

LISTA DE FIGURAS

	pág.
Figura 1. Ubicación geográfica del área industrial de la Siderúrgica Acerías Paz del Río.	19
Figura 2. Trozos de coque fabricado en un horno Kopper.	20
Figura 3. Esquema del proceso de fabricación del coque de hulla.	22
Figura 4. Corte transversal de subunidades de un horno de batería.	23
Figura 5. Esquema de las corrientes que tienen lugar en los procesos de enfriamientos (primario y secundario).	27
Figura 6. Esquema del recorrido del agua contaminada de coquería en el sector industrial de empresa siderúrgica Acerías Paz del Río en Belencito (Nobsa, Boyacá, Colombia).	29
Figura 7. Porcentaje de las fases que constituyen el agua contaminada de coquería de la empresa siderúrgica Acerías Paz del Río en Belencito (Nobsa, Boyacá, Colombia).	61
Figura 8. Sistema propuesto por Caballero & Carrero (1998) para la remoción de sales amoniacales del agua contaminada de coquería de la empresa siderúrgica Acerías Paz del Río en Belencito (Nobsa, Boyacá, Colombia).	62
Figura 9. Sistema de remoción de amonio residual propuesto por Rittmann & McCarty (2001) para el tratamiento de aguas domésticas fuertemente contaminadas.	63
Figura 10. Subsistema de bioacumulación propuesto.	64
Figura 11. Subsistema de biodegradación propuesto	65
Figura 12. Esquema del protocolo experimental planteado para la depuración del agua contaminada de coquería en el sector industrial de empresa siderúrgica Acerías Paz del Río en Belencito (Nobsa, Boyacá, Colombia).	66

LISTA DE ANEXOS

	pág.
Anexo A. Mezclas de hulla estandarizadas en la Siderúrgica Acerías Paz del Río para la fabricación de coque en la planta de coquización de la empresa en Belencito (Nobsa, Boyacá, Colombia).	85
Anexo B. Diagrama de flujo general de los procesos que tienen lugar en la planta de la empresa siderúrgica Acerías Paz del Río en Belencito (Nobsa, Boyacá, Colombia).	86
Anexo C. Tratamiento de lixiviados.	85
Anexo D. Biorremediación Intensiva Estimulada (BIE) para el tratamiento de desechos aceitosos de la extracción y manipulación de petróleo (Castañeda 1997).	91

INTRODUCCIÓN

El desarrollo de la actividad minera a mediana y gran escala, ocupa un importante renglón en la economía del departamento de Boyacá, en donde el funcionamiento de la industria siderúrgica Acerías Paz del Río constituye un eje dinámico en los ámbitos económico, social y cultural. Gran parte de la actividad de dicha empresa está basada en la extracción y el procesamiento del carbón; la situación geográfica y topográfica de las reservas de carbón de la zona carbonera central de Colombia y su relación con las fuentes de agua propias de las cuencas altas de la región andina, originan la necesidad de manejar y controlar las emisiones gaseosas, sólidas y líquidas que allí se generan.

La necesidad de conservar las fuentes de agua de nuestro país es una prioridad que se refleja en la última modificación a la carta política de la nación y en escritos legislativos como el código de recursos naturales, en donde se incluyen términos como ambiente sano, desarrollo sostenible, función ecológica, protección y conservación. De la misma manera, la academia y particularmente las ciencias naturales a través de sus investigaciones, tienen la potencialidad y el compromiso de aportar datos básicos para el diseño, construcción, ejecución y monitoreo de nuevas tecnologías que permitan asegurar la permanencia y calidad de los recursos naturales, para provecho de las comunidades rurales aledañas a las áreas mineras e industriales y para beneficio de las generaciones futuras.

Dada la cantidad de elementos químicos en solución en la hulla inicial y las condiciones de fabricación del coque, la síntesis no controlada de compuestos orgánicos complejos, como fenoles y/o hidrocarburos policíclicos aromáticos (HPAs) clorados, azufrados, nitrados y fosfatados¹ y su conocida recalcitrancia (El-Bestawy *et al.* 2000) constituye un incentivo para el planteamiento de sistemas de tratamiento que busquen la mineralización de dichos compuestos.

Con este panorama, resulta primordial compilar la información generada en varias áreas del conocimiento, con el fin de tener una base sólida sobre la cual proyectar alternativas de solución a la contaminación generada por el desarrollo de la actividad minera e industrial ligada a la fabricación de coque de hulla. En el marco global del presente estudio, se plantea como pregunta de investigación: ¿Qué datos y experimentos reportados en la literatura científica son relevantes para el planteamiento de un experimento de biorremediación con miras a tratar las aguas residuales generadas por la fabricación de coque de hulla?. El objetivo principal se fundamenta en revisar y analizar las experiencias de investigación en tecnologías

¹ Aún sin caracterizar ni cuantificar para el agua contaminada de coquería en general ni para el caso particular en estudio.

de biorremediación relacionadas con los contaminantes derivados de la extracción, coquización y disposición de la hulla mineral y del coque.

La información compilada y generada a partir en esta revisión se hace explícita en la estructura del presente escrito, el cual está compuesto por tres capítulos:

- En el primer capítulo se hace una descripción detallada del contexto espacial, el proceso que genera la contaminación y los efectos de la misma sobre el ambiente, concluyendo con un marco legal que ofrece una visión holística de la situación actual.
- En el segundo capítulo se presenta una breve descripción de la biorremediación como ciencia aplicada y se hace énfasis en las potencialidades de ciertos microorganismos para la remediación de la contaminación previamente descrita
- El tercer capítulo constituye el aporte de esta revisión. En él se presenta la discusión de la información recopilada, sustentada desde la óptica del conocimiento biológico, mediante el planteamiento de una metodología de muestreo específica para el caso en estudio, los lineamientos para realizar una caracterización fisicoquímica y microbiológica detallada de las aguas contaminadas de coquería, el diseño de un protocolo experimental y de una clave dicotómica que guían la comprobación experimental de los análisis realizados en esta monografía, mediante la búsqueda de un sistema de tratamiento idóneo para este tipo de agua; este último capítulo concluye con el diseño de una metodología de monitoreo de calidad del agua a lo largo de un sistema de tratamiento.

Cabe aclarar, que en este último capítulo no se diseñan reactores ni se calculan balances de masa para el funcionamiento de los sistemas, en parte por la deficiencia en los datos que sustentan dichos diseños y cálculos y en parte por considerar que estos aspectos corresponden al planteamiento de experimentos específicos, que pueden derivarse y/o sustentarse a partir de la presente revisión y enriquecerse con aportes de disciplinas como la ingeniería ambiental, ingeniería civil y la química.

OBJETIVOS

Objetivo general

Determinar los datos y experimentos relevantes para el planteamiento de opciones experimentales de biorremediación como herramienta en el tratamiento de aguas residuales generadas por la fabricación de coque de hulla, a partir de una revisión de literatura.

Objetivos específicos

- Inventariar los compuestos contaminantes que han sido reportados en las aguas residuales generadas por la fabricación de coque de hulla.
- Inventariar los grupos funcionales de microorganismos cuya actividad metabólica altera los contaminantes presentes en estas aguas residuales.
- Comparar los datos de caracterización para las aguas residuales con las condiciones en las cuales actúan satisfactoriamente dichos microorganismos.
- Proponer un protocolo experimental para el tratamiento de las aguas residuales de coquización en el que se apliquen metodologías de biorremediación.

METODOLOGÍA

Para el logro de los objetivos propuestos se efectuó una revisión de la literatura, informativa y científica², disponible en:

- Las bibliotecas de los departamentos de Biología y Química de la Universidad Nacional de Colombia.
- Las colecciones generales y de publicaciones institucionales de las bibliotecas abiertas al público de la Pontificia Universidad Javeriana y de la Universidad de los Andes.
- El centro de documentación de la empresa siderúrgica Acerías paz del Río, situado en el área industrial en Belencito (Nobsa, Boyacá, Colombia).
- El centro de documentación de la Corporación Autónoma Regional de Boyacá (CORPOBOYACÁ), ubicado en la ciudad de Tunja.

Adicionalmente se consultaron bases de datos en línea de editores especializados en microbiología ambiental, principalmente Springerlink y la ASM (American Society for Microbiology); las palabras clave para la búsqueda de artículos científicos fueron: coke, bioremediation, industrial wastewater, water treatment, ammoniacal water, PAH, BTEX, pH y combinaciones de las mismas. Dada la condición de acceso público en dichas bases de datos, las fuentes de información que soportan este documento corresponden a las publicadas hasta el año 2003.

² Tanto de estudios experimentales como de estudios de caso y revisión de conceptos.

JUSTIFICACIÓN

El interés y la necesidad por aplicar la ciencia a situaciones reales como la conservación de las fuentes de agua que sustentan el desarrollo de sistemas productivos extensivos y de subsistencia (propios de poblaciones humanas suburbanas y rurales), se ha hecho explícito en escritos críticos emitidos por entes del gobierno nacional, como en el titulado “Lineamientos de Política para el Manejo Integral del Agua” (Ministerio del Medio Ambiente [On line] 2000), en donde se hace alusión a la reducida investigación del manejo integral del agua y a la poca articulación entre dicha investigación y la sociedad, en términos de las necesidades del país.

Se espera que este escrito puntualmente sea una respuesta al interés y continuo llamado del señor alcalde de Nobsa (Boyacá), Ramiro Barragán, por articular la academia a la actividad industrial de su municipio, ya que de hallar operativo el protocolo o alguna de las opciones de tratamiento que se proponen en esta monografía, se estaría impulsando la investigación aplicada, asociada a las diferentes actividades que caracterizan el corredor industrial del centro del Departamento de Boyacá, lo cual redundaría a mediano plazo, en el alcance de las metas de descontaminación hídrica concertadas entre la autoridad ambiental local (CORPOBOYACÁ) y los “agentes pasivos” de contaminación de la cuenca alta del Río Chicamocha; a largo plazo propendería por el beneficio de poblaciones humanas y biológicas contenidas en la totalidad de la cuenca de este río.

Desde el punto de vista económico, la pertinencia de esta revisión se sustenta en la importancia relativa que tiene para el departamento de Boyacá la exportación de coque y semicoque de hulla y su uso en la industria local. Según el Ministerio de Comercio Exterior (2001) en el año 2000 la exportación de estos dos productos significaron el 10,4%³ de las exportaciones departamentales.

Con esta monografía se espera mostrar la necesidad de hacer conciencia del efecto contaminante que tienen actividades industriales desarrolladas durante décadas, disminuir la indiferencia, incrementar el interés por conocer el impacto generado y plantear soluciones a la situación particular que se describe en el primer capítulo.

³ Es importante anotar que el comercio de esmeraldas constituye el 73,7% de las exportaciones y el restante 15,9% a otros sectores productivos (Ministerio de Comercio Exterior [On Line] 2001).

1. SITUACIÓN ACTUAL

En el planteamiento de esta monografía se ha tomado como caso de estudio una situación real, actual y cotidiana de contaminación, que está contenida dentro de un área geográfica y social definida, a partir de la cual se sustenta y sobre la que causa efectos; así, este capítulo de presentación busca contextualizar al lector sobre aspectos relacionados describiendo detalladamente el origen de la contaminación y ofreciendo un marco legal, con el objetivo de hacer aún más explícita la pertinencia de esta iniciativa de investigación.

1.1. CONTEXTO ECONÓMICO, GEOGRÁFICO Y SOCIAL

El departamento de Boyacá, ubicado en la región centro-oriental de Colombia (Fig. 1), es reconocido a nivel nacional e internacional por su actividad minera, con productos como las esmeraldas, el hierro y la hulla, principalmente (Bolívar 1992). En el departamento existen alrededor de 6.800 explotaciones mineras, en su mayoría de carácter artesanal, con las que se obtiene hulla coquizable, arcilla, roca fosfórica, arena, yeso, mármol y caliza de hierro; en lo referente a las explotaciones de carbón o hulla, Boyacá tiene reservas importantes en 19 municipios en los cuales la minería artesanal alcanza una producción de 1'564.000 toneladas al año y la minería tecnificada 1'766.000 toneladas en el mismo período. La actividad industrial ha venido creciendo desde hace aproximadamente dos décadas en Tunja (su capital) y paralelamente en los municipios de Paipa, Duitama y Sogamoso que, dada su oferta de mano de obra, abundancia y riqueza de materias primas, su cercanía a Bogotá e infraestructura vial (Carretera Central del Norte), constituyen el eje industrial y comercial de Boyacá. La relación minería-industria ha dado sus más grandes frutos con la construcción y funcionamiento de las siderúrgicas Acerías Paz de Río, Sideboyacá y Sidehornasa, las más importantes y modernas del país en la producción y exportación de acero y coque a gran escala (Ministerio de Comercio Exterior 2001).

La siderúrgica Acerías Paz del Río, una de las empresas más importantes del departamento, es reconocida por la población como ente que propicia el desarrollo, bienestar social y económico de los municipios en los cuales se desarrolla (Belén, Paz del Río, Samacá, Nobsa, Duitama y Sogamoso, entre otros). Durante el tránsito al nuevo milenio atravesó una grave crisis económica, situación que llegó a sugerir su cierre (mediante auto 410 del 22 de junio de 2000 emitido por el Gobierno Nacional). A pesar de esto, a mediados del año 2003, trabajadores, directivas, gobierno local y gobierno nacional llegaron a un acuerdo, a partir del

cual todos los trabajadores de Acerías Paz del Río (obreros, maquinistas, directores de área, gerentes de departamentos, personal de servicios generales, etc.) son accionistas de dicha empresa. Esta renovación administrativa, la constitución de una junta directiva conformada por tres representantes de los trabajadores, uno del gobierno departamental y el representante legal y la presión externa tanto de personas naturales vecinas como de la autoridad ambiental local, CORPOBOYACÁ, determinan los intereses por los cuales actualmente Acerías Paz del Río avala investigaciones como la que aquí se presenta.

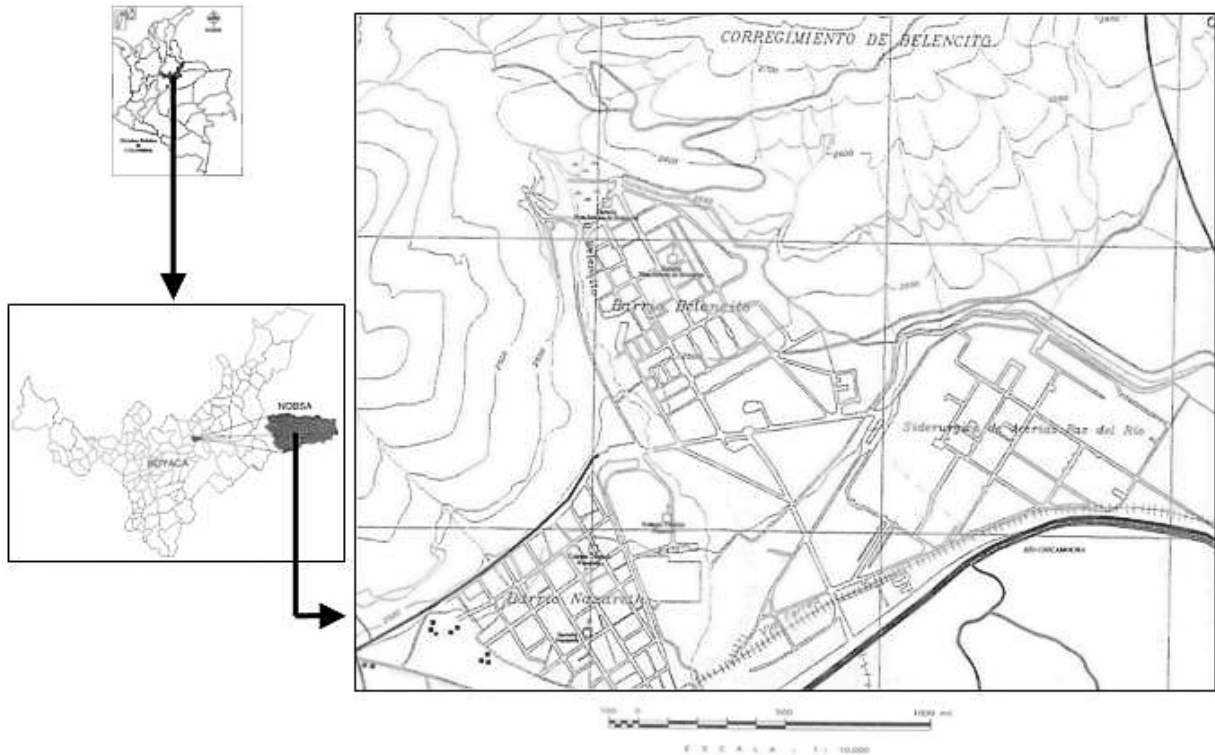


Figura 1. Ubicación geográfica del área industrial de la Siderúrgica Acerías Paz del Río (Modificado de Mapa Base Municipal del Plan Básico de Ordenamiento Territorial para el Municipio de Nobsa – Boyacá).

Además de los predios de las reservas mineras, las minas activas y las zonas de bosques, el área de procesamiento industrial de la empresa está ubicada principalmente⁴ en Belencito, extensión oriental del casco urbano del municipio de Nobsa (Fig. 1) en la provincia de Sugamuxi, a 195 kilómetros de Bogotá (Mariño *et al.* 2000).

El territorio montañoso de Nobsa hace parte del corredor industrial y comercial del departamento, se encuentra entre los 2.480 y 3.000 msnm. y da origen a subcuencas que generan afluentes del Río Chicamocha, tiene una temperatura promedio que oscila entre los 12 y 18 °C y una precipitación media anual entre los 500 y 800 mm, por lo que se describe como

⁴ También hay plantas de procesamiento de minerales en Paz del Río y en Samacá, de acuerdo con los objetivos de este trabajo, el lugar de mayor interés es Belencito, pues es allí donde está el horno de coquización.

un bosque seco montano bajo (Bs-Mb), según la clasificación de zonas de vida de Holdridge. Las lluvias se distribuyen en un régimen bimodal con picos de precipitación en los meses de mayo y noviembre (Velandia *et al.* 2000) y debido a la vocación industrial de la región se han registrado eventos de lluvias ácidas en la localidad (Ministerio del Medio Ambiente [On line] 2000).

El sector industrial de Belencito como tal tiene una extensión de 2,6 km², es decir, corresponde al 22,36 % del territorio municipal (Mariño *et al.* 2000), allí tienen lugar los procesos de fabricación primaria, aceración, laminación y corte, para lo cual cuenta con una infraestructura compuesta por una serie de plantas, dentro de la que se encuentra la planta de coquización, la cual ha sido identificada como uno de los sectores que genera mayor impacto sobre las aguas del Río Chicamocha, por efecto de su alteración fisicoquímica (CORPOBOYACÁ 2003). A continuación se describen el coque y su proceso de fabricación y se resalta el impacto que este último tiene sobre el agua.

1.2. EL COQUE

El coque es un producto carbonoso proveniente de la descomposición térmica, en ausencia de aire, de ciertos tipos de carbón, de petróleo o de otros materiales (ICONTEC 1982). Específicamente el coque obtenido a partir de la hulla es un sólido duro, poroso, opaco, ligeramente metálico, de color gris oscuro a gris plateado (Fig. 2), que se quiebra fácilmente; entre mayor sea su resistencia, mayor será su calidad, la cual se define teniendo como criterio definitivo la capacidad calorífica del producto (Vanegas 1969, Mateus 1974), que a su vez es la razón por la cual se fabrica.

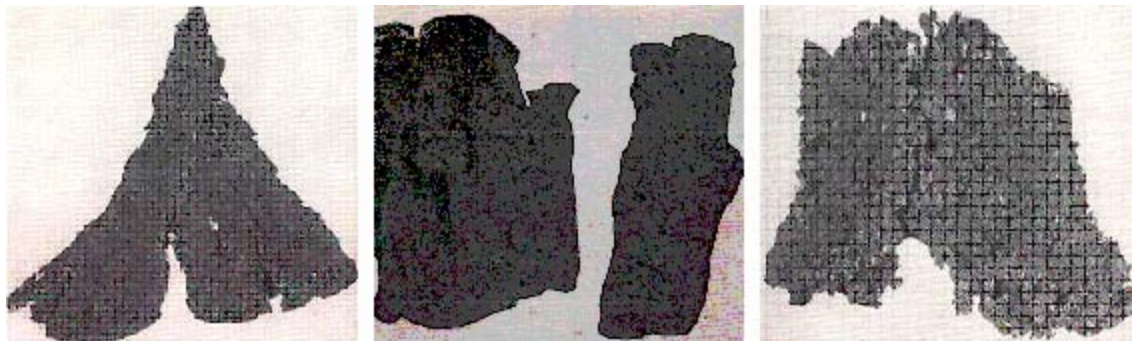


Figura 2. Trozos de coque fabricado en un horno Kopper (Tomado de Russell 1947).

El principal uso del coque está en la industria del hierro y del acero, por lo que se le conoce como coque metalúrgico, dada su estabilidad y resistencia a altas temperaturas por tiempos comparativamente prolongados, respecto de otros tipos de coque y de combustibles en general; el coque provee una atmósfera reducida, útil para refinar varios minerales de importancia industrial, también es utilizado como reductor en la industria química (Bravo & Jiménez 1982).

1.2.1. Fabricación del Coque de Hulla: Caso Acerías Paz del Río. La fabricación del coque de hulla es un proceso que, según Bravo & Jiménez (1982), puede dividirse en cuatro etapas: manejo de la hulla, coquización, manejo del coque y la recuperación de subproductos (Fig. 3).

- a. El manejo de la hulla involucra desde su extracción en los yacimientos (sea a cielo abierto o bajo tierra), su lavado, clasificación (según tamaño y calidad), transporte a la planta de coquización y, en ella, el proceso de mezclado (Fig. 3a.).

Acerías Paz del Río se abastece de carbones de diferentes minas de su propiedad y de otros propietarios; a su planta de coquización en Belencito la hulla llega lavada y clasificada; una vez en la planta, dependiendo de la cantidad de cada tipo⁵, se realiza la mezcla adecuada para obtener coque de la mejor calidad posible. La empresa, a lo largo de más de 50 años de funcionamiento, ha estandarizado diferentes mezclas (ver Anexo A), para optimizar el proceso de coquización, dicha mezcla se hace más densa con ACPM y agua, cuyas cantidades no deben exceder los 1,6 a 1,7 m³ y 0,8 a 1,0 m³, respectivamente, por hora de coquización (Vanegas 1969).

- b. La coquización es la destilación de la hulla (Vanegas 1969, Mateus 1974, Bravo & Jiménez 1982, Puerto & Barrera 2001), que consiste en el calentamiento (no combustión) de hulla con potencial coquizante o coquizable⁶ hasta la evaporación de sus compuestos volátiles (Fig. 3 b.). El proceso se realiza en hornos especialmente diseñados, que pueden ser de dos tipos:
 - Hornos de Colmena: Los hornos de este tipo caracterizan la producción de coque desarrollada durante la primera parte del siglo XX, reciben este nombre porque cada una de las unidades de calentamiento semeja una celda de colmena, están fabricados de barro o ladrillo refractario (Mateus 1974) y emiten a la atmósfera los vapores característicos del proceso, es decir, presentan fuertes inconvenientes por el volumen de contaminantes que liberan a la atmósfera que, a su vez, significa el aprovechamiento parcial de la materia prima inicial.
 - Hornos de Batería: Este tipo de hornos son los que se han implementado desde la segunda mitad del siglo XX hasta el presente, su nombre hace referencia a la manera en que están dispuestas las subunidades que lo componen, cada una de las cuales corresponde a un horno hecho en acero y revestido en su interior por sílice o ladrillo refractario (Fig. 4).

⁵ La hulla utilizada en este proceso se clasifica como alta, media y baja volátil, dependiendo de la cantidad de materiales volátiles que la compongan (ver anexo A).

⁶ Se conoce como hulla coquizante "...el que por sí sólo produce coque por descomposición térmica en ausencia de aire...", y como hulla coquizable "Aquel que por sí solo no produce coque pero que en mezclas con carbones de otras calidades, o empleando procesos no convencionales se convierte en coque" (ICONTEC 1982). La aparición de uno u otro tipo es consecuencia de la antigüedad e historia geológica de ciertos yacimientos carboníferos.

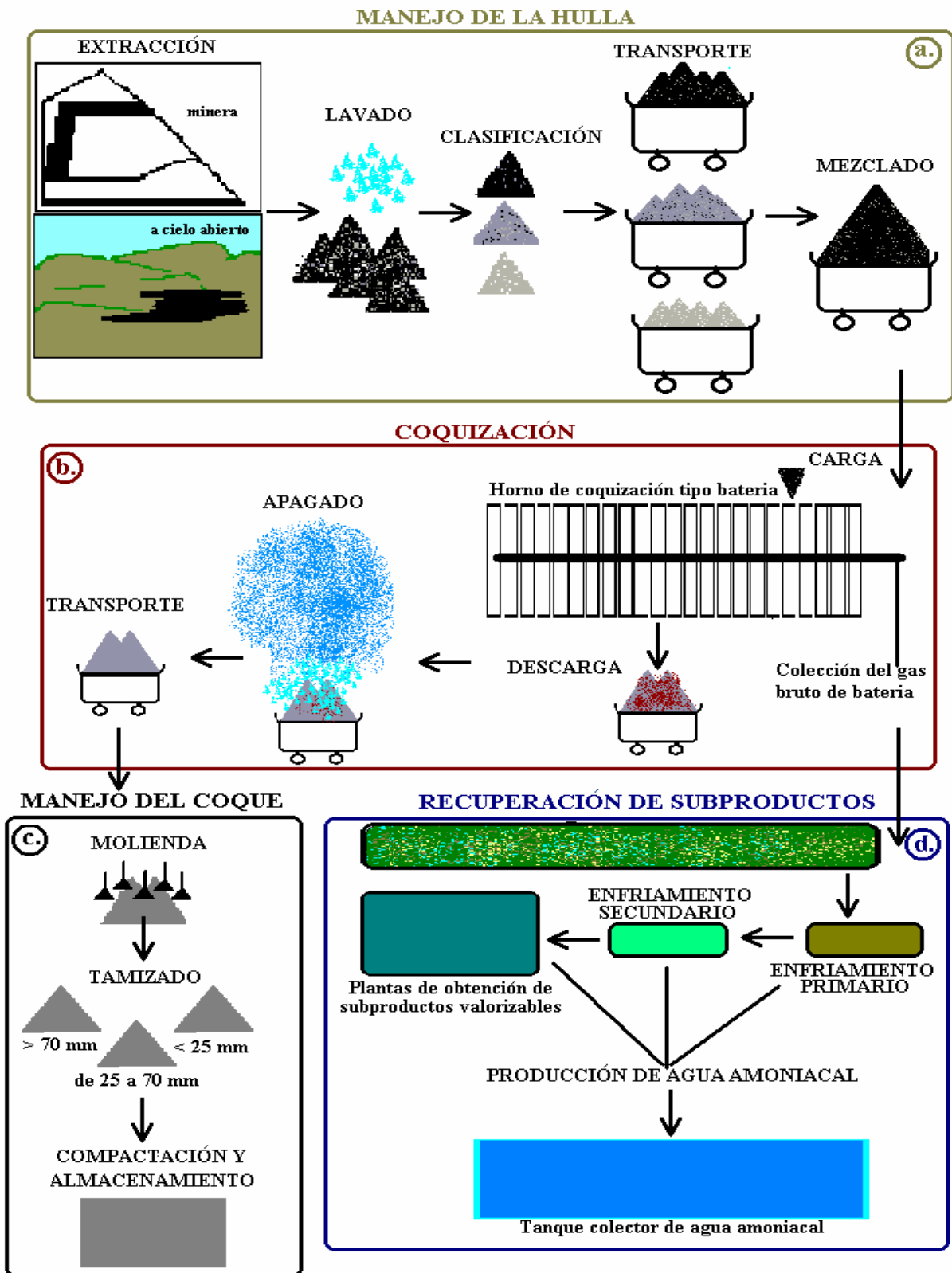


Figura 3. Esquema del proceso de fabricación del coque de hulla (ver explicación en el texto).

Todas las subunidades están conectadas a un sistema de destiladores y condensadores (Mateus 1974) mediante tubos colectores de gases, conocidos como cabezas de caballo (Vanegas 1969), los cuales aseguran un mínimo de emisiones atmosféricas y la recuperación de subproductos valorizables. Dos ventajas de índole productiva son evidentes utilizando este tipo de hornos, pues al tener hornos individuales uno puede ser vaciado, y dada la actividad en los hornos vecinos, no pierde calor; la segunda ventaja es que el gas de batería, que todo el tiempo se está colectando, retroalimenta la batería.

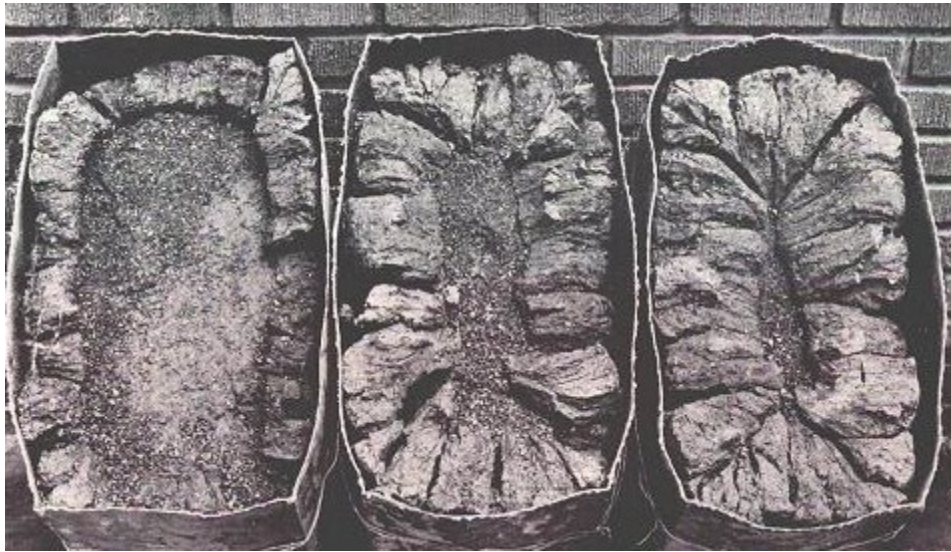


Figura 4. Corte transversal de subunidades de un horno de batería, tomadas en diferentes momentos de la coquización, en el extremo derecho la coquización está casi completa (Tomado de Russell 1947).

El horno de coquización Kapper–Bacher®, que actualmente se usa en la empresa Acerías Paz del Río es del segundo tipo, se terminó de construir el 25 de octubre de 1975 por la empresa inglesa Woodall–Duckam, tiene 57 subunidades (Puerto & Barrera 2001), una capacidad de carga de hulla de aproximadamente 1056 Ton/día y una generación diaria de coque aproximada de 739 Ton de coque y entre 1600 y 1700 m³ de gas por hora (Caballero & Carrero 1998).

Cada subunidad tiene un ancho promedio⁷ de 41,9 cm, una longitud de 12,5 m y una altura de 4,3 m y en el proceso, cada horno se llena con hulla coquizante o coquizable hasta dejar 30 cm de altura libres, este es el volumen que será ocupado por los vapores que se liberan en el proceso. Así, cada horno tiene una capacidad de carga de 16,5 Ton (Puerto & Barrera 2001). Teniendo en cuenta la composición de la mezcla de hulla, la temperatura a la cual se mantienen los hornos (entre 1.150 y 1.350 °C), las dimensiones de cada horno y el número de

⁷ Promedio dado que tiene dos anchos: uno en la parte superior o lado del coque (46,4 cm) y otro en la base o del lado de la máquina que genera el calor (37,5 cm).

hornos que constituyen la batería, el tiempo de coquización es de 17 horas aproximadamente (Vanegas 1969). Una vez transcurrido este tiempo, el horno se abre y dada la temperatura del producto y su contacto con el aire, el coque empieza a incandescer, por lo que la coquización termina con el apagado del coque mediante un roceo con agua por espacio de 90 a 120 segundos.

- c. Manejo del coque (Fig. 3 c.): involucra la molienda del producto, su separación por tamaño de partícula o tamizado, la compactación y almacenamiento de este material (Bravo & Jiménez 1982).

En la coquería de Acerías Paz del Río, la molienda se realiza hasta obtener tres tamaños de partícula, cada grupo con fines específicos: el coque metalúrgico que tiene entre 25 y 70 mm de lado, que es utilizado en el alto horno⁸; los finos de coque, que corresponden al material particulado inferior a 25 mm y es utilizado en el proceso de sinterización; los gruesos de coque que tienen dimensiones mayores a 70 mm y son utilizados en la fundición (Puerto & Barrera 2001).

- d. La recuperación de subproductos se logra mediante el tratamiento del gas bruto de batería (Fig. 3 d.), que es, el gas que recibe el sistema de tuberías llamado cabezas de caballo, en donde se llevan a cabo dos enfriamientos por choques a contracorriente con agua a temperatura ambiente (Fig. 5) y una desulfuración: en el enfriamiento primario se recupera gran parte del alquitrán y el gas, que llega al sistema colector con una temperatura aproximada de 900°C, alcanza una temperatura cercana a los 80°C; en el enfriamiento secundario la temperatura del gas llega hasta los 25°C y se extraen de él brea y componentes gaseosos (sulfuro de hidrógeno, amoníaco, ácido cianhídrico, dióxido de carbono, benceno y naftaleno) que pueden ser tratados para obtener otros subproductos valorizables, mediante adición de agentes quelantes se recuperan H₂S y varios compuestos orgánicos complejos como el antraceno y otros que también se precipitan.

Los dos enfriamientos generan gas puro de batería que es recirculado para el funcionamiento del horno de batería y de otras partes de la empresa y un agua rica en aceites, los cuales se recuperan por diferencia de densidades utilizando trampas tipo malla (Bravo & Jiménez 1982).

La coquería de Acerías Paz del Río, siguiendo los pasos descritos recupera subproductos importantes para el funcionamiento de ésta y otras plantas y para la venta, pero también genera agua contaminada de coquería (Tabla 1), que por su alto contenido de solutos es sólo parcialmente recirculada como agua de refrigeración (Vanegas 1969, Puerto & Barrera 2001) y no se reutiliza como agua industrial (Caballero & Carrero 1998).

⁸ El alto horno es una de las plantas más importantes en la producción de la empresa (constituye el paso intermedio entre la producción primaria y la aceración) que, en términos generales, funciona como un gran circuito (Ver Anexo B).

Tabla 1. Características de los subproductos obtenidos al tratar el gas de batería generado por la actividad de un horno Kapper–Bacher®.

Subproducto	Descripción	Método de obtención	Valorizable		Consumo	
			Si	No	Interno ^a	Externo ^a
Alquitrán bruto	Material compuesto por la mayor parte de HPAs ^b generados durante la destilación de la hulla.	Enfriamiento primario.	X		No en este estado.	Si, venta del material a empresas de construcción
Alquitrán para acería	Alquitrán refinado.	Refinamiento del alquitrán bruto.	X		Si. Se utiliza como insumo en la planta de acería.	Si. El volumen de producción permite disponer de un exceso para ventas.
Brea	Material compuesto por ciertos HPAs, en proporciones definidas.	Refinamiento del alquitrán para acería.	X		Si. Se utiliza para el mantenimiento y/o adecuación de algunas plantas ^c .	Si. El volumen de producción permite disponer de un exceso para ventas.
Aceite antracénico	Insumo en la industria química.	Refinamiento del alquitrán.	X		No.	Si. Toda la producción es vendida.
Aceite pesado	Solvente fuerte.	Destilación del anterior.	X		Si. En la manipulación de brea y carboncillo.	No hay excesos para la venta.
Sulfato de amonio	Abono fuente de nitrógeno (N) y azufre (S), insumo en las curtiembres y en la industria química	Desulfonación del agua de batería con ácido sulfúrico.	X		Si. En la recuperación de otros subproductos de coquería.	Si. En terrenos de regeneración post–minera de la empresa. También es vendido.

^a Respecto de la planta de la empresa Acerías Paz del Río en la localidad de Belencito.

^b HPA = Hidrocarburo Policíclico Aromático; HPAs, forma plural.

^c Plantas de: laminación, mezclado, planta de fuerza, rampas transportadoras, ferrocarril interno.

Tabla 1 (Continuación). Características de los subproductos obtenidos al tratar el gas de batería generado por la actividad de un horno Kapper–Bacher®.

Subproducto	Descripción	Método de obtención	Valorizable		Consumo	
			Si	No	Interno ^a	Externo ^a
Naftalina	Insumo en la industria química.	Destilaciones sucesivas del agua de los enfriamientos.	X		No.	Si. Toda la producción es vendida.
Ácido sulfhídrico	Insumo en la industria química, la acería y otras plantas de la empresa.	Desulfonación del agua por adición del ácido sulfúrico.	X		Si. En la recuperación de otros subproductos de coquería.	Si. El volumen de producción permite disponer de un exceso para ventas.
Ácido sulfúrico	Insumo en la industria química, la acería, la planta de sinterización y otras de la empresa.	Destilación del anterior.	X		Si. En la recuperación de otros subproductos de coquería. Como insumo en la acería.	Si. El volumen de producción permite disponer de un exceso para ventas.
Gas puro de batería	Compuesto principalmente por H ₂ (52-57%) y CH ₄ (30-35%), tiene un poder calorífico de 5300 a 5600 Kcal/m ³ .	Recuperación de subproductos, mediante los enfriamientos.	X		Si. Se utiliza como combustible de alta calidad y rendimiento en varias plantas y dependencias ^d .	No hay excesos ni infraestructura que permitan su comercialización.
Azufre elemental	Insumo en la industria química.	Desulfonación del gas.	X		Si. Insumo en coquería y acería.	Si. El volumen de producción hace disponer de un exceso para ventas.
Agua contaminada de coquería	Ver tablas 2, 3 y 4.	Residuo de la recuperación de subproductos		X	No.	No.

^a Respecto de la planta de la empresa Acerías Paz del Río en la localidad de Belencito.

^d En las plantas de fuerza, laminación, calcinación, mezclado, alto horno, planta, taller de mecánica general, maquinaria transportadora y laboratorios., en otras dependencias.

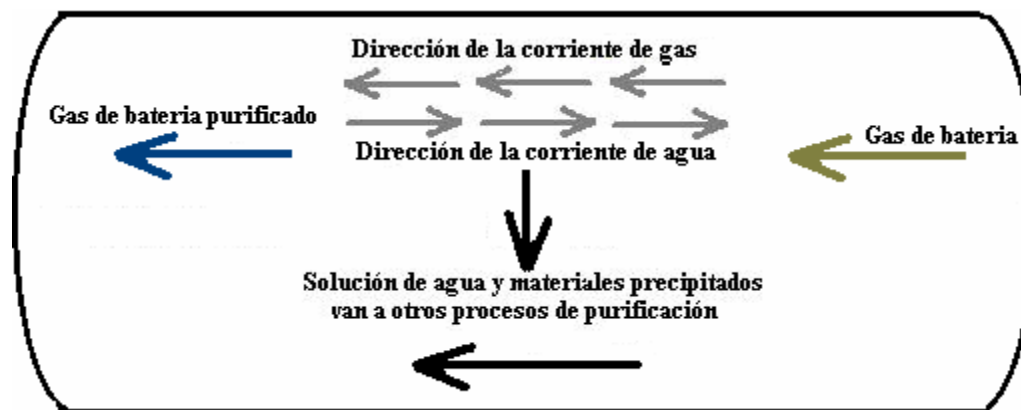


Figura 5. Esquema de las corrientes que tienen lugar en los procesos de enfriamientos (primario y secundario), los choques térmicos se realizan en las tuberías colectoras (Vanegas 1969, Caballero & Carrero 1998). La descripción de los subproductos de la purificación de la solución acuosa, de los materiales precipitados y del agua contaminada de coquería se presenta en las tablas 1, 2, 3 y 4.

1.3. AGUAS RESIDUALES GENERADAS Y SUS CARACTERÍSTICAS

De acuerdo con el proceso de fabricación de coque de hulla, descrito en el aparte anterior, en éste se identificaran los tres tipos de aguas residuales generadas a lo largo de dicho proceso industrial: lixiviados, aguas de lavado y aguas contaminadas de coquería, como se resume en la tabla 4 (página 34 y 35). A partir de la información facilitada por los profesionales encargados del control de emisiones líquidas de la empresa (Socha & Rodríguez *com pers.* 2004) y de fuentes generales relacionadas con actividades mineras, se describen los dos primeros tipos de agua residual, mientras que la descripción del agua contaminada de coquería se sustenta en las caracterizaciones fisicoquímicas que se presentan en las tablas 2 y 3 (págs. 30 y 31).

1.3.1. En la etapa de manejo de la hulla: lixiviados y de lavado. Corresponde a la que resulta del lavado de la hulla y del lixiviado de las pilas de almacenamiento del mineral (lavado del material debido a la acción de las lluvias locales), se caracteriza por la presencia de carbón particulado, areniscas, compuestos inorgánicos como sulfuros y nitratos y compuestos orgánicos, dentro de los que se cuentan algunos aromáticos.

Schlegel & Jannasch (1992) reportan que la acidificación de cuerpos de agua debida a la lixiviación y oxidación de compuestos piríticos, reducción del hierro y compuestos sulfatados asociados con la hulla alcanza valores extremos de pH que oscilan entre 2,0 y 0,7. Stapleton y colaboradores (1998) describieron las condiciones de pH y concentraciones de compuestos aromáticos en muestras de suelo y agua de la cuenca del río de la sabana de Westinghouse

(Tennessee, Estados Unidos), en la cual se han almacenado grandes cantidades de carbón a la intemperie por cerca de 30 años; estos autores reportan un valor de pH promedio de 2,0 en las muestras de suelo y agua tomadas tanto de ambientes lóticos como lénticos en inmediaciones del sector de almacenamiento del carbón, dentro de los aromáticos reportados están antraceno, naftaleno, fenantreno y tolueno.

En el caso de Acerías Paz del Río, este primer tipo de aguas residuales se generan en lugares diferentes de la planta de coquización hallada en Belencito, principalmente en los municipios de Samacá y de Paz del Río donde se encuentra y explota la mayor cantidad de hulla coquizable de que dispone la empresa. En las zonas cercanas a las minas, el efecto de las lluvias locales hace que se generen lixiviados con valores de pH tan bajos (alrededor de 2,0) como los reportados por Schlegel & Jannasch (1992) y Stapleton y colaboradores (1998). A pesar de esto, no se cuenta con la infraestructura necesaria para coleccionar el lixiviado o para aislarlo del suelo en el cual reposan los depósitos de hulla. En estos lugares, con el objetivo de hacer más eficiente el lavado de la hulla, se adicionan al agua detergentes⁹, esta práctica amortigua la variación en el pH final del agua; así, no se reportan valores de pH inferiores a 5,5 unidades.

1.3.2. En la planta de coquización: agua contaminada de coquería. El volumen de producción de coque descrito, requiere agua suficiente para cubrir una demanda total de entre 500 y 550 m³ de agua industrial (no potabilizada) por hora con la que se generan unos 80.000 a 150.000 m³ de gas por hora y unos 80 a 150 m³ de aguas residuales por hora. Recordemos que el gas se genera tanto en el horno de batería como en el punto de apagado del coque, el 70% del agua se convierte en vapor, debido al choque térmico (Ver numeral b, páginas 21 a 24); sin embargo, ese 30% de agua que no se evapora es la que tiene una mayor carga de solutos, debido a que arrastra gran parte de los compuestos generados por la combustión del coque a altas temperaturas, diversos compuestos nitrogenados (principalmente cianuros y óxidos), fosforados, azufrados e hidrocarburos aromáticos como el benceno, el fenol, el tolueno y el xilol (Vanegas 1969, Easterly *et al.* 1990). Dicha agua residual se caracteriza por un incremento en las demandas química y biológica de oxígeno y por presentar sólidos en suspensión como el hollín y coque particulado, según Easterly y colaboradores (1990).

Dado que en la planta de coquización en Belencito, el sistema colector de aguas reúne éstas con el agua residual generada en los procesos de recuperación de subproductos (Fig. 6), la empresa no cuenta con una caracterización específica para el agua de apagado, de hecho, son pocos los documentos que reportan caracterizaciones detalladas del agua de coquería como tal. Las caracterizaciones más detalladas realizadas en los últimos 10 años son:

⁹ Comunicación personal del Ing. Roberto Rodríguez, director del Departamento de Recursos Naturales y medio Ambiente de la Planta en Belencito.

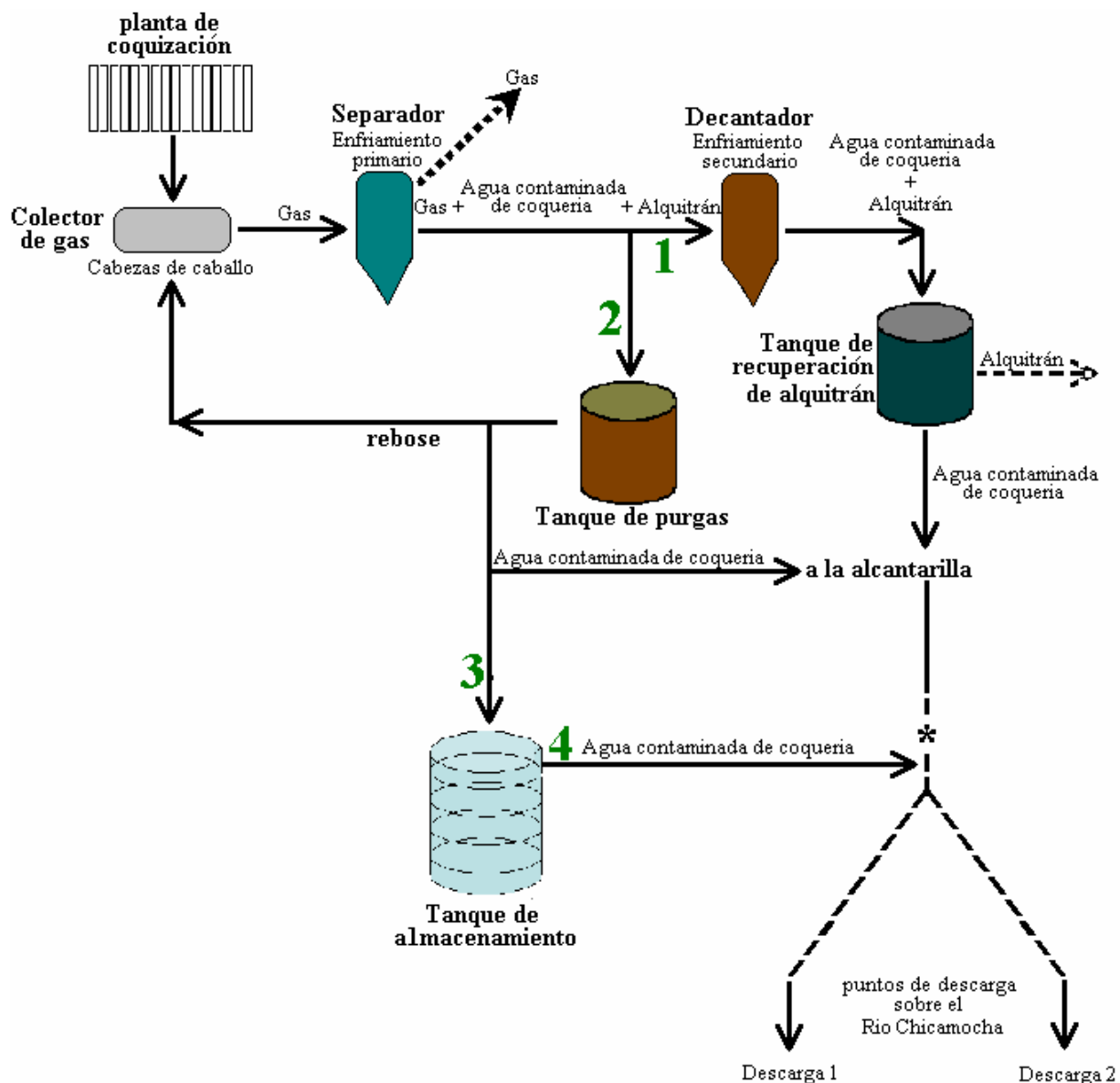


Figura 6. Esquema del recorrido del agua contaminada de coquería en el sector industrial de empresa siderúrgica Acerías Paz del Río en Belencito (Nobsa, Boyacá, Colombia). Desde su formación en la planta de coquización, hasta los puntos de descarga sobre el Río Chicamocha el sistema de alcantarillado tiene aproximadamente 200 metros de tuberías. Líneas punteadas = continuidad con otros sectores y/o procesos del sector industrial de la empresa. * = adición no caracterizada, controlada ni planificada de aguas lluvias, de escorrentía y aguas residuales de otras plantas o de oficinas del sector industrial. Números verdes = puntos de muestreo de Caballero & Carrero (1997), ver el texto. (Modificado de Caballero & Carrero 1998).

- a. La efectuada por el Laboratorio de Análisis de Aguas de la empresa en el primer semestre, 6 de junio, de 1996 (columna A en la tabla 2), como parte de un análisis de rutina. Esta caracterización se realizó con base en una muestra tomada a la salida del tanque de almacenamiento de agua contaminada de coquería (Fig. 6).

- b. La realizada por Caballero & Carrero en el segundo semestre de 1997 (columna B en la tabla 2), como parte de un estudio cuyo objetivo principal fue evaluar la eficiencia de un sistema de extracción de amoníaco del agua contaminada de coquería. El muestreo consistió en tres colectas mensuales, cada una con tres réplicas de cada uno de los cuatro puntos evaluados a lo largo del recorrido de estas aguas en la planta de coquización (números verdes en la Fig. 6), a partir de dicho muestreo se concluyó que el punto menos variable en el tiempo y entre réplicas, en términos de los datos registrados para los parámetros fisicoquímicos en evaluación, es la salida del tanque de almacenamiento (4) como lo evidencia la desviación estándar (columna C tabla 2) de los datos obtenidos por estos autores; el agua allí contenida no se altera por efecto de las precipitaciones locales, por lo que se recomienda empezar un tratamiento de depuración de ésta, justo en ese punto de su recorrido por la zona industrial de la empresa siderúrgica Acerías Paz del Río en Belencito (Nobsa, Boyacá).

Tabla 2. Caracterizaciones del agua contaminada de coquería contenida en el tanque de almacenamiento en la planta de Belencito de la empresa Acerías Paz del Río.

Muestreo	Fecha (Semestre)	A	B	σ (I – 1997)
		I – 1996	I – 1997	
Parámetro	Unidades	Valores		
Temperatura	°C	34	37	NR
pH	Unidades	9,7	9,6	0,55
Caudal	L/s	NR	0,9	NR
Nitrógeno amoniacal ^a	ppm	823	NR	NR
Amonio total ^a	ppm	NR	8.189	6,72
Amonio volátil	ppm	NR	3.053	9,14
Amonio fijo	ppm	NR	5.136	16,10
Sulfatos	SO ₄ ppm	160	141	6,72
Cloruros	Cl ppm	4.092	4.764	23,54
Fenoles	Fenol ppm	1.600	2.992	35,08
DQO	ppm	10.690	52.000	97,85
Conductividad	μ/cm ²	14.000	9.650	44,48
Alcalinidad	CaCO ₃ ppm	5.020	4.343	18,13
Sólidos	SD ppm	7.378	9.162	27,05
Sólidos	ST ppm	8.848	9.439	24,41
Turbidez	FTU ^b	NR	241	NR
Dureza	CaCO ₃ ppm	6	18	5,06
Aceites y grasas ^c	ppm	2,7	4,0	1,25

NR: No reportado.

^a Son valores análogos, dependen del método empleado para determinar la concentración de nitrógeno en forma amoniacal.

^b Unidades Nefelométricas de turbidez.

^c Compuestos de benceno, 60–80%; tolueno, 6–17%; xilenos, 1–7% y naftaleno, 0,5–3% (Easterly *et al.* 1990).

- c. Las realizadas por el Laboratorio de Análisis de Aguas de la empresa durante los años 2002 (diciembre) y 2003 (septiembre), como parte de la rutina de control de descargas líquidas. Las muestras de agua fueron tomadas en los puntos de descarga sobre el Río Chicamocha (ver Fig. 6), estos análisis concluyen que la Descarga 1 (columnas A y C en la tabla 3) lleva aguas principalmente de coquería mientras que la Descarga 2 (columnas B y D en la tabla 3) lleva una mezcla de aguas del alto horno y de coquería¹⁰, en proporciones desconocidas.

Tabla 3. Caracterizaciones del agua residual contenida en dos puntos de descarga de la red de alcantarillado de la zona industrial de la empresa Acerías Paz del Río en Belencito, antes de ser vertida al Río Chicamocha.

		A	B	C	D
Muestreo	Punto	Descarga 1	Descarga 2	Descarga 1	Descarga 2
Fecha (Semestre)		II – 2002		II – 2003	
Parámetro	Unidades	Valores			
Temperatura	°C	34,0	31,0	38,2	25,7
Caudal	L/s	10,5	32,0	12,5	18,6
pH	Unidades	7,2	7,8	7,1	7,6
Cloruros	Cl ppm	228,0	125,0	22,6	17,0
Fosfatos	ppm	NR	NR	2,8	3,0
Conductividad	μ/cm2	1132,0	895,0	1017,0	1062,0
Alcalinidad	CaCO ₃ ppm	49,0	150,0	98,0	105,0
Sólidos	SD ppm	504,0	282,0	344,0	428,0
Sólidos	ST ppm	518,0	342,0	454,0	464,0
Turbidez	FTU ^a	122,0	42,0	221,0	86,0
Dureza	CaCO ₃ ppm	45,0	120,0	67,0	72,0
OD	ppm	2,6	2,6	0,1	4,3
Fenoles	Fenol ppm	NR	NR	1,7	0,8
DQO	ppm	275,0	284,0	353,0	53,0
DBO	ppm	126,0	123,0	68,0	25,0
DQO/DBO		2,2	2,3	5,2	2,1
Aceites y grasas ^b	ppm	49,0	150,0	19,8	6,2

^a Unidades Nefelométricas de turbidez.

NR: No reportado.

^b Compuestos de benceno, 60–80%; tolueno, 6–17%; xilenos, 1–7% y naftaleno, 0,5–3% (Easterly *et al.* 1990).

¹⁰ Plantas que, según los estudios adelantados por CORPOBOYACÁ (1999 y 2003), generan el mayor impacto sobre el Río Chicamocha en su paso por la zona industrial de Belencito.

1.4. ANÁLISIS DE LAS CARACTERÍSTICAS DEL AGUA CONTAMINADA DE COQUERÍA

Los análisis, principalmente cualitativos, presentados en este aparte deben ser utilizados con precaución debido a que los muestreos que dieron origen a los datos presentados en las tablas 2 y 3 no son homogéneos, por causas como:

- Las diferencias en el lugar en que se toman las muestras de agua a caracterizar, por eso se construyeron dos tablas independientes.
- Las metodologías de muestreo son heterogéneas.
- Debido a la carencia de un pool de datos y a la escasez de caracterizaciones de este tipo de agua residual, no es posible llevar a cabo tratamientos estadísticos de los datos disponibles y por tanto no se pueden generar predicciones estadísticamente válidas.
- Los valores relativos a la concentración de amonio, sulfatos, fosfatos, OD y DBO, parámetros fisicoquímicos que no están determinados para todas las caracterizaciones, esto limita el alcance de las inferencias enfocadas a plantear metodologías de tratamiento del agua contaminada de coquería.

Por el momento, con los datos disponibles se puede generar información preliminar que, aunque insuficiente para planteamientos experimentales estrictos, permite lograr los objetivos propuestos en el presente trabajo, que corresponden a una etapa preliminar en el abordaje de la situación descrita a lo largo de este capítulo.

1.4.1. Tanque de almacenamiento Vs. Descargas. Los parámetros fisicoquímicos que comparten todos los muestreos son: temperatura, pH, demanda química de oxígeno, conductividad, alcalinidad, dureza, contenido de aceites y grasas y concentración de cloruros, sólidos suspendidos disueltos y totales. En general, al confrontar los datos de las tablas 2 y 3 se observa que en los puntos de descarga hay una disminución en los valores de concentración de la mayoría de solutos, respecto del agua contenida en el tanque de almacenamiento, por ejemplo, el contenido de sólidos disminuyó en un orden de magnitud. Sin embargo, el contenido de aceites y grasas incrementó en uno y dos ordenes de magnitud.

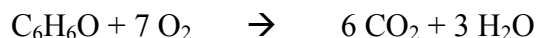
Las observaciones anteriormente descritas son evidencia directa de la existencia y el efecto de aportes de agua a lo largo del sistema de alcantarillado, por escorrentía superficial y por conexiones no planificadas, a lo largo de la historia de la empresa, de nuevos tramos de tubería que se han venido dando con la adecuación de módulos industriales complementarios y áreas de oficinas en su zona industrial. Así, los valores de otros parámetros físicos se alteran significativamente entre el tanque de almacenamiento y los puntos de descarga, específicamente el pH cambia de valores fuertemente básicos (9.7 y 9.6) a valores cercanos a la neutralidad (7.1 a 7.8) y se genera una gran diferencia de caudal entre el tanque de almacenamiento (0,9 L/s) y los puntos de descarga sobre el Río Chicamocha (10,5 y 12,5 L/s para la descarga 1 y 32,0 y 18,6 L/s para la descarga 2).

Una última observación general es que la concentración de oxígeno disuelto (OD) es

inversamente proporcional a la temperatura de cada punto y época de muestreo; es importante anotar que tanto la DBO como la DQO son parámetros fisicoquímicos que se relacionan estrecha y directamente con la presencia y actividad metabólica de microorganismos con algún requerimiento de oxígeno (aeróbicos o microaerófilos), la cual también se ve favorecida con temperaturas cercanas a los 30 °C; así mismo, las demandas de oxígeno son inversamente proporcionales a la concentración de oxígeno disuelto. Esto lleva a pensar que es realmente posible hallar grupos funcionales de microorganismos metabólicamente activos en el agua contaminada de coquería, en los diferentes puntos de muestreo y lleva a pensar en la pertinencia de uno u otro tipo de ambiente (aerobio o anaerobio) como primer paso biológico en la depuración del agua contaminada de coquería, lo cual dependerá a su vez del objetivo específico que se persiga al proponer un procedimiento biológico (ciclaje de nutrientes, degradación de compuestos orgánicos complejos, etc.).

1.4.2. Tanque de almacenamiento. Específicamente para el agua contaminada de coquería contenida en el tanque de almacenamiento:

- Tiene altos contenidos de amonio (8189,1 ppm) respecto de otras plantas de coquización (650 ppm¹¹), del valor permitido por el decreto 1594 de 1984 (1,0–1,3 ppm) para aguas residuales industriales y del los valores extremos reportados para aguas domésticas fuertemente contaminadas (el cual oscila alrededor de las 60 ppm). De acuerdo con estas altas concentraciones de amoniaco en solución, varios autores (Russell 1947, Vanegas 1969, Mateus 1974, Bravo & Jiménez 1982, Easterly *et al.* 1990, Caballero & Carrero 1998, Puerto & Barrera 2001) le dan el nombre de agua amoniacal; sin embargo, después de realizar esta revisión de literatura y teniendo en cuenta otras características descritas y analizadas a lo largo del presente escrito se prefiere el término agua contaminada de coquería.
- Los valores de dureza, alcalinidad y conductividad reportados representan condiciones que se presentan en la naturaleza, específicamente en el mar, donde a pesar de las altas concentraciones de sales (cercanas a 18% de NaCl peso/volumen, según Kushner 1978 y Grant *et al.* 1998¹²) se llevan a cabo eficientemente procesos de biodegradación de compuestos orgánicos complejos, persistentes y biodegradables (Margesin & Schinner 2001).
- Los contenidos de sólidos suspendidos disueltos (7.378 y 9.162) y totales (8.848 y 9.439) son muy elevados respecto del valor 800 ppm, estipulado por el DAMA (ver 1.4. Marco legal, página 38).
- Las concentraciones de fenol son altas en este punto de muestreo (1.600,0 y 2.991,9 ppm), a pesar de lo cual, con base en la ecuación balanceada de la mineralización de la molécula de fenol:



Se puede afirmar que sólo representan el 35,7% y 13,7% de la DQO para los muestreos realizados en 1996 y 1997, respectivamente.

¹¹ Es el promedio que Nutt & Marvan (1984, citados en Toh y Ashbolt 2002) calcularon para 6 coquerías europeas.

¹² Citados en Margesin & Schinner 2001.

La composición de ciertos subproductos de coquización, como el alquitrán, la brea y el aceite antracénico¹³, los porcentajes de eficiencia en sus procesos de extracción¹⁴ y la solubilidad en agua de sus constituyentes, sugieren que las aguas contaminadas de coquería pueden contener HPAs y BTEX en solución y suspensión de manera proporcional al grado de solubilidad de cada compuesto; esto se ve reflejado, de manera indirecta, en los valores de aceites y grasas (2,7 y 4,0 ppm), en los valores de sólidos suspendidos totales (8.848 y 9.439 ppm) y en los altos valores que alcanza la DQO (10.690 y 52.000 ppm).

Weissenfels y colaboradores ([On line]1990) y Bogan y colaboradores (2001), respecto del manejo y disposición de desechos generados por actividades industriales relacionadas y basadas en el carbón, consideran que estos procesos constituyen factores de riesgo potencial significativo para la salud humana y la vida silvestre, ya que los desechos generados en estos procesos, principalmente alquitrán y brea de hulla y sustancias similares, contienen numerosos compuestos tóxicos, carcinogénicos y/o mutagénicos. Weissenfels y colaboradores ([On line]1990) afirman que los HPAs están ampliamente distribuidos en la naturaleza, debido a la constancia de eventos como emisiones volcánicas, quemas abiertas y actividades humanas como la combustión para la fabricación de coque y destilación de combustibles fósiles, que emiten importantes cantidades de estos compuestos orgánicos al medio natural.

Respecto de la bioacumulación de sustancias tóxicas, Zhang y colaboradores (1999) realizaron un estudio citogenético para describir los efectos de exposición constante a emisiones atmosféricas y por consumo de agua y alimentos cultivados con aguas que contenían HPAs, sobre una muestra de trabajadores de una planta de coquización en Italia; los autores concluyen que la exposición continua a estas condiciones se reflejan en el daño oxidativo en la molécula ADN, es decir, en la degeneración que llega a tener el material genético, en términos de deleciones y formación de micronúcleos, consecuentemente con lo observado por Kleith & Telliard (1979)¹⁵ quienes comprobaron que cuando estos compuestos aromáticos policíclicos entran al metabolismo de mamíferos, se fraccionan en dos mitades, cada una de las cuales forma enlaces covalentes con el ADN, lo cual puede traducirse en alteración de la carga genética de los individuos expuestos y, en el tiempo, de su descendencia.

1.4.3. Descargas. Las diferencias entre los valores fisicoquímicos reportados para los puntos de descarga 1 y 2 se explican, en parte, con las conclusiones elaboradas por el Laboratorio de Análisis de Aguas de la empresa, en las que afirman que la descarga 2 lleva aguas contaminadas de coquería disueltas (ver Fig. 6) y en parte por la diferencia en la época del año en que fue tomada la muestra; así, la concentración de cloruros es menor en los puntos de descarga que en el tanque de almacenamiento en un orden de magnitud en época de bajas precipitaciones (diciembre de 2002) y en dos ordenes de magnitud en época de lluvia (septiembre de 2003).

¹³ Formados básicamente por HPAs y BTEX (Easterly *et al.* 1990 y Weissenfels *et al.* [On line]1990).

¹⁴ Inferiores al 90%, según Caballero & Carrero 1998.

¹⁵ **Kleith L. H. & H. A. Telliard.** 1979. Priority pollutants. I. A perspective view. *Environ. Sci. Technol.* 13: 416–423; citados en Bogan *et al.* 2001.

Mediante la relación entre DQO y DBO de un agua residual se pueden hacer inferencias acerca de la carga orgánica total y la actividad biológica (Villegas 1999) de tipo heterótrofo en dicha solución. Los valores que se presentan en la tabla 3 indican que:

- En el agua de los puntos de descarga hay una gran cantidad de sustancias susceptibles de oxidación.
- La actividad biológica heterotrófica corresponde a la mitad de la demanda total de oxígeno (DQO/DBO), excepto para la descarga 1 en el muestreo de 2003, donde la actividad heterotrófica corresponde sólo al 19% de la DQO reportada.
- El aporte de fenoles (reportado sólo en los muestreos de 2003) al consumo de oxígeno en la solución corresponde al 1% en la descarga 1 y 0,5% en la descarga 2. Esto lleva a pensar que la adición de aguas al sistema de alcantarillado incluye descargas ricas en materia orgánica degradable, es decir, hay aportes de aguas residuales domésticas (originadas en los sectores de oficinas, por ejemplo) o aportes industriales con compuestos orgánicos poco complejos.

En resumen, la fabricación del coque en las diferentes sedes de la empresa genera tres clases de descargas líquidas: los lixiviados y dos tipos aguas residuales de tipo industrial. Estas pueden describirse como aparece en la tabla 4.

Tabla 4. Características de las aguas residuales industriales generadas por la fabricación de coque de hulla en el caso Acerías Paz del Río.

Descriptor	Lixiviados	Aguas de lavado	Aguas contaminadas de coquería
Actividad que la genera	Explotación minera, almacenamiento del mineral.	Lavado de la hulla.	Apagado del coque y obtención de subproductos de coquización.
Continuidad de aparición	Variable en períodos semestrales, es dependiente del régimen de lluvias local que se distribuye entre los meses de marzo y mayo y de septiembre a noviembre (Velandia <i>et al.</i> 2000).	Constante a lo largo del año, aunque depende de la actividad extractiva y del volumen de hulla a lavar.	Constante a lo largo del año, la batería de hornos está funcionando día y noche y la recuperación de subproductos y el apagado se realizan con la misma frecuencia.
Canalización	No, en ninguna localidad.	Si, en algunas localidades.	Si en la planta de coquización en Belencito.
Caracterizaciones realizadas	No.	Algunos reportes que describen el valor de pH, y los contenidos de SST y SDT.	Si, descritas y analizadas en este texto (ver tablas 2 y 3 y numeral 1.3.3.).
Acceso a esas caracterizaciones		Sólo parcialmente.	Si.

Tabla 4 (Continuación). Características de las aguas residuales industriales generadas por la fabricación de coque de hulla en el caso Acerías Paz del Río.

Descriptores	Lixiviados	Aguas de lavado	Aguas contaminadas de coquería
Continuidad de las características fisicoquímicas en el tiempo	Variable porque es dependiente de la clase y cantidad de hulla que se explote en una mina dada. (Miranda [On line] 1999)	Variable porque es dependiente de las clases de hulla disponibles y de las proporciones en que estas se encuentren.	Comparativamente constante, depende de la composición de los gases generados en la coquización y éstos son poco variables, ya que el coque producido es de calidad constante ^a .
Impactos identificados sobre el agua	Alteración de los valores de pH hasta lograr valores extremadamente ácidos. Adición de solutos orgánicos aromáticos en pequeñas cantidades (Stapleton <i>et al.</i> 1998) y carbón particulado, además de los materiales que arrastra del suelo en que se halla la mina o el depósito de la hulla.	Adición de detergentes, de solutos orgánicos aromáticos en pequeñas cantidades y de partículas de hulla.	Incremento en la temperatura, en el pH (hasta lograr valores extremadamente básicos), en la concentración de nutrientes, en concentraciones importantes. Adición de una gama de compuestos orgánicos (alifáticos, BTEX, HPAs).

^a. La mezcla de hulla empleada para la coquización se ha estandarizado para generar un tipo homogéneo de coque en el tiempo, de dicha mezcla dependen la composición del gas bruto de batería y, por ende, la composición del agua contaminada de coquería (Ver anexo A, no hay datos para los años 2002 y 2003).

La tabla anterior se construyó con el ánimo de darle dirección a esta revisión, siendo coherente con los objetivos planteados en el presente trabajo. Cabe anotar, que estos tres tipos de agua residual se generan en momentos espaciotemporales diferentes y por lo tanto no hay posibilidad de mezcla entre estos.

En las condiciones actuales de operación e infraestructura de la siderúrgica Acerías Paz del Río y teniendo en cuenta que la constancia en las condiciones fisicoquímicas del agua se plantea como una característica necesaria para que una comunidad biológica, sea o no microbiana, logre alterar y/o remover la concentración de los contaminantes presentes en solución, es decir, para que un proceso de biorremediación dado sea eficiente y competitivo como opción para el tratamiento de aguas residuales industriales, la tabla 4 pone de manifiesto que el agua contaminada de coquería es la única descarga líquida susceptible de ser procesada en un sistema de tratamiento de aguas residuales que involucre herramientas de biorremediación. Por lo anterior y debido a que el agua contaminada de coquería es el agua residual que se altera más drásticamente (Tabla 5), el desarrollo de este escrito girará,

principalmente, en torno al análisis de la pertinencia, factibilidad y eficiencia de un sistema de tratamiento de dicho tipo de aguas en que se usan herramientas metodológicas de biorremediación en el planteamiento de un sistema de tratamiento de este tipo de agua residual industrial (Capítulo 3). En el anexo C se presenta un protocolo estándar para el tratamiento de lixiviados que en términos generales, puede ser extrapolado y utilizado también sobre las aguas de lavado, ya que según las inferencias y análisis presentados en este escrito, carecerían de compuestos orgánicos complejos, sin embargo, cabe anotar que estas últimas merecen ser más estudiadas y a partir del conocimiento que se tenga de ellas se pueden generar planteamientos más específicos para lograr su depuración.

Tabla 5. Síntesis de los posibles efectos del agua contaminada de coquería.

	Efecto	Consecuencias fisicoquímicas	Interpretación biológica
Incremento en pH, alcalinidad, conductividad	Generación de condiciones extremadamente básicas.	Se modifica la disponibilidad, solubilidad y sorción de iones, nutrientes y moléculas complejas.	Estas condiciones pueden afectar el desarrollo de los metabolismos microbianos por estrés sobre la capacidad de osmorregulación de los organismos presentes allí. Conclusión ^b : corresponde a microorganismos eutrofos, extremófilos (alcalinófilos) y cuya estructura y funcionamiento celular no sean afectados por el medio hipertónico circundante.
	Se presenta alteración de la química del agua.		
Incremento en la temperatura	Reduce la concentración de oxígeno en el agua, como lo confirman los datos de las caracterizaciones (Tabla 3).	Generación de condiciones anóxicas cuando las DBO y DQO se incrementan.	La temperatura se relaciona de manera directamente proporcional con los ritmos metabólicos de poblaciones microbianas; sin embargo, generalmente los microorganismos anaeróbicos nativos que se estimulan en ambientes contaminados tienden a ser psicrófilos (según Morita 1975, citado en Margesin & Schinner 2001) son aquellos que tienen un crecimiento óptimo en temperaturas $\leq 15^{\circ}\text{C}$ y no cercanas a 20°C) ^b y se ven afectados negativamente por aumentos en la temperatura El desarrollo de organismos aeróbicos se vería limitado por la anoxia generadas por efecto de las consecuencias fisicoquímicas mencionados. Conclusión ^b : el pool de microorganismos se reduce a mesófilos, heterótrofos y aeróbicos facultativos o microaerófilos.
	Aumenta la miscibilidad de sustancias orgánicas complejas que constituyen las grasas y aceites.	Se puede crear una capa ^a sobre la lámina de agua, generando de condiciones anóxicas y de oscuridad.	

^a Dado el carácter hidrofóbico y la diferencia de densidades respecto del agua.

^b En términos de las características que deben tener grupos que constituyan la comunidad microbiana capaz de desarrollarse el nicho generado por cada alteración.

Tabla 5 (Continuación). Síntesis de los posibles efectos del agua contaminada de coquería.

	Efecto	Consecuencias fisicoquímicas	Interpretación biológica
Adición de nutrientes	Altas concentraciones de compuestos nitrogenados. En el agua el amoníaco está en el equilibrio $\text{NH}_4^+ \leftrightarrow \text{NH}_3^+$	Al calentar la solución, desprendimiento de amoníaco y otros compuestos tóxicos en forma gaseosa.	La respiración de gases amoniacales aumenta la presión sanguínea, la exposición constante puede ser letal; el consumo directo del agua amoniacal tiene los mismos efectos e intoxicación crónica (Macchi <i>et al.</i> [On line] 2002.). Por sí solos, los compuestos azufrados en solución pueden llegar a ser tóxicos para las poblaciones microbiológicas, vegetales y animales, incluyendo las humanas; además, su potencial cáustico impide que puedan ser reutilizadas en los procesos industriales (Sáins [On Line] 2002). Conclusión ^b : Es posible que estas condiciones hagan efímera y/o insostenible la presencia de microorganismos metabólicamente activos.
	Altas concentraciones de sulfatos, formación de ácido sulfúrico ^d , que puede generar inestabilidad al amoníaco en solución.	Se incrementa la liberación de vapores tóxicos.	
Adición de Fenoles, BTEX e HPAs	Incremento en las DBO y DQO.		Bioacumulación y la exposición continua a policíclicos aromáticos (ver texto). Conclusión ^b : sobrevivirán los Microorganismos capaces de biodegradar estos compuestos.

^b En términos de las características que deben tener grupos que constituyan la comunidad microbiana capaz de desarrollarse el nicho generado por cada alteración.

1.5. MARCO LEGAL

La necesidad y preocupación por conservar los recursos hídricos en Colombia se ha visto reflejada en la formulación de leyes explícitas para controlar la contaminación generada por los diferentes usos que se le da al agua en las actividades económicas, sociales y recreativas que tienen lugar en nuestro país, como es evidente en el Decreto 1541 de 1978, de acuerdo con el cual, el agua utilizada en la planta de la siderúrgica Acerías Paz del Río proveniente del lago de Tota y del río Chicamocha no puede ser vertida al mismo Río ni a otras corrientes o cuerpos de agua naturales que alimenten acueductos de poblaciones ribereñas vecinas, dado el uso industrial de tratamiento de minerales que se le procura en dicha fábrica.

Más adelante, en el Decreto 1594 de 1984 se modificaron el decreto antes mencionado y otros relacionados, de nuevo se reglamentó el vertimiento de los residuos líquidos de diversos orígenes y fue una disposición global (para todos tipos de vertimientos líquidos) realizar tratamiento de depuración de los mismos antes de ser dispuestos en acuíferos subterráneos y superficiales, corrientes o estáticos. Este decreto hacía explícitos una serie de permisos y exenciones para casos particulares; con el tiempo, los artículos correspondientes fueron declarados nulos en la sentencia del 14 de agosto de 1992, emitida por el Concejo de Estado y posteriormente, este y otros decretos relacionados han sido constantemente modificados o reemplazados por resoluciones, decretos y leyes subsiguientes, como la resolución 1074 de 1997 emitida por el DAMA (Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente)¹⁶ “por la cual se establecen estándares ambientales en materia de vertimientos.

La evolución de la normatividad de vertimiento de residuos líquidos y de conservación del agua, basada en la concordancia con la situación actual de cada momento, con los niveles de contaminación y recientemente con los planes de ordenamiento territorial, tiene su última versión en el Decreto 3100 del 30 de octubre de 2003 “por el cual se reglamentan la tasas retributivas por la utilización directa del agua como receptor de los vertimientos puntuales”. En él se definen los límites permisibles de vertimiento, como ‘el contenido permitido de un elemento, sustancia, compuesto o factor ambiental, solo o en combinación, o sus productos de metabolismo’, estos planes se refieren a las metas de reducción de la contaminación del agua en un período de 5 años en un área definida; en el mismo decreto se reglamenta el Programa de Monitoreo de las Fuentes Hídricas, así: ‘Las Autoridades Ambientales Competentes deberán efectuar Programas de Monitoreo de las fuentes hídricas en por lo menos, los siguientes parámetros de calidad: DBO, DQO, OD, SST, coliformes fecales y pH’.

A nivel nacional, otro documento a tener en cuenta es el Plan Nacional de Desarrollo Minero (PNDM) 2002–2006 (Ministerio de minas y energía 2002), en donde se hace énfasis en la necesidad de desarrollar una actividad minera sostenible que garantice la permanencia y calidad en los recursos suelo, agua y aire, principalmente mediante la implementación y acción de guías y auditores minero–ambientales, la transferencia de tecnología y la legalización de la minería de hecho, procedimientos previamente contemplados en el Código Nacional de Minas. Según el PNDM uno de los indicativos de la eficiencia en la sostenibilidad ambiental será la reducción de sobrecostos ocasionados por una deficiente gestión, dentro de los que se cuentan la reducción en los valores liquidados para las tasas retributivas, por lo menos en los niveles acordados en el diseño de las metas individuales y sectoriales de acuerdo con lo estipulado en el decreto 3100 de 2003 (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial 2003).

Para el área en que se ubica la planta de coquización de la siderúrgica Acerías Paz del Río, CORPOBOYACÁ, con apoyo de la Universidad de Antioquia, desarrolló un estudio de la Calidad del agua del río Chicamocha, a partir del cual se llevó a cabo un proceso de concertación junto con los municipios y agentes pasivos de contaminación de la cuenca alta (dentro de los que se halla esta empresa) para definir las metas de reducción de la contaminación entre los años 2001 y 2005, como parte de la participación de la Corporación

¹⁶ Sólo aplica para su jurisdicción, el Distrito Capital.

en el programa de cooperación horizontal del Ministerio del Medio Ambiente, de la siguiente forma: para el primer tramo, comprendido entre Tunja – Siachoque y Paipa, reducción de la carga de sólidos suspendidos totales (SST) en un 13,96% y disminución de la demanda biológica de oxígeno (DBO) en un 13,92%; en el segundo tramo, definido entre Paipa y Sogamoso – Vado Castro, se acordó una reducción de 4,17% en cuanto a la carga de SST y una disminución de 4,54% en la DBO (CORPOBOYACA 2003). El interés puntual de la descontaminación de la cuenca del Chicamocha en su parte alta radica en que es este sector el que aporta cerca del 85% de la contaminación total del Río, se resalta la importancia del segundo tramo debido a la actividad productiva del corredor industrial del departamento y de su impacto sobre dicha cuenca, la cual hace parte de la macrocuenca del Magdalena en la vertiente norte de este tramo de la Cordillera Oriental.

Según el Ministerio del Medio Ambiente ([On line] 2000), con la reorganización del Sistema Nacional Ambiental presentado en la Ley 99 de 1993, se abrió el camino legal para un modelo de gestión del recurso hídrico que haría parte integral del “Salto Social hacia el Desarrollo Humano Sostenible” en Colombia, plan que requiere tener y manejar el conocimiento detallado de la problemática hídrica para construir un diagnóstico de la misma, a partir del cual se garantice el logro de las metas de desarrollo, en términos económicos y de sostenibilidad tanto para comunidades rurales como urbanas.

Las acciones realizadas por la Corporación Autónoma Regional de Boyacá para la zona de interés son una evidencia puntual del análisis citado en el párrafo anterior.

Los parámetros elegidos por las leyes nacionales citadas describen de manera general las condiciones del recurso; sin embargo, con los avances en las tecnologías de síntesis química y la subsecuente fabricación, uso y disposición en masa de compuestos xenobióticos, así como la generación y disposición masiva de subproductos asociados al desarrollo de diversas actividades industriales, se presenta como una prioridad la implementación de caracterizaciones más detalladas (en términos de compuestos presentes y/o en términos de efectos sobre el ambiente) de los vertimientos líquidos, sobre todo por el hecho de que dichos vertimientos pueden alimentar corrientes o cuerpos de agua de los cuales se abastecen, de manera permanente, los acueductos de poblaciones humanas, urbanas y/o rurales.

A pesar de la existencia de leyes nacionales específicas para el control y la amonestación por la contaminación de los cuerpos de agua, aún se observan falencias en los criterios que definen el evento como tal, al respecto, López (1996) define como evento contaminante, aquel en el que se procura la degradación de la calidad del agua por la adición de cualquier sustancia en cantidad suficiente para que cause efectos dañinos mensurables en la flora, la fauna (incluido el hombre) o en los materiales de utilidad, ornamentales o de servicios ambientales propios de un cuerpo de agua; sin embargo, son muchas las sustancias, organismos y condiciones fisicoquímicas del agua que causan efectos cuantificables, por eso resulta poco operativo asumir, de manera estricta, la definición anterior como parámetro para el diseño de la normatividad pertinente. Ahora bien, teniendo en cuenta: a.) el carácter cancerígeno de algunas sustancias antropogénicas generadas y/o manipuladas por la industria, b.) la realidad del no tratamiento de los desechos líquidos antes de ser vertidos y c.) las deficiencias en los procesos de potabilización en sectores rurales y suburbanos del país, es imperiosa la necesidad

de definir leyes más estrictas que las actuales guiándose, por ejemplo, por disposiciones de entes internacionales como el listado de contaminantes prioritarios diseñado por la EPA (U.S. Environmental Protection Agency), la OMS (Organización Mundial de la Salud) y la CEE (Comunidad Económica Europea) (Menzie *et al.* 1992), entidades que han desarrollado estudios puntuales y han puesto en sobre aviso a la comunidad internacional.

1.5.1. Valores permisibles. Las leyes relacionadas con vertimientos de descargas líquidas que rigen un espacio y un lugar determinado constituyen un criterio inicial en el planteamiento de alternativas de tratamiento de aguas residuales, ya que los términos de la eficiencia de dichos tratamientos estarán ligados a los valores permisibles estipulados en las normas. Un segundo criterio, de igual importancia, es el conocimiento de los efectos que ciertas sustancias tienen sobre el ambiente y sobre la salud humana.

Para el caso particular a que se hace referencia en este trabajo, las normas relacionadas son: el decreto 1594 de 1984, en donde se estipulan los límites de concentración de amonio fijo (1,0 ppm) y amonio volátil (1,3 ppm), sólidos totales (16 ppm), fenoles (0,02 ppm) y cloruros (500 ppm), entre otros; el decreto 3100 de 2003, en donde se hace explícito el deber de las autoridades ambientales locales de ejecutar Programas de Monitoreo de las Fuentes Hídricas con base, como mínimo, en los parámetros de demanda biológica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), sólidos suspendidos totales (SST), oxígeno disuelto (OD), coliformes fecales y pH y la resolución 1074 del 28 de octubre de 1997 emitida por el Departamento Administrativo del Medio Ambiente (DAMA) estipula como límites máximos permitidos para la DBO 1000 ppm, para la DQO 2000 ppm y para presencia de compuestos fenólicos una concentración de 0,05 ppm. Aunque esta norma es de estricta aplicación únicamente en el distrito capital, es un indicativo de los niveles de exigencia que se manejan en el país.

Respecto de los efectos que los compuestos orgánicos tipo HPAs y BTEX ejercen sobre la localidad o sus alrededores, no se tienen reportes como tal, sólo se cuenta con el panorama general descrito en este capítulo (ver tabla 5).

2. GENERALIDADES DE LA BIORREMEDIACIÓN

Los procesos naturales mediante los cuales se reciclan elementos químicos fundamentales para la vida¹⁷ son catalizados, principalmente, gracias a la actividad metabólica de diferentes grupos de microorganismos (Bollag & Bollag 1992), así, al contemplar el modelo general de las cadenas tróficas, el eslabón de los descomponedores está básicamente constituido por microorganismos en cuyo metabolismo se procesan compuestos orgánicos complejos y algunos compuestos inorgánicos poco complejos produciendo formas minerales aprovechables por los productores primarios de dicho modelo, que generalmente hacen referencia a organismos autótrofos fotosintéticos (Madigan *et al.* 1997). El direccionamiento, la intensificación y/o la optimización de este proceso natural de ciclaje de nutrientes, es el principio básico sobre el cual se sustentan las tecnologías de biorremediación.

En este segundo capítulo se expondrán algunos aspectos relacionados con la biorremediación como tal y se definirán y describirán las herramientas y tecnologías básicas empleadas en su ejercicio. En una segunda parte se señalarán los grupos funcionales y géneros de microorganismos¹⁸ que pueden modificar la concentración de los compuestos presentes en las aguas contaminadas de coquería de la empresa siderúrgica Acerías Paz del Río en Belencito (Nobsa, Boyacá, Colombia), que se hallan en concentraciones perjudiciales para el funcionamiento de ecosistemas dulceacuícolas o para la salud humana, con base en la información presentada en el capítulo anterior. Se discutirá acerca de la pertinencia del conocimiento y estudio de las rutas metabólicas involucradas en los procesos de biodegradación, en relación con la actividad de consorcios microbianos complejos constituidos por microorganismos cultivables y no cultivables, así como de las implicaciones de estas rutas para acceder al conocimiento de la actividad microbiana que contribuyen tanto a la etapa de diseño, como de monitoreo en la aplicación de tecnologías de biorremediación. Finalmente, se citarán las proyecciones que visualizan y/o sugieren algunos autores como Levin & Gealt (1997), Eweis *et al.* (1998) Alexander (1999), Rittmann & McCarty (2001) y Dua y colaboradores (2002), principalmente.

¹⁷ Como son: el carbono (C), el hidrógeno (H), el nitrógeno (N), el fósforo, el azufre (S), el potasio (K), el sodio (Na), el calcio (Ca), el magnesio (Mg), el cloro (Cl) y el hierro (Fe) y elementos traza de importancia en el óptimo desarrollo metabólico de los seres vivos, como el zinc (Zn), el boro (Bo) y el molibdeno (Mo), entre otros (Madigan *et al.* 1997, Alexander 1999, Eweis *et al.* 2000).

¹⁸ La importancia pertinencia y utilidad de esta información se hace explícita en el capítulo 3 (numeral 3.3.) y en la segunda recomendación (página 74).

2.1. DEFINICIONES

Debido a la creciente actividad industrial y de síntesis química desarrollada por la sociedad desde mediados del siglo pasado y a que los procesos de combustión son una ruta corriente por la cual los compuestos aromáticos complejos, compuestos orgánicos volátiles (COVs) y otros recalcitrantes como los dibenzo-*p*-dioxidos son liberados al ambiente (Dua *et al.* 2002), la acumulación de sustancias tóxicas y nocivas para el desarrollo de poblaciones naturales y para la salud humana, ha generado la necesidad de “limpiar” los ambientes contaminados; es así como desde las ingenierías civil y química, la ecología, biología y microbiología, se han planteado soluciones a esta problemática.

Según Azcón & Barea (2001) y Rittmann & McCarty (2001), todas las aproximaciones tecnológicas propuestas para inmovilizar, remover, degradar o mineralizar contaminantes se conocen con el nombre genérico de remediación ambiental y aquellas que se basan en principios biológicos o en la actividad de organismos individuales, simbiosis o comunidades de organismos vivos, se conocen como biorremediación.

Algunos autores (Bollag & Bollag 1992, Nikaido y Glazer 1995 citado en Dua *et al.* 1997, Litchfield, 1997) restringen el término biorremediación a aquellas prácticas de recuperación en las que intervienen microorganismos de grupos fúngicos y/o bacterianos. Otros autores como Rittmann & McCarty (2001) y algunas de sus fuentes bibliográficas hacen más extenso el término, definiéndolo como una aplicación de la biotecnología ambiental que está enfocada en la restauración de ambientes sólidos (suelos, lechos de depósitos de aguas subterráneas, sedimentos, etc.) y líquidos dispuestos en el medio natural.

La definición que se tuvo en cuenta para el desarrollo del presente escrito corresponde a un sentido más amplio, en el que la biorremediación puede contener los tratamientos biológicos que se aplican a los materiales de desecho y/o las sustancias contaminantes aún antes que hayan sido dispuestas en el medio natural, como las tecnologías de tratamiento biológico que se aplican a las aguas residuales.

La biodegradación es la simplificación parcial o completa destrucción de la estructura molecular de contaminantes ambientales, mediante reacciones catalizadas por microorganismos (Madsen 1997). Este término está estrechamente relacionado con los términos y procesos de biotransformación y mineralización. El primero de ellos se refiere a la alteración de la molécula inicial debido a su inclusión dentro de los pasos metabólicos de microorganismos, ya sea como sustrato primario o secundario, sin embargo, el producto de la reacción metabólica no es un compuesto inorgánico simple sino un compuesto derivado del sustrato inicial, éste puede tener una estructura más o menos compleja que su precursor. Si el resultado tiene una estructura química más compleja, puede significar un incremento de su toxicidad y/o duración en el medio, por decremento en su biodegradabilidad; si por el contrario, tiene una estructura más simple, puede ser aprovechado en otro proceso metabólico por el mismo u otro microorganismo (Litchfield, 1997; Madsen, 1997). La mineralización es la degradación completa de un compuesto en sus constituyentes inorgánicos simples (Bollag & Bollag, 1992), por lo tanto es sinónimo de biodegradación total, en la que los productos del

metabolismo son las formas inorgánicas del carbono (C), nitrógeno (N), fósforo (P) y azufre (S); así, se puede afirmar que la respiración de plantas y animales macroscópicos es una mineralización, dado que generan la forma inorgánica del carbono, CO₂ (Alexander, 1999).

2.2. ASPECTOS HISTÓRICOS

Los inicios de la biorremediación pueden ubicarse históricamente con la descripción de las potencialidades de biodegradación de compuestos contaminantes por parte de ciertos microorganismos puntuales, como la mineralización de compuestos orgánicos complejos llevada a cabo por especies del género *Pseudomonas* que fue reportada por Doren de Jong en 1920 (Palleroni, 1992); desde entonces, varias investigaciones científicas evidencian que los microorganismos tienen la capacidad de degradar alcanos ramificados, alcanos cíclicos e hidrocarburos aromáticos como fenol, benceno, tolueno, xileno, naftaleno, fenantreno, antraceno, benzo(a)antraceno, bifenil, y otros, tanto en ambientes favorables para el establecimiento de microorganismos mesófilos, como en ambientes extremos (Margesin & Schinner 2001).

La gran capacidad de biodegradación que tienen varios microorganismos, bacterianos y fúngicos, de mineralizar o transformar compuestos complejos se ha denominado infalibilidad microbiana (Bollag & Bollag 1992); sin embargo, esta expresión no debe ser interpretada de manera literal, ya que la complejidad de algunos compuestos hace que sean realmente no biodegradables y que por tanto para su degradación se evalúe y prefiera la implementación de tecnologías de remediación química, térmica o física, antes que biológica (Rittmann & McCarty 2001).

Eweis y colaboradores (1997) hacen énfasis en que el principal interés de la aplicación de procesos biológicos (forma en que define la biorremediación) históricamente ha sido la recuperación de terrenos y materiales sólidos contaminados, esta percepción está relacionada con las facilidades operativas que implica tratar los contaminantes cuando están atrapados en una matriz sólida y no cuando están “libres” en un material fluido como el agua y el aire (Rittmann & McCarty 2001).

Sin embargo, casos como el derrame del crudo de petróleo generado por el accidente del barco de carga Exxon Valdez en Bahía Paraíso (Antártica) demandó el uso aplicado del conocimiento de la biología de los microorganismos degradadores en un ambiente extremo (Margesin & Schinner 2001). Los resultados directos e indirectos de esta aplicación del conocimiento de la biodegradación y su uso en biorremediación ha favorecido el desarrollo de estudios moleculares, filogenéticos, metabólicos y ecológicos de los microorganismos y de su fisiología (Dua *et al.* 2002), a nivel experimental y de tratamiento de problemas reales de contaminación, diversos respecto de su naturaleza, intensidad, origen y ubicación en el planeta.

2.3. HERRAMIENTAS METODOLÓGICAS

En este aparte se mencionarán de manera general las herramientas conceptuales y metodológicas más importantes que están relacionadas con el diseño e implementación de tecnologías de biorremediación.

Las tecnologías de biorremediación más ampliamente utilizadas se basan en la mencionada infalibilidad de los microorganismos dado el conocimiento que existe acerca de su capacidad de aprovechar compuestos orgánicos e inorgánicos, naturales y sintéticos, empleándolos como fuente de nutrientes y/o de energía. Dua y colaboradores (2002) afirman que esta amplia capacidad puede relacionarse con su larga historia (en escala de tiempo geológica) de coexistencia con una alta diversidad de compuestos complejos, lo que estructural y funcionalmente se ve reflejado en una compleja, diversa y eficiente dotación de enzimas que catalizan las transformaciones, mediante diferentes rutas metabólicas y complejos recursos bioquímicos. Ecológicamente puede relacionarse también con la competencia (Madigan *et al.* 1997).

Desde hace casi un centenar de años se tiene conocimiento que la degradación de aromáticos demanda la actividad de enzimas catalíticas que se clasifican, de acuerdo con el número de átomos de oxígeno que introducen a la molécula, en oxigenasas y dioxigenasas (Palleroni 1992, Dua *et al.* 2002) por eso varios estudios microbiológicos, genéticos y moleculares han tenido como objetivo la descripción detallada de las rutas de síntesis y de actividad de dichas enzimas, a pesar de la complejidad del empalme metabólico de algunas comunidades microbianas que hacen difícil llevar a cabo estudios de las potencialidades de cada población de manera individual *in vitro* (Bollag & Bollag 1992).

Recientemente los resultados de dichos estudios han sido utilizados como herramientas para el diseño y síntesis *in vitro* de enzimas aisladas y de microorganismos genéticamente modificados. De esta forma, en la actualidad, se ha logrado sintetizar enzimas híbridas tipo dioxigenasa bifenilos policlorados (PCB's) capaces de degradar hidrocarburos policíclicos aromáticos (HPAs) y microorganismos a los que se les incrementa su potencialidad de biodegradación o de supervivencia en ambientes extremos (en algunas especies y cepas de los géneros *Rhodococcus*, *Pseudomonas*, *Burkholderia*, *Alcaligenes*, *Deinnococcus*) o que son empleados como herramientas de monitoreo en ambientes naturales o sistemas de tratamiento de residuos (líquidos y sólidos) continua o potencialmente contaminados (algunas especies de los géneros *Pseudomonas*, *Vibrio* y *Escherechia*), como lo describen Dua y colaboradores (2002) quienes se enfocaron en discutir el avance actual o potencial de la biorremediación debido a los avances de la biología molecular y del diseño de enzimas.

2.3.1. Metodologías generales comunes. La remediación biológica, al igual que los otros tipos de remediación conocida (térmica, física y química), puede clasificarse según la estrategia de manejo de los contaminantes en: destrucción o modificación; extracción o separación y aislamiento o inmovilización. Ahora bien, la implementación de tecnologías de biorremediación puede clasificarse, según Rittmann & McCarty (2001), con base en el lugar

en el que se lleve acabo, en biorremediación intrínseca *in situ*, biorremediación ingenieril *in situ* y biorremediación ingenieril *ex situ*.

La intrínseca hace referencia a la optimización de la actividad catabólica de la comunidad microbiana nativa sin una infraestructura, mientras que la ingenieril se refiere a las modificaciones ambientales, generalmente mediante el diseño y construcción de reactores específicos.

Dentro de las herramientas metodológicas comúnmente empleadas en la biorremediación intrínseca *in situ*, según el Sistema Nacional de Información Ambiental de México ([On line] 2003).están:

2.3.1.1. Bioventeo: El bioventeo es una tecnología que puede aplicarse en medios sólidos, líquidos o gaseosos; en ella se estimula la biodegradación natural de cualquier compuesto biodegradable en condiciones aerobias. El aire se suministra en el sitio contaminado a través de pozos de extracción, por movimiento forzado (extracción o inyección), con bajas velocidades de flujo, con el fin de proveer solamente el oxígeno necesario para sostener la actividad de los microorganismos degradadores. Ha sido aplicado de manera eficiente para degradar suelos contaminados con compuestos orgánicos biodegradables semivolátiles o no volátiles y para degradar contaminantes adsorbidos, COVs (Eweis *et al.* 1998). Se ha utilizado para remediar suelos con hidrocarburos del petróleo (HTPs), solventes no clorados, pesticidas y conservadores de la madera. Los factores limitantes de esta tecnología son: el tipo¹⁹ y la concentración del contaminante, falta de nutrientes, los niveles de humedad (mientras más bajos más limitantes) y la dificultad para alcanzar el flujo de aire necesario (Eweis *et al.* 1998).

2.3.1.2. Bioestimulación: La bioestimulación puede aplicarse también a ambientes sólidos, líquidos o gaseosos; implica la circulación o aspersión de soluciones acuosas (que contengan nutrientes y/u oxígeno) a través de suelo o material contaminado, para estimular la actividad de los microorganismos autóctonos, y mejorar así la biodegradación de contaminantes orgánicos o bien, la inmovilización de contaminantes inorgánicos *in situ*. Se ha aplicado a suelos contaminados con gasolinas, compuestos orgánicos volátiles (COVs), compuestos orgánicos semivolátiles (COSs), y pesticidas (Alexander 1999). No es una tecnología recomendable para suelos arcillosos, altamente estratificados o demasiado heterogéneos, ya

¹⁹ Según la misma fuente (Sistema Nacional de Información Ambiental de México [On line] 2003). Las bacterias y hongos pueden degradar con relativa facilidad productos de petróleo, como gasolina y diesel; compuesto peligrosos de petróleo crudo, benceno, tolueno, xilenos y naftaleno; compuestos aromáticos como el benzo (α) pireno y constituyentes de aceites industriales; pesticidas como el malatión, compuestos relacionados con la extracción, manejo y combustión del carbón de hulla y desechos de coque, como fenoles y cianhídricos; solventes industriales (acetona) y otros compuestos como etéres, alcoholes simples y otros contaminantes en aguas subterráneas. Otros tóxicos como tricloro etileno, percloroetileno bifenilos policlorados y dioxinas, de síntesis química son difíciles de degradar o sólo parcialmente degradables, al igual que sus desechos y mezclas. Los metales pesados no son biodegradables, pero las bacterias tienen la capacidad de inmovilizar sus átomos de Uranio, Mercurio, Arsénico, Cromo, Selenio y compuestos orgánicos complejos como DDT.

que pueden provocar limitaciones en la transferencia de O₂. Otro factor limitante es el incremento en la movilidad de los contaminantes Atlas (1997).

2.3.1.3. Bioaumentación: Esta tecnología se utiliza cuando se requiere el tratamiento inmediato de un sitio contaminado (aplicable a ambientes sólidos, líquidos y gaseosos), o cuando la microflora autóctona es insuficiente en número o capacidad degradadora. Consiste en la adición de microorganismos vivos, que tengan la capacidad para degradar el contaminante en cuestión, para promover su biodegradación o su biotransformación. El tamaño del inóculo a utilizar, depende del tamaño de la zona contaminada, de la dispersión de los contaminantes y de la velocidad de crecimiento de los microorganismos degradadores. Ha sido empleada en la remediación de suelos contaminados con herbicidas (2,4-D, clorofam), insecticidas (lindano, clordano, paratión), clorofenoles, nitrofenoles, bifenilos policlorados (BPCs), HTPs e hidrocarburos policíclicos aromáticos (HAPs) (Alexander 1999), suelos y desechos con concentraciones altas de metales pesados (Eweis *et al.* 1998).

Antes de llevar a cabo la bioaumentación en un sitio, deben realizarse cultivos de enriquecimiento, aislar microorganismos capaces de cometabolizar o utilizar el contaminante como fuente de carbono, y cultivarlos hasta obtener grandes cantidades de biomasa (Alexander 1999).

2.3.1.4. Fitorremediación: La fitorremediación es un proceso que utiliza plantas para remover, transferir, estabilizar, concentrar y/o destruir contaminantes (orgánicos e inorgánicos) en ambientes acuosos, suelos, lodos y/o sedimentos, y puede aplicarse tanto in situ como ex situ. Los mecanismos de fitorremediación incluyen:

- a. La rizodegradación se lleva a cabo en el suelo o el agua contaminada que rodea a las raíces. Las sustancias excretadas naturalmente por la rizósfera de las plantas, suministran nutrientes para los microorganismos, mejorando así su actividad de degradación.
- b. Durante la fitoextracción, los contaminantes son captados por las raíces (fitoacumulación), y posteriormente éstos son traslocados y/o acumulados hacia los tallos y hojas (fitoextracción).
- c. En la fitoestabilización, las plantas limitan la movilidad y biodisponibilidad de los contaminantes en el suelo, debido a la producción en las raíces de compuestos químicos que pueden adsorber y/o formar complejos con los contaminantes, inmovilizándolos así en la interfase raíces-suelo (Sellers, 1999).
- d. La fitodegradación consiste en el metabolismo de contaminantes dentro de los tejidos de la planta, a través de enzimas que catalizan su degradación.

Mediante fitorremediación se han descontaminado ambientes con compuestos orgánicos como benceno, tolueno, etilbenceno y xilenos (BTEX); solventes clorados; HAPs; desechos de nitrotolueno; agroquímicos clorados y organofosforados; e inorgánicos como Cadmio (Cd), Cromo hexavalente (Cr⁺⁶), Cobalto (Co), Cobre (Cu), Níquel (Ni), Selenio (Se) y Zinc (Zn) (Sellers 1999²).

En la implementación de un proceso de fitorremediación se deben tener en cuenta algunas consideraciones para definir el sistema de tratamiento y/o diseñar los sectores en que se llevará a cabo dicha tecnología, dentro de las que encontramos: el tipo de plantas a utilizar; la posible condición tóxica de altas concentraciones de contaminantes; la susceptibilidad de sorción de los contaminantes.

Las tecnologías comunes de biorremediación ingenieril *ex situ* se pueden describir brevemente así:

2.3.1.5. Biorremediación en fase sólida: También conocida como biolabranza, compostaje o landfarming, como su nombre lo indica se aplica sólo sobre ambientes sólidos sea totalmente contaminado o material contaminado más agentes de volumen (como suelo limpio, desechos agrícolas, afrecho, paja, aserrín, estiércol, etc.), que tienen por objeto inmovilizar el o los contaminantes, mejorar el balance de nutrientes, asegurar una mejor aireación y la generación del calor durante el proceso. Su implementación consiste en el arado del material sólido, la adición de nutrientes y, cuando es conveniente, oxígeno molecular, este “protocolo” incrementa la ocurrencia de procesos biológicos de manera controlada. Las condiciones del suelo (pH, temperatura, aireación) se controlan para optimizar la velocidad de degradación y generalmente se incorporan cubiertas u otros métodos para el control de lixiviados (Reiser-Roberts, 1998²⁰). Los sistemas de biorremediación en fase sólida incluyen tambores rotatorios, tanques circulares, recipientes abiertos y biopilas (Alexander 1999, Eweis *et al.* 1998), las cuales son una forma de compostaje en que, además de agentes de volumen y nutrientes, el sistema se alimenta de manera constante con agua, y se coloca en áreas de tratamiento que incluyen alguna forma de aireación y sistemas para coleccionar lixiviados, controlar la evaporación y la volatilización de contaminantes, éstos aislamientos además favorecen su calentamiento y por tanto su eficiencia (Eweis *et al.* 1998).

Las limitantes para implementar esta tecnología son la necesidad de espacio, de excavar y mezclar el suelo contaminado y el incremento volumétrico del material a tratar. No es recomendable para tratar metales pesados, por su naturaleza atómica.

Mediante el empleo de esta técnica se han descontaminado suelos con diesel y gasolinas, lodos aceitosos generados por la industria petrolera, desechos sólidos industriales con concentraciones importantes de compuestos orgánicos policlorados de varios anillos aromáticos, y con solventes como la creosota y desechos de la fabricación y uso de coque, algunos pesticidas y HTPs (Alexander 1999). Se ha usado a gran escala, que se practica en los Estados Unidos, Canadá, Reino Unido, Holanda, Suiza, Dinamarca, Francia y Nueva Zelanda (Reiser-Roberts 1998²⁰). Debe manejarse con cuidado para prevenir la contaminación de cuerpos de agua subterráneos o superficiales, aire o la traslocación de los contaminantes a los componentes de cadenas tróficas cercanas al lugar en el que se implementa la biolabranza; el mayor problema es la posibilidad de lixiviados de los contaminantes hacia suelo y agua; otra limitante para su utilización, es que por la incorporación de suelo contaminado en suelo limpio, se genera un gran volumen de material contaminado. No es recomendable su uso para contaminantes diluidos, ni tampoco cuando alguno de los contaminantes es no biodegradable.

²⁰ Citado en Sistema Nacional de Información Ambiental de México ([On line] 2003).

2.3.1.6. Biorremediación en fase de lodos (biorreactores): Los biorreactores pueden usarse para tratar ambientes contaminados heterogéneos y poco permeables, o cuando es necesario disminuir el tiempo de tratamiento, ya que es posible combinar controlada y eficientemente, procesos químicos, físicos y biológicos, que mejoren y aceleren la biodegradación. Es la tecnología más adecuada cuando existen peligros potenciales de descargas y emisiones (Sistema Nacional de Información Ambiental de México [On line] 2003).

Cuando se evalúa la viabilidad de implementar esta metodología de remediación *ex situ* es indispensable asegurarse del carácter inocuo–peligroso de los subproductos del proceso.

2.3.2. Consideraciones previas a su implementación: Las condiciones a tener en cuenta en el momento de plantear una estrategia de biorremediación comprenden (modificado de Rittmann & McCarty 2001 y Dua *et al.* 2002):

- a. La concentración del contaminante, la cual depende de la continuidad con que éste es liberado o dispuesto en un ambiente particular y de su permanencia y movilidad en el mismo.
- b. La biodegradabilidad²¹ o accesibilidad del contaminante para ser mineralizado por rutas metabólicas, esta característica depende directamente de la estructura química de la sustancia.
- c. La tasa de biodegradabilidad, que generalmente constituye un factor limitante para plantear una tecnología de tratamiento biológico como competitiva frente a otras alternativas de tratamiento.
- d. La disponibilidad del compuesto en relación con los microorganismos, se refiere básicamente al nivel de contacto que haya entre la molécula de la sustancia contaminante, el microorganismo y/o la enzima catalizadora.
- e. La oportunidad de optimizar la actividad biológica, bien sea mediante aumentación, principalmente eliminando el efecto de factor limitante del medio a tratar (por la adición de nutrientes), mediante estimulación (por adición de aire, oxígeno puro, vitaminas o sus precursores) o mediante técnicas de biología molecular y/o ingeniería genética.
- f. El control de la sorbción de los compuestos contaminantes y de los microorganismos en dicho ambiente mediante el estudio y/o conocimiento de la influencia de los medios sólidos sobre el desarrollo metabólico de microorganismos y la diodegradabilidad de las moléculas sorbidas.

Finalmente, es importante anotar que la implementación de una tecnología de biorremediación o biotratamiento de residuos requiere una serie de estudios previos relativos al conocimiento de la topografía, geología, geoquímica, hidrogeología, climatología y microbiología del lugar en que será instalada la planta de tratamiento. Así mismo, requiere la conjugación de conocimientos y prácticas ingenieriles, químicas y biológicas a la hora de ser desarrollada y monitoreada. Respecto del aporte de los estudios microbiológicos, los estudios de la cinética

²¹ Esta expresión está relacionada con el hecho de que los compuestos orgánicos (alifáticos y aromáticos) se encuentren dentro del rango de compuestos susceptibles de ser utilizados por microorganismos.

de crecimiento y actividad de los microorganismos bajo las condiciones ambientales o del reactor, el estudio de las rutas de transformación de los contaminantes (condición inocua peligrosa de los metabolitos secundarios) y la naturaleza extra o intracelular de la actividad catalítica enzimática se pueden citar como los más importantes para aportar herramientas al planteamiento y evaluación de la viabilidad de sistemas de tratamiento biológico.

2.4. MICROORGANISMOS Y PROCESOS DE BIORREMEDIACIÓN RELACIONADOS CON EL CASO EN ESTUDIO

El panorama descrito en las caracterizaciones realizadas por el Laboratorio de Análisis de Aguas de la empresa (1996) y por Caballero & Carrero (1998) con base en muestras de agua tomadas en el tanque de almacenamiento (ver tabla 2 , página 30), los valores permisibles estipulados en las normas anteriormente mencionadas y los valores de CL₅₀ (concentración media letal) reportados por Vijayaraghavan & Murthy (1997) y Gangagni y colaboradores (2003)²², para el establecimiento y desarrollo de comunidades microbianas, permiten inferir que:

- Los compuestos que se encuentran en concentraciones elevadas son amonio (8.189,1 ppm), fenoles (1.600,0 y 2.991,9 ppm), otros compuestos orgánicos, mensurables a través de la DQO (10.690 y 52.000 ppm).
- Aunque los cloruros (4.092 y 4.764 ppm) y sales, mensurables en términos de conductividad (14.000 y 9.650 ppm) y alcalinidad (5.020 y 4.343 ppm), presentan valores altos respecto de aguas dulces no constituyen condiciones extremas, pues son similares a las reportadas para aguas salobres y saladas (Kushner 1978 y Grant *et al.* 1998)²³.
- Las características físicas que se alteran de manera significativa son la temperatura (34 y 37 °C) y el pH (9,7 y 9,6), ambas alcanzan valores superiores a los reportados para el río Chicamocha (6,67 °C y 17,2 °C, respectivamente) en un punto de muestreo antes de pasar por la planta de la siderúrgica (Acerías Paz del Río 2002 y 2003).

En estas condiciones, los grupos de microorganismos de interés para el establecimiento de una comunidad microbiana capaz de modificar las características fisicoquímicas del agua contaminada de coquería de Acerías Paz del Río:

- Aquellos que dentro de sus funciones metabólicas importantes realicen la conversión del nitrógeno amoniacal en nitrógeno mineral.
- Aquellos capaces de establecerse y desarrollarse satisfactoriamente en ambientes con alcalinidad extrema, cuya eficiencia metabólica no sea alterada negativamente en temperaturas oscilantes entre los 25 y los 38°C, como bacterias mesófilas.

²² CL₅₀ de sulfitos = 200 ppm; CL₅₀ (en presencia de amonio) el ion Cloro⁺³ = 12 ppm; CL₅₀ del amonio = 4000 ppm. Se eligieron estos documentos debido a la pertinencia y consecuencia de sus análisis, respecto del desarrollo de este trabajo.

²³ Citados en (Margesin & Schinner 2001).

- Los que tengan potencialidades para degradar compuestos orgánicos alifáticos, mono y poli cíclicos y halogenados.

2.4.1. Grupos de microorganismos involucrados en el ciclaje de nutrientes. El término microorganismos es una agrupación genérica que incluye todos los seres vivos unicelulares de vida libre o colonial, sean eucariotas o procariotas; los microorganismos involucrados en el ciclaje de nutrientes son bacterias, tanto eubacterias como arqueobacterias, hongos solubilizadores y micorrizantes, ya que tienen la capacidad de obtener energía y generar materia orgánica a partir de compuestos químicos, minerales y orgánicos (Eweis *et al.* 2000 y autores clásicos como Brock 1978 y Ballows *et al.* 1992).

Dionisi y colaboradores (2002) describen la nitrificación o bio-oxidación del amoníaco (NH_3) a nitrato (NO_3^-), como un proceso clave en la remoción del amoníaco de las aguas residuales y afirman que al lograr la nitrificación, se disminuye el problema de toxicidad del agua. La nitrificación quimio-litoautotrófica consiste en dos pasos bioquímicos secuenciales de transformación del NH_3 a NO_3^- vía NO_2^- . Son varios los grupos de microorganismos que realizan el ciclaje de nitrógeno, la convergencia evolutiva y la ocupación de nichos han hecho posible que diferentes grupos filogenéticos y ecológicos desarrollen esta función (Bock *et al.* 1992).

Según Mitsuhashi y colaboradores (1983), en las plantas de tratamiento de aguas residuales estas reacciones son catalizadas principalmente por dos grupos de bacterias, las oxidadoras de amoníaco (AOB, por su sigla en inglés) y las bacterias oxidadoras de nitrito (NOB, por su sigla en inglés). En el primer grupo, la oxidación NH_3 a NO_2^- es llevada a cabo en dos pasos: el NH_3 es oxidado a hidroxilamina (NH_2OH) por la amoníaco monooxigenasa²⁴, y la hidroxilamina es oxidada a NO_2^- por la hidroxilamina oxido-reductasa. En NOB, la oxidación de NO_2^- es catalizada por la enzima nitrito oxido-reductasa.

Toh & Ashbolt (2002), aislaron un consorcio de bacterias anaeróbicas autotróficas oxidadoras de amoníaco (AAAO) a partir de una muestra de lodos activados de una planta de tratamiento de aguas residuales municipales en una localidad Australiana, encontrando que la adición de fenol (300 ppm) al medio de cultivo incrementa la eficiencia de remoción de amoníaco de aguas contaminadas de coquería que presentaba una concentración inicial de amonio cercana a las 5.000 ppm, en un factor de 1,5, es decir, el consorcio logró remover 62 ± 2 ppm / litro de solución x día de tratamiento, aunque la degradación de fenol no fue superior al 20%.

En los reactores de los tratamientos de aguas residuales el número y la tasa de la actividad fisiológica, es decir, el ritmo de crecimiento de las bacterias nitrificantes y su sensibilidad a factores ambientales como pH, O_2 , temperatura, concentración del sustrato y presencia de sustancias tóxicas, son parámetros que se consideran factores limitantes para la bioconversión del nitrógeno (Dionisi *et al.* 2002).

²⁴ Mitsuhashi, K., Y. Yoshida, & H. Kadota. 1983. Distribution and activities of nitrifying and denitrifying bacteria in the lagoon with intermittent aeration. Bull. Jpn. Soc. Sci. Fish. 49:1871–1874. Citado en Dionisi *et al.* 2002.

Rittstieg y colaboradores (2001) lograron remover amoníaco en condiciones aeróbicas y extremadamente básicas ($\text{pH} = 10 + 0,5$), en las que la adición de sulfatos no es inhibitoria, ni causa malos olores y la potencialidad cáustica de la solución resultante es mínima (bajas concentraciones de ácido sulfhídrico); no obstante, afirman que los tiempos de retención hidráulica manejados en laboratorio (6 días) harían este sistema muy lento si se implementara a escala industrial.

Vijayaraghavan & Murthy (1997) luego de realizar experimentos en campo y en laboratorio en los cuales aclimataron un consorcio microbiano que disminuye la concentración de taninos en aguas residuales generadas por curtiembres, afirman que las concentraciones de sulfitos (arriba de 180 ppm) y del ion clorito (arriba de 140 ppm), no son factores limitantes para el desarrollo de las comunidades microbianas en reactores de pequeña escala; a pesar de la toxicidad de los sulfitos en condiciones anaerobias, la cual está relacionada con la capacidad de libre difusión que tiene el H_2S en condiciones de alcalinidad.

Georgiou y colaboradores (2002) demostraron que los compuestos azufrados (constituyentes de colorantes) presentes en el agua residual generada por una industria textil no tienen un efecto tóxico sobre la comunidad microbiana aeróbica (obtenida a partir de una planta de lodos activados) de un reactor experimental, por el contrario, tras un período de aclimatación del inóculo, en condiciones de cultivo, la adición del agua residual se traduce en un incremento de la generación de CO_2 , lo cual evidencia procesos de mineralización en el reactor.

Gangagni y colaboradores (2003) destacan la necesidad operativa de evaluar la remoción de sulfitos y sulfatos en sistemas de tratamiento de agua residual, dada la capacidad cáustica que logran el ácido sulfhídrico tanto para el funcionamiento de los sistemas de tratamiento, como para el desarrollo de la vida en un ambiente con este compuesto. Los autores proponen un procedimiento mediante el cual se eliminan sulfitos y sulfatos de aguas residuales en un sistema integrado aeróbico-anaeróbico con eficiencias hasta del 60–70% y describen la manera de optimizarlo y monitorearlo, siempre y cuando la relación DQO / sulfato sea inferior a 10 y el agua tenga un pH muy estable ($= 7,0 \pm 0,1$).

2.4.2. Grupos de microorganismos capaces de degradar compuestos orgánicos complejos. Los microorganismos capaces de degradar compuestos orgánicos complejos son principalmente bacterias y hongos, su presencia y eficiencia en la biodegradación de dichos compuestos, está determinada por las condiciones medioambientales que ofrece el sitio contaminado, la presencia y disponibilidad de oxígeno y el pH son los factores ambientales más determinantes en la composición de la comunidad microbiana, aunque existen otros como el tipo de nutrientes y los valores de temperatura y humedad, que juegan un papel importante (Brock 1978, Madigan *et al.* 1997, Alexander 1999, Eweis *et al.* 2000).

Rincón (1997) compiló información pertinente creando una lista (ordenada de manera descendente), con base en la capacidad de degradación de hidrocarburos, de la siguiente manera:

- a. Bacterianos con capacidad para degradar hidrocarburos, especies de los géneros *Pseudomonas*, *Achromobacter*, *Flavobacterium*, *Nocardia*, *Arthrobacter*, *Vibrio*, *Bacillus*, *Micrococcus*, *Acinetobacter*, *Actinomyces*, *Aeromonas*, *Alcaligenes*, *Corynebacterium*, *Erwinia*, *Klebsiella*, *Lactobacillus*, *Leucothrix*, *Moraxella*, *Mycobacterium*, *Peptococcus*, *Sarcina*, *Sphaerotilus*, *Spirillum*, *Streptomyces* y *Xanthomonas*.
- b. Hongos con capacidad para degradar hidrocarburos, especies de los géneros *Candida*, *Rhodotorulla*, *Aureobasidium* (*Pullularia*), *Sporobolomyces*, *Penicillium*, *Aspergillus*, *Cladosporium*, *Allescheria*, *Botrytis*, *Cephalosporium*, *Cunninghamella*, *Debaromyces*, *Fusarium*, *Gonytrichum*, *Hansenula*, *Helminthosporium*, *Mucor*, *Oidiodendrum*, *Paecilomyces*, *Phialophora*, *Rhodospiridium*, *Sacharomycopsis*, *Trichoderma* y *Trichosporum*.

Margesin & Schinner (2001) realizaron una revisión en la que relacionan la capacidad de degradación de compuestos orgánicos complejos con la habilidad de algunos microorganismos para crecer en condiciones extremas. En esta revisión se compila y analiza, de manera sintética, la información generada en cerca de 105 artículos científicos que describen tanto estudios experimentales como estudios de caso en situaciones reales de biorremediación. Los autores concluyen que la mayoría de los ambientes contaminados por compuestos recalcitrantes y orgánicos complejos, como los que constituyen el petróleo, los insumos agrícolas y aquellos generados por actividades industriales, contienen cargas microbianas capaces de remediar el ambiente, desde las condiciones marinas en latitudes distantes (en donde las condiciones extremas imperantes son bajas temperaturas y alta salinidad) hasta áreas desérticas en oriente medio (donde las altas temperaturas y bajos niveles de aireación en el suelo son característicos). Concluyen que el conocimiento actual acerca de las potencialidades de organismos acidófilos, alcalófilos y barófilos son muy limitados, respecto del conocimiento y uso logrado con los halófilos, psicrófilos y termófilos.

Dentro de los grupos de microorganismos reportados como degradadores de compuestos orgánicos en condiciones salinas, Margesin & Schinner (2001) citan a *Streptomyces albaxialis* y *Halobacterium* sp. (Kuznetsov *et al.* 1992)²⁵; en condiciones fuertemente alcalinas especies de bacterias Pseudomonadales (Sarnaik & Kanekar 1995)²⁵, algunas especies de cinco géneros bacterianos *Arthrobacter*, *Bacillus cereus*, *Citrobacter freundii*, *Micrococcus agilis* y la cepa biovar B de *Pseudomonas putida*, (Kanekar *et al.* 1999)²⁵; *Nocardioides* sp. (Maltseva & Oriel 1997)²⁵; bajo condiciones de altas temperaturas actúan eficientemente varias especies de los géneros *Bacillus*, *Pseudomonas* y *Thermus*.

Además de los géneros de microorganismos presentados, una herramienta biotecnológica, aún en exploración, es el diseño de microorganismos mediante herramientas de ingeniería

²⁵ Referencias de los documentos citados en Margesin & Schinner (2001):

Kuznetsov, V. D., T. A. Zaitseva, L. V. Vakulenko & S. N. Filippova. 1992. *Microbiology* 61:62–67.

Sarnaik, S., P. Kanekar. 1995. *J Appl Bacteriol* 79:459–469

Kanekar, P. P., S. S. Sarnaik & A. S. Kelkar. 1999. *J Appl Microbiol* 85:128S–133S

Maltseva, O. & P. Oriel. 1997. *Appl Environ Microbiol* 63:4145–4149

genética, a partir de cepas con resistencia a las condiciones del medio y cepas con reconocida capacidad para biodegradar las sustancias de interés. El uso de OGMs, organismos genéticamente modificados (GEM, por sus siglas en inglés: genetically engineered microorganism²⁶), se proyecta como alternativa de tratamiento cuando el ambiente contaminado ofrece condiciones extremas para el establecimiento y desarrollo de microorganismos biodegradadores, tales como altas concentraciones de metales pesados, temperaturas extremadamente altas o extremadamente bajas, pH extremadamente ácidos o alcalinos, altas concentraciones de sales o combinaciones de las mismas (Margesin & Schinner 2001).

Para la creación de OGMs, generalmente se emplean cepas seleccionadas, especie ampliamente estudiada a nivel genético, metabólico y ecológico en condiciones de laboratorio con potencialidades de degradación experimentalmente comprobadas y especies nativas previamente aisladas y caracterizadas (Dijkhuizen & Harder 1992). Evidencias de simbiosis obligadas y estudios en los que se ha comprobado el bajo potencial competitivo de inóculos seleccionados, aislados, o diseñados en laboratorio (Massol-Deyá 1997), ponen de manifiesto la complejidad ecológica de las comunidades microbianas nativas y conducen a pensar que, en el momento de plantear alternativas biológicas para el tratamiento de ambientes contaminados, de aguas residuales o de desechos sólidos industriales, es más relevante, conocer y manejar la manera de incrementar las potencialidades de desarrollo de las poblaciones microbianas nativas que el establecimiento de cepas puntuales, de OGMs y/o cualquier otro tipo de caldos bacterianos foráneos en ambientes naturales, en los cuales la competencia ecológica está determinada por la historia de vida, la plasticidad interna y la resistencia a las variables condiciones ambientales propias de sistemas macro.

Eichner y colaboradores (1999) realizaron experimentos en microcosmos constituidos por muestras de lodos activados tomadas de las unidades de clarificación en una planta de tratamiento de aguas residuales, a estas muestras de lodos activados se les adicionó un inóculo de cepas seleccionadas en laboratorio (una hábil en el proceso de degradación y otra resistente a altas concentraciones de metales pesados) y con un OGMs diseñado a partir de las dos anteriores, los investigadores encontraron que en todos los casos (lodo inicial estéril, lodo inicial no estéril, inoculación de los microorganismos parentales, inoculación del OGMs, inoculación de los tres microorganismos) los microorganismos inoculados entraron en shock tóxico como respuesta a las altas concentraciones de fenoles clorados y metilados y que la comunidad microbiana nativa de los lodos de la planta de tratamiento, después de dos semanas de operación, alcanzaba una estructura estable con una alta diversidad microbiana.

Sin embargo, la creación y uso de OGMs actualmente está sometida a consideraciones ecológicas, bioéticas y jurídicas que restringen notablemente su aplicación en ambientes naturales, como lo hace evidente la creación de documentos internacionales como el “Protocolo de Cartagena” (Secretaría del Convenio de la Diversidad biológica 2000) y nacionales como la “Norma marco nacional de bioseguridad en materia de organismos genéticamente modificados (OGMs)” basado en el anterior (Ministerio del Medio Ambiente 2002).

²⁶ Eichner *et al.* 1999.

En este (3. 2. 2. caracterización microbiológica) y otros estudios recientes (citados a lo largo de este escrito), tanto a escala de laboratorio como industrial, se sugiere el empleo de técnicas de biología molecular para la evidenciar los cambios en la estructura de la comunidad microbiana y la actividad metabólica y eficiencia de los microorganismos presentes en un momento dado del tratamiento.

2.5. CONOCIMIENTO Y ESTUDIO DE LAS RUTAS METABÓLICAS

El procedimiento general para describir las rutas metabólicas seguidas por un microorganismo en particular, puede describirse en una sucesión de pasos generales, así: a.) aislamiento en cultivos puros, b) identificación, c.) cultivo exitoso en presencia del sustrato de interés, d.) seguimiento de la molécula y de sus fragmentos, resultantes del desarrollo metabólico del microorganismo, mediante un marcaje de tipo radiactivo, fluorescente, etc. Como resultado de dichos estudios y con estudios químicos y microbiológicos complementarios se logra conocer el proceso de transformación de la molécula inicial, los metabolitos intermedios²⁷, las enzimas que catalizan los procesos²² y la síntesis de las mismas, las funciones celulares en las que se involucra la molécula mediante el proceso de transformación (Hawari *et al.* 2000).

Para el planteamiento de metodologías de biorremediación es valioso el conocimiento de:

- a. Las enzimas relacionadas en los procesos, ya que, de ser posible sintetizarlas en masa e inmovilizarlas conservando su actividad catalítica, pueden incrementar notablemente la eficiencia de los procesos de biodegradación de compuestos contaminantes, mediante la adecuación, estabilización y mantenimiento del sistema a tratar, por ejemplo a través del uso de reactores (Bollag & Bollag, 1992, Levin & Gealt 1997, Boyer 2000, Dua *et al.* 2002, entre otros), aunque este es un campo poco explorado Arroyo (1998).
- b. Los metabolitos secundarios, pues de su toxicidad–inocuidad y persistencia–biodegradabilidad (dependientes, principalmente de su estructura química), dependerá la pertinencia e idoneidad de uso de uno u otro microorganismo (Eweis *et al.* 1998, Alexander 1999).
- c. Las funciones celulares en las que se involucra la molécula a lo largo del proceso de transformación, si la transformación no es completa, es decir, si no se logra la mineralización, la acumulación de los metabolitos intermedios puede resultar tóxica o inhibitoria para el desarrollo de los microorganismos en estudio (Bollag & Bollag 1992), por tanto no sería viable proponer un tratamiento con un solo microorganismo.

A nivel metodológico, este procedimiento general de descripción de las rutas metabólicas presenta un gran inconveniente y es la capacidad de cultivar ciertos microorganismos, como lo describe Leadbetter (2003) numerosos estudios han demostrado que existe un pool de

²⁷ Existencia, estructura química, función, etc.

microorganismos que no se conocen y cuya naturaleza impide cultivarlos, son los microorganismos no cultivables o recalcitrantes a que hace referencia el autor. Cuando un microorganismo es no cultivable, no se puede realizar el tipo de estudios arriba descritos, y la alternativa es el uso de técnicas de biología molecular para evidenciar su presencia (análisis de digestiones de DNA, secuenciación, comparación y análisis de rRNA) y actividad (presencia y cuantificación mRNA en un momento dado), la cual puede también comprobarse con la realización de monitoreos de la concentración de la(s) sustancia(s) de interés o de evidencias de la actividad metabólica, como la producción de CO₂ y H₂S, principalmente, etc. (Brock 1978, Holt *et al.* 1986, Eweis *et al.* 1998 y Alexander 1999, entre otros).

Otro inconveniente, a nivel operativo, es la naturaleza simbiótica de algunos microorganismos, pues existen asociaciones obligadas de microorganismos que se relacionan estrechamente por la compatibilidad y empalme de sus metabolismos (Bollag & Bollag 1992, Eweis *et al.* 1998, Alexander 1999, Margesin & Schinner 2001, Leadbetter 2003), en estos casos, aunque los microorganismos sean cultivables, la imposibilidad para generar cultivos puros hace que la descripción de las rutas metabólicas tenga una menor resolución y/o por tanto el desarrollo de estudios subsecuentes es menos factible.

2.6. PERSPECTIVAS

De acuerdo con Dua y colaboradores (2002) en el empleo de enzimas y microorganismos diseñados y sintetizados *in vitro* y en su inmovilización y estimulación en campo está el futuro cercano de la biorremediación. Sin embargo, hay que tener presente que estas metodologías biotecnológicas puede fallar debido a errores imprevistos en la síntesis de las secuencias génicas sobre las cuales se sustentan, ya que a nivel de laboratorio y a nivel de la actividad microbiana en campo, cuando los microorganismos son más susceptibles de ser modificados por las variaciones en el medio, además de la dinámica génica al interior de la célula y la transferencia horizontal de genes, bajo condiciones de estrés ambiental. Teniendo en cuenta estos riesgos y las implicaciones de riesgo biológico que a menor o mayor escala pueden tener los organismos genéticamente modificados, se considera más seguro estudiar y conocer los caminos y las condiciones que hacen que los microorganismos generen o adquieran la facilidad de sintetizar “de manera natural” dichas enzimas.

3. DISCUSIÓN:

ALTERNATIVAS DE BIORREMEDIACIÓN PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS CONTAMINADAS DE COQUERÍA

La etapa preliminar de los estudios de control y tratamiento de aguas residuales consiste en una caracterización adecuada de las mismas (Caballero & Carrero 1998). Las caracterizaciones parciales del agua contaminada de coquería realizadas hasta el presente son insuficientes para el planteamiento de una única ruta de tratamiento biológico, en otras palabras, dicha etapa no ha sido desarrollada completamente para el caso en estudio, por tal motivo, en el primer aparte de este último capítulo se sugiere un muestreo sistemático del circuito de este tipo de agua y se presentan los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos necesarios para lograr una caracterización óptima.

En el segundo aparte se presenta la propuesta de un protocolo experimental en el que se involucran tecnologías de biorremediación como alternativa para el tratamiento de agua contaminada de coquería de la empresa siderúrgica Acerías Paz del Río, en Belencito (Nobsa, Boyacá, Colombia), propuesta diseñada a partir de la recopilación y el análisis de la información presentada a lo largo de este documento.

El análisis de la viabilidad del protocolo experimental propuesto se complementa con el una clave dicotómica que guía las toma de decisiones en caso de que el protocolo propuesto requiera modificaciones para lograr resultados idóneos. Es pertinente anotar que al momento de implementar un sistema de tratamiento de esta agua residual industrial es necesario tener en cuenta posibles modificaciones operativas en la empresa, en términos de las cantidades de materias primas y productos relacionados con la coquización como tal.

El último tema que aborda este capítulo, es el diseño de un protocolo estándar de monitoreo de los efluentes líquidos, ya que los monitoreos de la actividad y eficiencia de los sistemas de tratamiento son tan importantes como la caracterización preliminar (Stephenson & Blackburn Jr. 2000), dicho protocolo de monitoreo estándar será tenido en cuenta en el momento de realizar la comparación y el análisis del funcionamiento de los protocolos de biorremediación propuestos.

Cabe aclarar que en este escrito no se contemplan ni desarrollan diseños experimentales estadísticos como tal, debido a que este es un aspecto que debe ser detallado en una fase posterior, en el momento de plantear proyectos puntuales, en cierta medida, derivados del presente.

3.1. CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL INDUSTRIAL

Una buena caracterización está ligada a un muestreo estadístico diseñado de acuerdo con los requerimientos, condiciones y variables que se presentan en un sistema dado, bien sea en el circuito de aguas de coquería abierto o en alguno de los sistemas de tratamiento propuestos en este escrito. Teniendo en cuenta el circuito del agua contaminada de coquería en Belencito (Fig. 6) y la sugerencia de realizar el tratamiento de aguas con el agua que se encuentra en el tanque de almacenamiento (Caballero & Carrero 1998), la caracterización del agua empezaría en el tanque de almacenamiento y continuaría hacia los sectores de descarga sobre el Río Chicamocha. Lo anterior obedece a que las características reportadas por Acerías Paz del Río (2002 y 2003) llevan a pensar en que la implementación de sistemas biológicos de tratamiento serían más viables y sostenibles en lugares cercanos a los puntos de vertimiento, dado que los valores de pH, DQO y alcalinidad son menos extremos y que los solutos (excepto las grasas y aceites) están más diluidos en estos sectores (Ver tabla 3), los cuales están relativamente distantes de la planta de coquización.

Dado que el objetivo de las caracterizaciones es proveer información para la implementación o monitoreo de un sistema de tratamiento biológico, es necesario que esta contemple los ámbitos fisicoquímico y microbiológico, de la forma en que se describe a continuación.

3.1.1. Metodología de muestreo sugerida: Dado que un sistema de tratamiento real funcionaría de manera constante y paralela al funcionamiento de la planta de coquización, es conveniente conocer las variaciones normales en un período de tiempo para contar con herramientas necesarias y lograr el mejor diseño operativo del sistema.

Teniendo en cuenta las variaciones climáticas de la localidad, una caracterización óptima tendría que abarcar todos los eventos climáticos del año siendo necesario el diseño de un cronograma de muestreo, basado en el conocimiento de la ocurrencia de dos épocas de precipitación anual en el sector industrial de Belencito (marzo a mayo y septiembre a noviembre, ver capítulo 2). Es así como se tendrían dos meses de lluvia y dos de sequía claramente definidos, partiendo del hecho que las lluvias más intensas y la sequía más fuerte corresponden a abril y diciembre, respectivamente, por lo cual se daría inicio al muestreo a mediados de diciembre (tiempo seco), continuando en la quincena comprendida entre febrero y marzo (como época de transición sequía – lluvia) siguiendo en el mes de abril (tiempo lluvioso) y se concluiría con la quincena comprendida entre mayo y junio (época de transición lluvia – sequía).

Cada muestreo estaría conformado por una serie de muestras compuestas o integrales (dependiendo del punto de muestreo)²⁸ con un mínimo de cinco réplicas por fecha y punto de muestreo, tomadas a lo largo de 15 días. En el mejor de los casos, las muestras deben ser

²⁸ Se recomienda el uso de muestras compuestas a lo largo del día, para el caso de los puntos del circuito diferentes al tanque de almacenamiento, y para las muestras tomadas del tanque, realizar muestras integrales (arrastre de fondo a superficie).

analizadas de manera inmediata, o en el menor tiempo posible²⁹ cuidando preservarlas mediante refrigeración constante a 4 °C.

Con el muestreo propuesto, se espera obtener una visión completa de los eventos diarios en cada época del año alcanzando precisión en los datos y por tanto, disminución en el valor de la varianza, lo que en términos del análisis significa mayor alcance y capacidad de predicción. Esto con el objeto de evidenciar, modelar y predecir las posibles variaciones para tenerlas en cuenta dentro del diseño operativo del sistema, bien sea en el diseño de los reactores propuestos, en el tiempo de retención hidráulica de las lagunas y cuando sea pertinente, en la implementación de un sistema de monitoreo y alarmas de control de condiciones fisicoquímicas y de balance de masas.

3.1.2. Caracterización fisicoquímica: Para la caracterización preliminar, en este ámbito además de determinar los valores físicos y químicos establecidos por la ley (pH, OD, DBO₅, DQO, SST, temperatura –Ver 2.4., página 36–) es necesario describir características de la corriente de agua tales como color, acidez total, alcalinidad, dureza total, conductividad, caudal y contenido de aceites y grasas. Igualmente se deben determinar parámetros fisicoquímicos de interés en un procedimiento de biorremediación como son: el contenido de nutrientes (nitrógeno amoniacal, nitrógeno total, nitritos, nitratos, sulfuros, sulfatos, cloruros, cianuros, fósforo soluble y fosfatos), el potencial de oxidación-reducción de la solución, el contenido (presencia y cantidad) de compuestos orgánicos susceptibles de biodegradación (fenoles, BTEX –bencenos, toluenos, etilenos, xilenos–, HPAs) e identificar la presencia, abundancia y disponibilidad de aceptores de electrones.

Según la legislación colombiana (Ministerio de Desarrollo Económico 2000), las características que deben ser descritas para aguas residuales, se realizan con los métodos estándar de Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water (APHA, AWWA y WPCF, 1995) o mediante otras metodologías comunes, económicas y fáciles de realizar, como las utilizadas para determinar color, acidez total, alcalinidad, dureza total, conductividad, caudal y contenido de aceites y grasas, para lo cual, se han desarrollado aplicaciones (Paneles comerciales de análisis químico) e instrumentos específicos para determinar uno o varios de estos parámetros de manera simultánea. Estos parámetros describen de manera general la calidad del agua (Villegas 1999), por lo cual deben ser incluidos en las caracterizaciones del agua, al menos en la fase experimental.

En cuanto a la determinación del contenido de nutrientes, son varios los protocolos empleados incluso para determinar un mismo compuesto o familia de compuestos. Sin embargo, en la mayoría de los casos se emplean métodos de titulación y colorimétricos (Villegas 1999). Más recientemente, se han evaluado, modificado e implementado novedosos análisis de titulación, de espectrofotometría y de cromatografía, el análisis de titulación en presencia de un campo eléctrico, descrito por Komy (2002) presentó alta resolución, eficiencia temporal y metodológica en la detección de trazas de metales en muestras ambientales; la cromatografía

²⁹ Excepto para las variables que ineludiblemente se toman *in situ*, como son: temperatura, pH, oxígeno disuelto, potencial de oxidación-reducción, salinidad, conductividad, sólidos disueltos totales.

de gases y la técnica de HPLC (del inglés high-performance liquid chromatography) han sido implementadas en varios trabajos para determinar la presencia y concentración de compuestos inorgánicos y orgánicos específicos, dentro de los que se cuentan nitritos, tiosulfatos y compuestos clorados (Bastiaens *et al.* 2000, Hawari *et al.* 2000, Fournier *et al.* 2002, Strunk *et al.* 2002, Sharpless *et al.* 2003); además, son varios los estudios relacionados con el diseño, implementación y monitoreo de sistemas de tratamiento de aguas residuales y tecnologías de biorremediación en los cuales se utilizan análisis de HPLC (Reemtsma *et al.* 1999, Fournier *et al.* 2002, Fujii *et al.* 2003, Sharpless *et al.* 2003, etc.) o cromatografía de gases (Tay & Hemond 1998, El-Bestawy *et al.* 2000, por ejemplo) para determinar el contenido de BTEX e HPAs.

Reemtsma y colaboradores (1999) confrontan los análisis realizados en extracciones sucesivas con el nivel de toxicidad que los efluentes, también sucesivos, tienen sobre celdas de biosensores tipo que contienen *Vibrio fischeri* como bioindicador por luminiscencia y concluyen que las ventajas analíticas que se tienen al utilizar este complejo método son, el alto nivel de resolución que se logra en los análisis parciales, correspondiente a cada una de las cuatro fases y la eficiencia de extracción de compuestos, en términos de concentración y diversidad. La implementación de ésta metodología sería óptima para las caracterizaciones de los efluentes obtenidos de los montajes experimentales, pues evidenciaría la presencia de metabolitos secundarios, que mediante métodos de eficiencia indirectos (tasa de producción de metabolitos como CO₂ y H₂S, por ejemplo), son imposibles de detectar (Weissenfels *et al.* 1990).

El potencial de oxidación-reducción es un indicativo de la concentración y disponibilidad de aceptores de electrones en una solución, este descriptor del agua generalmente es cuantificado con ayuda de un electrodo, que es operado de manera similar a un pH-metro. Hay que tener en cuenta las condiciones a las cuales se mantendrá el sistema, dado que la abundancia de una especie molecular puede no ser aprovechada en un sistema dado, por ejemplo el O₂ en condiciones anóxicas; así, el análisis de disponibilidad de aceptores de electrones debe ser contextualizado de acuerdo con el sistema de tratamiento.

3.1.3. Caracterización microbiológica: El pool de metodologías estandarizadas para realizar caracterizaciones microbiológicas comprende la realización de análisis basados en evidencias directas e indirectas. Dentro de los análisis directos están, por un lado, los procedimientos tradicionales como el conteo directo bajo microscopio óptico empleando colorantes para evidenciar presencia y abundancia de grupos funcionales específicos, la cuantificación del crecimiento de la comunidad microbiana por incremento en la turbidez del medio (método espectrofotométrico), el cultivo generalizado o selectivo, el aislamiento de microorganismos a partir de muestras ambientales (Brock 1978, Holt *et al.* 1986, Ballows 1992), y de otra parte, las técnicas modernas como el conteo directo bajo microscopio de epifluorescencia y los análisis moleculares básicamente los derivados de extracciones de r-ARN (16-S, principalmente) y los de corridos electroferéticos del material genético, conocido como fingerprint, métodos con los que es posible evidenciar las características ecológicas de composición y diversidad de la comunidad microbiana y sus variaciones en el tiempo (Massol-Deyá 1997, Sakano & Kerkhof 1998, Canstein *et al.* 2002).

Por último, las metodologías cimentadas sobre evidencias indirectas, como el seguimiento de la actividad metabólica de la comunidad microbiana a través de su crecimiento, mediante la cuantificación de productos metabólicos finales (CO₂, por ejemplo) o consumo de aceptores de electrones (O₂, por ejemplo); como se mencionaba en el capítulo anterior, algunas veces se emplean marcadores moleculares con el objetivo de relacionar de manera directa la producción de biomasa, compuestos inorgánicos simples o metabolitos secundarios, con el consumo de los sustratos de interés ambiental (Stephen *et al.* 1999, por ejemplo). En este caso particular, la posibilidad de emplear moléculas contaminantes marcadas no es viable, por cuanto intervenir en el proceso de coquización que genera dicha agua residual para marcar los compuestos contaminantes es una tarea de difícil alcance.

3.2. PROTOCOLO EXPERIMENTAL PROPUESTO PARA EL TRATAMIENTO DE AGUA CONTAMINADA DE COQUERÍA DEL CASO EN ESTUDIO

De acuerdo con el análisis de las características fisicoquímicas del agua contaminada de coquería en el capítulo 1 y con las observaciones y los análisis realizados por Caballero & Carrero (1998), el protocolo experimental propuesto para el tratamiento de esta agua residual industrial generada en Belencito (Nobsa, Boyacá Colombia) está compuesto de cinco pasos, los dos primeros basados en procesos físicos, el tercero en procesos biológicos ampliamente utilizados para la oxidación de amonio en tratamientos de aguas residuales (denitrificación–nitrificación) y los dos últimos en metodologías de biorremediación.

El primer el segundo paso buscan la remoción de sólidos en suspensión y de sales amoniacales, respectivamente. Una vez se modifican las condiciones de alcalinidad extrema, el tercer paso se espera oxidar el amonio hasta formas inorgánicas simples y disminuir sus efectos tóxicos. Por último, con las dos metodologías de biorremediación se espera, de manera subsecuente, remover de la solución los compuestos orgánicos que incrementan su DQO y tratar la fase sólida resultante buscando la mineralización de dichos compuestos.

3.2.1. Separación de fases. El agua contaminada de coquería contenida en el tanque de almacenamiento (ver Fig. 6) puede separarse por efecto de la quietud y la diferencia de densidades en tres fases, la fase ligera, la fase clara y la fase pesada (Fig. 7). La fase ligera, compuesta principalmente de HPAs inmiscibles, es susceptible de ser tratada mediante Biorremediación Intensiva Estimulada (BIE) de la forma en que lo describe Castañeda (1997) para el tratamiento de desechos aceitosos de la extracción y manipulación de petróleo (Ver Anexo E); la fase pesada, compuesta por sólidos y materiales densos, es susceptible de ser tratada por un método de biorremediación en fase sólida (Ver capítulo 2, pág.47) o bien por el mismo BIE, aunque para definir el empleo de un tratamiento específico, esta fase debe ser químicamente caracterizada.

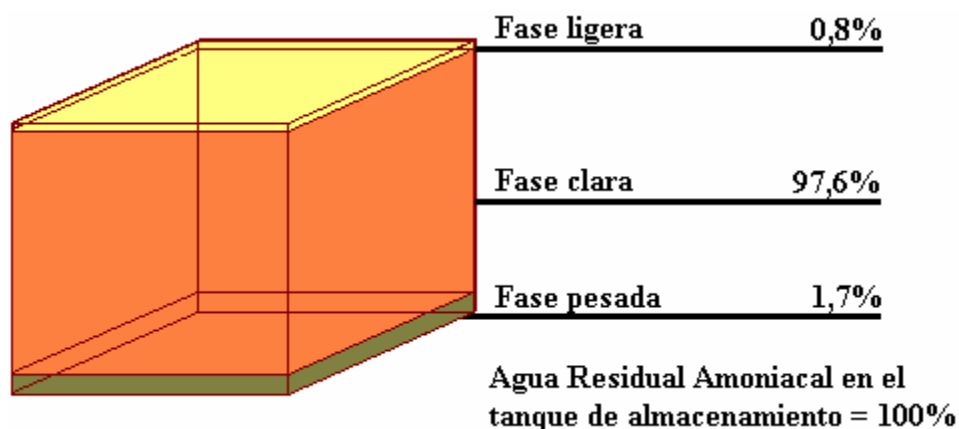


Figura 7. Porcentaje de las fases que constituyen el agua contaminada de coquería de la empresa siderúrgica Acerías Paz del Río en Belencito (Nobsa, Boyacá, Colombia). Modificado de Caballero & Carrero (1998).

Caballero & Carrero (1998) calcularon el volumen de cada fase para el tanque de almacenamiento existente en la zona industrial de Belencito (Nobsa, Boyacá, Colombia) que tiene una capacidad real de 785 m^3 así, fase ligera $6,28 \text{ m}^3$; fase pesada $15,70 \text{ m}^3$ y fase clara (efluente 1 Fig. 8) $763,05 \text{ m}^3$.

3.2.2. Remoción de sales amoniacaes. Posteriormente el efluente líquido resultante de la separación de fases (la fase clara) se trata con la destilación estandarizada por Caballero & Carrero (1997), en la que se adiciona soda cáustica al 10% en para remover el 98% de las sales amoniacaes (Fig. 8).

Teniendo en cuenta los datos de caracterización presentados en la tabla 2, el efluente líquido generado en este segundo paso tendría las siguientes características:

- Una concentración de 163,8 ppm de amonio total, de la cual 61,1 ppm corresponderían a amonio volátil y 102,7 ppm a amonio fijo.
- Bajas concentraciones de compuestos inorgánicos (cloruros, sulfatos y fosfatos) en solución, ya que la precipitación de sales amoniacaes supone la remoción de otros iones diferentes al amonio.
- Valores de pH menores a los iniciales, pero levemente básicos, debido a la presencia del amonio residual.
- DQO sólo un poco menor a la reportada para el afluente inicial (afluente Fig. 8), debido a la volatilización de compuestos orgánicos como fenoles y BTEX.

Aunque la remoción de amonio en un orden de magnitud disminuyen el valor de pH de la solución, la concentración de amonio en el efluente resultante (efluente 2 Fig. 8) tendría valores de amonio y DQO muy superiores a los límites establecidos (1,3 ppm para amonio volátil y 1,0 ppm para amonio fijo, 2000 ppm de DQO), por esto se plantean los paso siguientes.

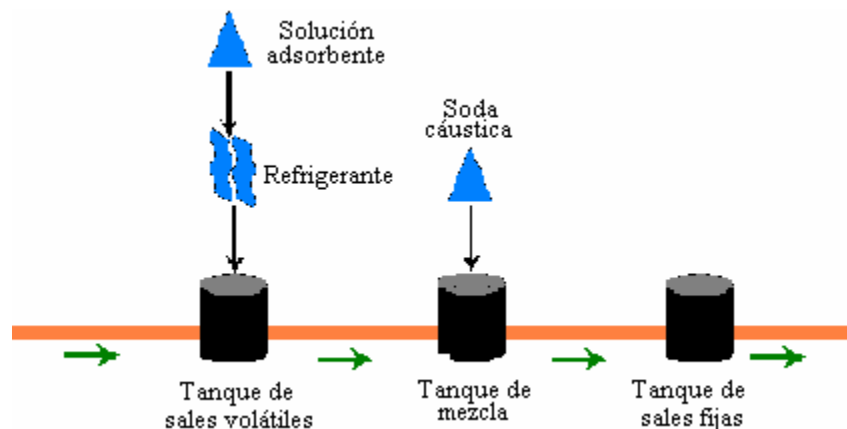


Figura 8. Sistema propuesto por Caballero & Carrero (1998) para la remoción de sales amoniacales del agua contaminada de coquería de la empresa siderúrgica Acerías Paz del Río en Belencito (Nobsa, Boyacá, Colombia). Modificado de Caballero & Carrero (1998).

3.2.3. Remoción de amonio residual. La remoción del amonio residual químicamente será consecuencia de tres reacciones sucesivas, oxidación de amonio (NH_4^+) a nitrito (NO_2^-) y de éste a nitrato (NO_3^-) y reducción de nitrato a nitrógeno molecular (N_2), las cuales pueden tener lugar en un sistema de reactores anóxico—aeróbico que se autoabastece un cierto número de veces³⁰. El afluyente resultante del paso anterior, rico en DQO (valores del orden de 10^4) y NH_4^+ (valores del orden de 10^2) en condiciones anóxicas y debido a la actividad metabólica de microorganismos anaeróbicos perderá DQO en su primer paso por el primer reactor de la serie; allí, el consumo de material orgánico generará un incremento en la concentración de CO_2 , necesario para llevar a cabo la reducción de NO_3^- a N_2 , dado que las bacterias desnitrificantes que catabolizan esta reacción desasimilativa³¹ del nitrógeno demandan CO_2 que es su única fuente posible de carbono. Al reducir la demanda de oxígeno por parte del material orgánico es más factible la ocurrencia de reacciones oxidativas de amonio, catalizadas por bacterias nitrificantes, que se llevarían a cabo en el reactor aerobio, segundo en la serie de reactores (Fig. 9). Este sistema de reactores en serie, propuesto por Rittmann & McCarty (2001) para el tratamiento de aguas domésticas fuertemente contaminadas se prefiere frente a otras alternativas (como el tanque de aspersión o columnas de tratamiento con oxigenación diferencial) dada la alta concentración de amonio del agua contaminada de coquería, aún después de la remoción de sales amoniacales.

El efluente resultante de este tercer paso de depuración tendrá bajas concentraciones de amonio y altos valores de DQO (del orden de 10^3 y 10^2 ppm).

³⁰ A determinar de acuerdo con la eficiencia de remoción en cada paso, tras una etapa experimental, ya que depende de la microflora activa, de las variaciones fisicoquímicas del agua en tratamiento y del efecto de estas en la actividad de la primera.

³¹ Desasimilativo quiere decir que las bacterias no utilizan el nitrógeno como nutriente sino como fuente de energía, por lo cual el compuesto resultante (en este caso N_2) queda libre y no constituye nueva biomasa.

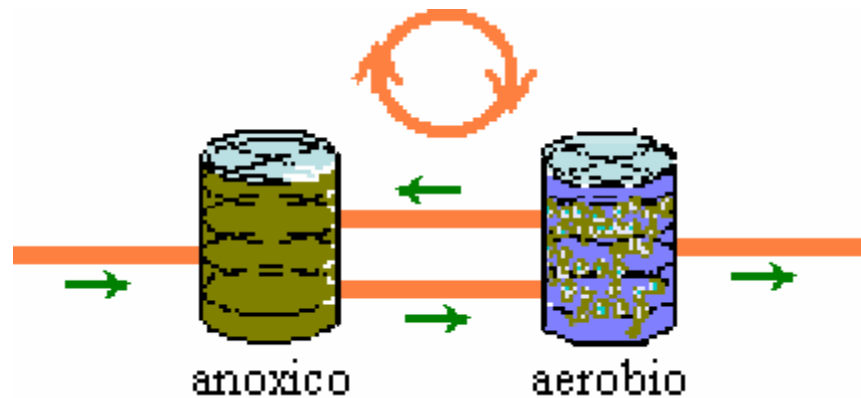


Figura 9. Sistema de remoción de amonio residual propuesto por Rittmann & McCarty (2001) para el tratamiento de aguas domésticas fuertemente contaminadas. Modificado de Rittmann & McCarty (2001)

3.2.4. Bioacumulación de compuestos recalcitrantes (fitorremediación). La bioacumulación es un proceso natural que puede ser direccionado para eliminar compuestos recalcitrantes o metales pesados de un medio específico (Bonetto & López [On line] 2002, Salt *et al.* 1998 y Li *et al.* 2000), en este caso el agua. Aunque la remoción de compuestos orgánicos alifáticos, BTEX e HPA's también puede llevarse a cabo con el uso de materiales altamente sorbentes, como el carbón activado, surge la pregunta ¿qué hacer con este material cargado de materiales recalcitrantes?, por eso, esta propuesta sugiere manipular una planta con comprobada eficiencia de bioacumulación para procesar dicho material y procurar la mineralización de los compuestos responsables de la DQO en la solución. La planta sugerida para llevar a cabo la bioacumulación es el buchón (*Eichornia crassipes*) (Pérez *et al.* [On line] 2002 y García & Molinet [On line] 2000) que según Pedraza (1994) alcanza remociones de DQO del 99% en 27 días para afluentes con valores de DQO del orden de 10^4 ppm.

El crecimiento del buchón demanda la adecuación de lagunas de poca profundidad y una mediana a gran área superficial dependiendo del caudal del afluente y del tiempo de retención hidráulica, el cual debe ser definido teniendo en cuenta la tasa de crecimiento de las plantas que está determinada por factores intrínsecos de la especie y por las condiciones del agua y del clima local. Con base en los experimentos realizados por Pedraza (1994), la dimensión propuesta de las piscinas experimentales es de 1m^3 (0.15 m de profundidad x 2 de lado A x 1 m de lado B, ver figura 8) y la densidad de siembra de la planta 700 g/m^2 , que según García & Molinet ([On line] 2000) es la densidad de siembra óptima para el crecimiento del buchón bajo condiciones ambientales de La Habana (Cuba), el mantenimiento de este montaje requiere comenzar la cosecha de la planta 72 horas después del inicio; los tiempos de residencia experimentales propuestos son 7, 14 y 27 días.

Debido a la diferencia en las condiciones climáticas entre la habana (Cuba) y Belencito (Nobsa, Boyacá Colombia) se puede predecir que el inicio de la cosecha debe iniciarse en un lapso mayor, aunque bien puede adecuarse un ambiente de invernadero en torno a las lagunas de bioacumulación (Fig. 10), para aislar el agua de las influencias del clima local lo largo del

año, aumentar y mantener la temperatura ambiental y por ende propiciar un incremento en la tasa metabólica de la planta.

Aunque el agua contaminada de coquería de la planta de Belencito presenta temperaturas que oscilan entre los 28 y los 38 °C en el tanque de almacenamiento, su temperatura puede disminuir por disipación debido a su tránsito por los tres pasos anteriores, con lo cual se favorecerá el crecimiento del buchón y por tanto el proceso de inmovilización de contaminantes por fitoacumulación.

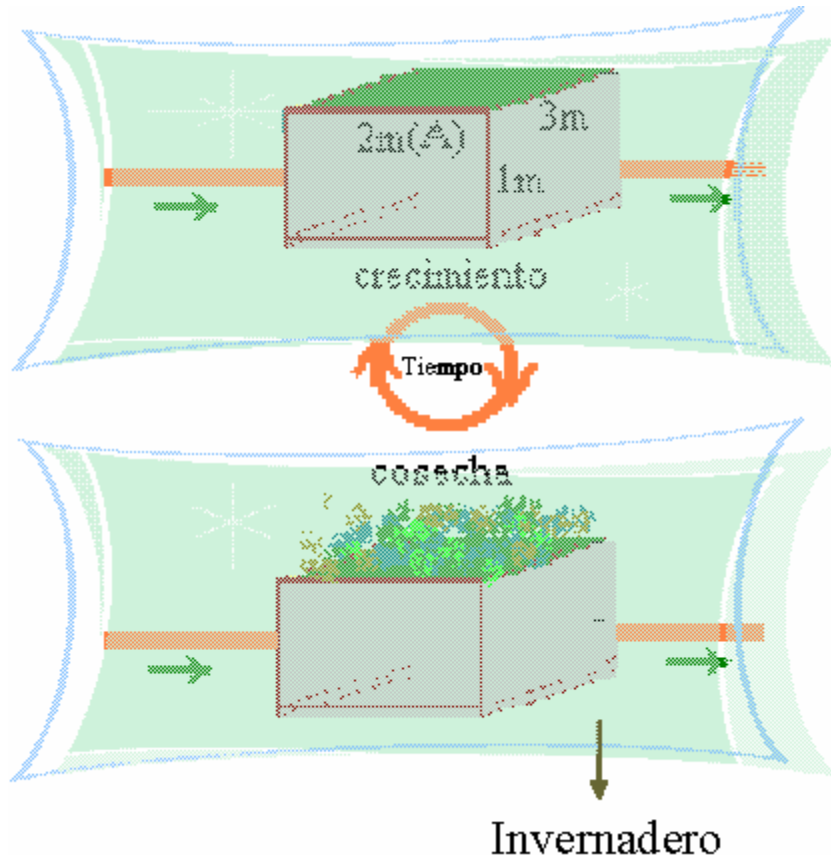


Figura 10. Subsistema de bioacumulación propuesto.

3.2.5. Biodegradación. El material vegetal contaminado puede ser tratado mediante una técnica mejorada de biorremediación en fase sólida, como la descrita por Castañeda (1997, ver Anexo E) para el tratamiento de desechos aceitosos de la extracción y manipulación de petróleo. Para el caso en estudio se sugiere mezclar el material vegetal con la fase pesada y la fase ligera obtenidas en el primer paso del protocolo y/o con suelo, luego se debe homogenizar la mezcla y poner en marcha el sistema de biodegradación; la eficiencia del compostaje ha sido comprobada en el procesamiento de desechos de fabricación de coque (Farache [On Line] 2000) y la bioacumulación y posterior biodegradación de compuestos orgánicos complejos también (Rodríguez et al. 2001).

Las dimensiones (cantidades de material vegetal y suelo) de este subsistema del tratamiento serán consecuentes con el anterior y los tiempos de residencia propuestos para la fase experimental son 22, 45 y 90 días, lapsos propuestos con base en los hallazgos de Rodríguez y colaboradores (2001);

Las condiciones de tratamiento de los pasos de bioacumulación (3.2.4) y biodegradación (3.2.5) estarán sujetas a modificaciones, de acuerdo con los datos y análisis obtenidos tras el monitoreo en la fase de experimentación.

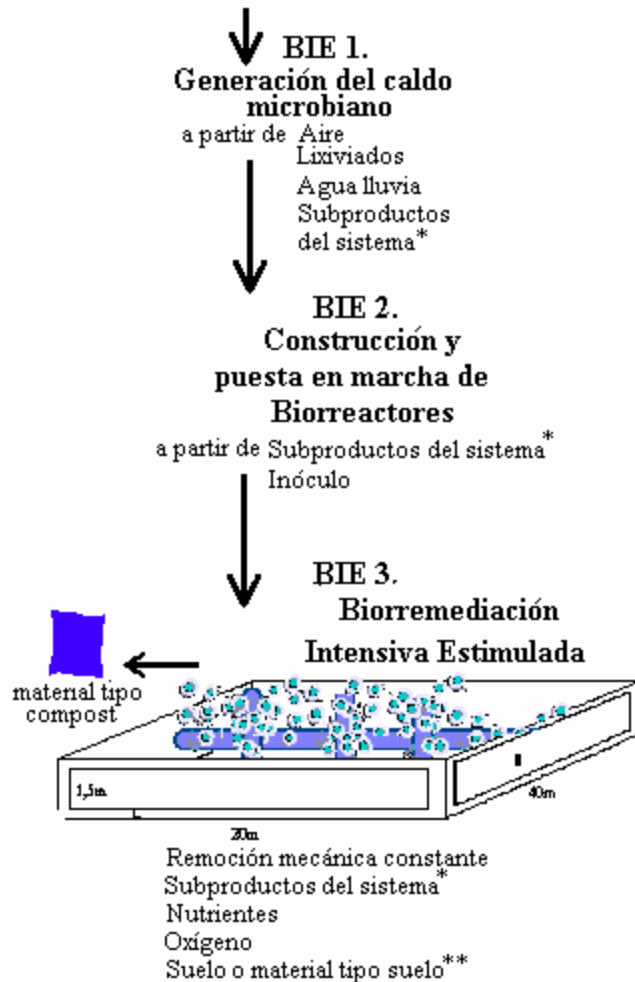


Figura 11. Subsistema de biodegradación propuesto. Modificado del BIE propuesto por Castañeda 2000, de acuerdo a los requerimientos del estudio de caso.

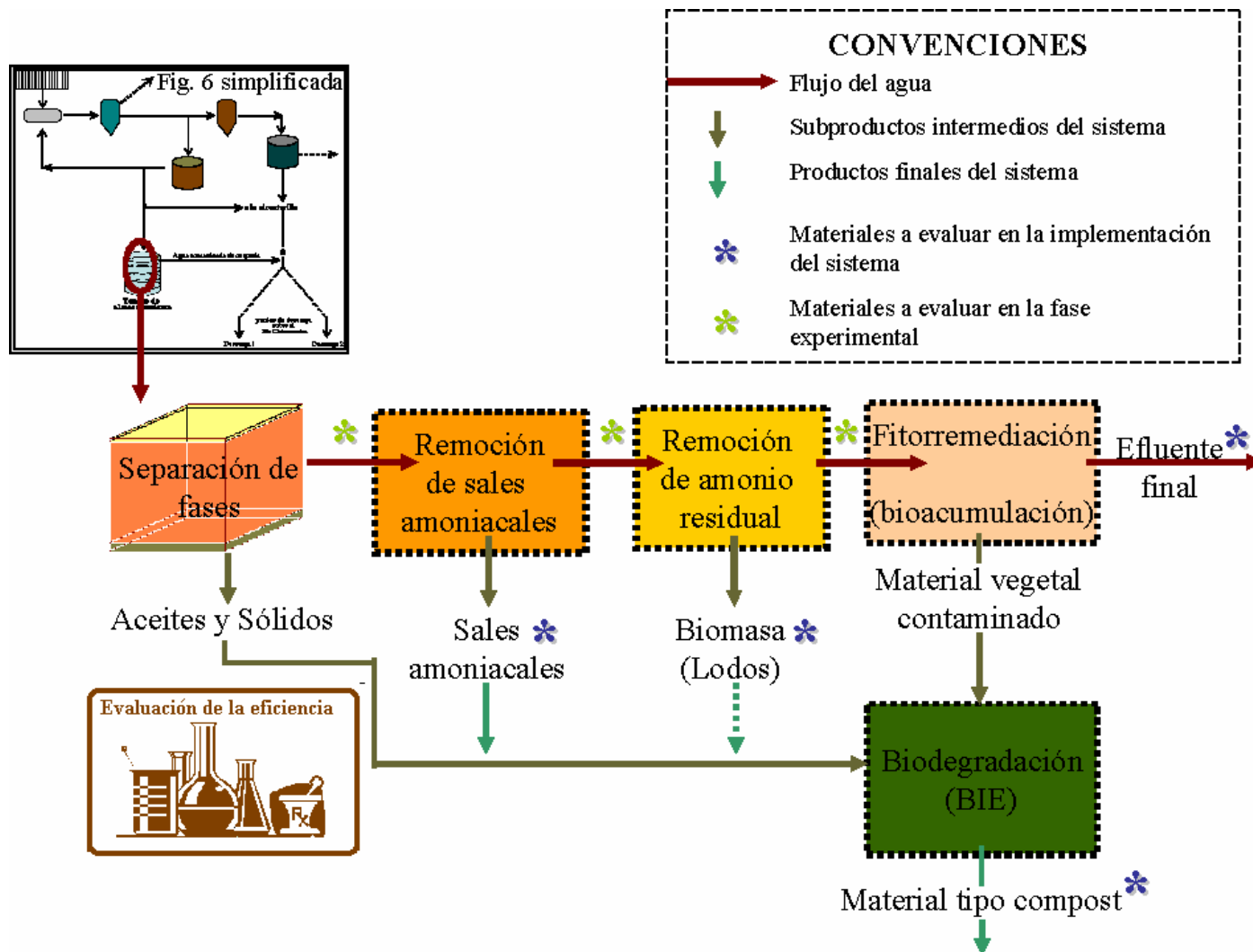


Figura 12. Representación del protocolo experimental planteado para la depuración del agua contaminada de coquería en el sector industrial de empresa siderúrgica Acerías Paz del Río en Belencito (Nobsa, Boyacá, Colombia). Tiene inicio en el tanque de almacenamiento de agua contaminada de coquería (Fig. 6 simplificada). Cada uno de los subsistemas se representa en figuras independientes, de la 7 a la 11.

En la figura 12 el recuadro de evaluación de la eficiencia del proceso indica la necesidad de caracterizar fisicoquímica y microbiológicamente el efluente final y los subproductos generados.

3.2.6. Evaluación de la eficiencia del sistema. La eficiencia del sistema debe ser monitoreada constantemente, al menos en su fase de experimentación para realizar los ajustes pertinentes. Para cada uno de los cuatro efluentes líquidos generados en el protocolo experimental propuesto se propone realizar la caracterización tipo definida anteriormente. Así mismo, para todos los otros subproductos (fase ligera, fase pesada, sales amoniacaes, biomasa generada en cada uno de los reactores, material vegetal contaminado y material tipo compost resultante del BIE) se sugiere una caracterización fisicoquímica que discrimine y cuantifique compuestos orgánicos complejos como fenoles, BTEX e HPAs mediante HPLC o cromatografía de gases. Estas caracterizaciones tienen una auténtica importancia cuando se considera el paso siguiente, manejo y disposición de productos finales.

3.2.7. Manejo y disposición de los productos finales. Se espera que el efluente del subsistema de bioacumulación tenga las características deseadas (concentración de amonio, DQO y pH menores o iguales a los valores máximos permitidos para vertimientos industriales) y pueda ser reutilizada en el proceso de fabricación de coque y/o en el funcionamiento de otras plantas del área industrial de la empresa siderúrgica Acerías Paz del Río en Belencito (Nobsa, Boyacá, Colombia), o bien, pueda ser vertida al río Chicamocha.

Las sales amoniacaes son un producto valorizable de interés agronómico (Macchi 1996 y Caballero & Carrero 1998), de acuerdo con su pureza pueden ser vendidas y/o utilizadas en planes de reforestación post-minería en otros predios de la empresa y sectores del departamento de Boyacá, lugares en los cuales también puede utilizarse el compost resultante del último subsistema enriquecido con la biomasa (lodos) generada en el subsistema de reactores o introducirse en el mercado nacional de desechos sólidos (BORSI 2001³²), siempre y cuando estos materiales tengan carácter inocuo, de no ser completamente seguros pueden emplearse como material de relleno en minas abandonadas.

3.3. REQUERIMIENTOS PARA LA EVALUACIÓN E IMPLEMENTACIÓN DEL PROTOCOLO PROPUESTO.

En el desarrollo de la fase de experimentación, el protocolo propuesto sugiere una serie de requerimientos, que corresponden a:

- La infraestructura básica para llevar a cabo el monitoreo de las eficiencias parciales de cada paso en la depuración, como son: equipos para determinar los parámetros

³² La Bolsa Nacional de Residuos y Subproductos Industriales de Colombia en su revista (BORSI, 1 (2): 13-19) reporta la oferta lodos provenientes de tratamientos de aguas residuales pasados por prensa en 20 a 70 ton/ mes.

fisicoquímicos mencionados en el numeral 3.1.2. (pH, temperatura, conductividad, OD, DBO₅, DQO y SST, principalmente), equipos y reactivos para conservar las muestras desde el momento de su toma hasta el momento de su procesamiento. la disponibilidad y/o acceso a laboratorios microbiológicos³³ y químicos que cuenten con equipos ópticos (microscopios y estereomicroscopios, principalmente) y de análisis químico (espectrofotómetro, cromatógrafo de gases, columna de HPLC, etc.) y con los respectivos necesarios para realizar los ensayos correspondientes.

- La construcción de tanques de separación de fases, de reactores y de piscinas de bioacumulación.
- De manera opcional, la identificación y aumentación de microorganismos capaces de degradar los compuestos orgánicos complejos y de oxidar el amonio (tanto grupos nitrificantes como denitrificantes), a partir de la caracterización microbiológica del agua contaminada de coquería en varios puntos sobre el sistema de alcantarillado en la zona industrial de Belencito.

En la fase de implementación se requiere:

- La construcción de los subsistemas de tratamiento validados en la fase de experimentación.
- La restauración del sistema colector de aguas residuales, diferenciándolo del sistema de alcantarillado de otras dependencias y plantas de la zona industrial de Belencito, creando derivaciones para nutrir el sistema de tratamiento de aguas contaminadas de coquería y adecuando sectores para coleccionar el efluente de dicho tratamiento para recircularlo en la zona industrial, o bien, para verterlo al río Chicamocha.

3.4. ANÁLISIS DEL DISEÑO Y LA VIABILIDAD DEL PROTOCOLO PROPUESTO

En el proceso de diseño del protocolo experimental propuesto se consideraron una serie de alternativas de tratamiento, que pueden tenerse en cuenta como variantes de cada uno de los subsistemas de dicho protocolo, como se describirá posteriormente. Una de las alternativas es dar inicio al sistema de tratamiento en un punto diferente al tanque de almacenamiento, en algún punto sobre el sistema de alcantarillado que conduce el agua contaminada de coquería hasta el río Chicamocha, pero la relación entre el punto de partida con la disminución en la concentración de solutos y el incremento en los valores de caudal implicarían un aumento en el diseño tanto de reactores como de tanques y lagunas de tratamiento en términos de sus dimensiones y/o de la duración del tiempo de retención hidráulica.

Por otro lado, ya que la separación de fases y la extracción de amonio (pasos 1 y 2) han sido evaluados a nivel experimental por Caballero & Carrero (1998) y el paso de remoción de amonio ha sido empleado en diferentes tratamientos de aguas residuales industriales (Levin &

³³ El uso de técnicas moleculares para identificación de microorganismos o determinación de la estructura de la comunidad microbiana es dispensable en una fase experimental que tiene como objeto evaluar la eficiencia total de depuración de aguas amoniacaes del sistema de tratamiento propuesto.

Gealt 1997, Sayles & Suidan 1997), el análisis de viabilidad hará referencia a la pertinencia de experimentar los pasos de bioacumulación y biodegradación en el sistema de tratamiento de aguas contaminadas de coquería para el caso en estudio.

3.4.1. Variantes al protocolo propuesto. Además de remover los sólidos suspendidos por efecto de densidades sobre la fase clara, en como paso siguiente puede implementarse un proceso de floculación a escala experimental. La floculación metodología de clarificación de aguas residuales por floculación se basa en la potencialidad de adhesión de partículas en solución por atracción de cargas eléctricas, esto permite aislar los sólidos suspendidos. Se logra por la adición de sustancias floculantes como sulfato de aluminio de alta pureza (Skoog & Leary 1992). Sin embargo, es importante evaluar los efectos de éste método en los pasos de depuración subsecuentes.

La extracción de amoniaco del agua contaminada de coquería se puede lograr también mediante la precipitación de sales amoniacaes al mezclar aguas amoniacaes con otras de diferentes valores de pH (Macchi 1996), este segundo método de extracción ha sido probado de manera informal a escala experimental y con fines puramente demostrativos en la planta de coquización en Belencito por el Ing. Roberto Rodríguez (*com. pers.*). Se recomienda realizar un estudio experimental para contrastar su eficiencia y viabilidad frente al método fisicoquímico antes mencionado.

Puede obviarse el tercer paso, oxidación de amonio residual, para tratar el efluente 2 directamente en las piscinas experimentales de bioacumulación. Para lo cual se recomienda, montar experimentos paralelos de bioacumulación alimentados por efluente 2 y efluente 3.

Finalmente, el BIE puede desarrollarse de manera independiente para tratar la fase ligera, la fase pesada y el material vegetal en camas individuales para contrastar la eficiencia de este proceso sobre cada uno de los materiales sólidos y sobre la mezcla de los mismos.

3.4.2. Viabilidad de las metodologías de biorremediación propuestas. Respecto de la bioacumulación, teniendo en cuenta que el valor de caudal registrado para el tanque de almacenamiento es de 0,9 L/s (tabla 2) a diario se estaría manejando un volumen total de agua de 77,8m³. Asumiendo que a nivel experimental se logren buenos porcentajes de remoción de DQO³⁴ en un tiempo de retención no mayor a 14 días, a escala industrial se manejaría un volumen de total 1.889,9 m³ que requiriere de una piscina de acumulación de 1m de profundidad X 33 m de lado A y 33 m de lado B.

Respecto del proceso de biodegradación, el área requerida dependerá del volumen de material vegetal generado en el proceso de bioacumulación, para llevar a escala industrial el BIE se requiere un área similar a la del paso de bioacumulación, pues la remoción mecánica y la constante aireación requieren áreas superficiales extensas y poca profundidad.

³⁴ Es decir, que la DQO en el efluente 4 (Fig. 8) sea igual o inferior a 1000 ppm.

El área total requerida para la implementación de los pasos 4 y 5 del protocolo de tratamiento de agua contaminada de coquería planteado en esta monografía está disponible dentro del sector industrial de la empresa Acerías paz del Río en Belencito (Nobsa, Boyacá Colombia).

3.4.3. Clave dicotómica. Con la construcción de la clave dicotómica que se presenta a continuación, se pretende acompañar y guiar la búsqueda del sistema de tratamiento óptimo según los resultados de la experimentación de cada subsistema del protocolo descrito en este capítulo. Esta puede ser utilizada tanto en el caso de que la fase experimental de validación de los subsistemas y sus variantes se desarrolle en serie (uno tras de otro) o en paralelo (de manera simultánea).

En la clave sólo se contempla el flujo del agua, por eso, su estructura refleja que son tres los pasos fundamentales para lograr una depuración total del agua contaminada de coquería³⁵.

1.	La remoción de amoníaco ³⁶ logra un primer efluente con valores cercanos a los establecidos por la legislación colombiana para vertimientos industriales.....	2
1'	La remoción de amoníaco ³⁶ NO logra un primer efluente con valores cercanos a los establecidos por la legislación colombiana para vertimientos industriales.....	
	<i>Búsqueda de una nueva metodología más eficiente</i>	
2.	Degradación de compuestos orgánicos complejos en el subsistema de reactores en serie.....	3.
2'.	Remoción de compuestos orgánicos complejos ³⁷	
	<i>Biodegradación de compuestos en el nuevo material contaminado</i>	
3.	Los valores de DQO reportada son iguales o inferiores a los establecidos por la legislación colombiana para vertimientos industriales	
	Fin	
3'	Los valores de DQO reportada son superiores a los establecidos por la legislación colombiana para vertimientos industriales	4.
4.	Volver a 2', si por segunda vez	4'
4'.	Evaluar nuevas alternativas de tratamiento	
	<i>Nuevo inicio</i>	

³⁵ Como se describió anteriormente: remoción de amoníaco, remoción de compuestos orgánicos complejos y degradación de los mismos, hasta alcanzar valores iguales o inferiores a los límites permitidos por la legislación Colombiana. Es posible que este tercer paso se logre parcialmente de manera indirecta con la remoción del amoníaco residual en el subsistema de reactores.

³⁶ Tanto el subsistema químico basado en la destilación sucesiva del agua amoniacal, propuesto por Caballero & Carrero (1998) como el circuito de los sistemas biológicos de desnitrificación – nitrificación sucesivas basados en la acción de consorcios microbianos nativos y/o foráneos.

³⁷ Sea mediante la metodología propuesta en este escrito (fitoacumulación) o mediante técnicas como rizofiltración, microfiltrado con polímeros especialmente diseñados para tal fin o con agentes altamente adsorbentes como carbón activado o similares.

3.4. MONITOREO DE LOS SISTEMAS DE TRATAMIENTO

Los criterios a tener en cuenta para establecer la confiabilidad de un método de análisis son su resolución (respecto de los valores de detección requeridos establecidos por la ley imperante en un área definida) y precisión (capacidad para discriminar la sustancia o parámetro de interés en condiciones ambientales), por lo que la elección de un método analítico debe ser consecuente con los objetivos que se persiguen al realizar un análisis dado (Ministerio de Desarrollo Económico 2000).

Con este marco de referencia, la “caracterización tipo” sugerida para el monitoreo de efluentes líquidos generados en los montajes experimentales, está compuesta por:

- a. **Ámbito fisicoquímico:** la determinación de pH, OD, DBO₅, DQO, SST, temperatura, el potencial de oxido-reducción de la solución, el contenido de nitrógeno amoniacal, nitritos, nitratos, sulfuros, sulfatos, cloruros, cianuros, fósforo soluble, fosfatos empleando métodos colorimétricos y de los HPAs y BTEX registrados en la caracterización preliminar, por lo que se podría tener en cuenta la sugerencia de Lamotte y colaboradores (2002), quienes evaluaron la detección espectrofotométrica de BTX en soluciones acuosas y en aire, frente a otras metodologías más complejas y costosas y la proponen para ser utilizada dentro de un programa de monitoreo de contaminación en campo. El material sorbente utilizado en esta metodología propuesta es el PDMS (polidimetilsiloxano). El montaje y mantenimiento de este test para la detección de límites mínimos ha demostrado ser una alternativa fácil y simple de operar y suficientemente sensible para monitorear la contaminación tanto de aire como de agua en lugares afectados por actividades industriales.
- b. **Ámbito microbiológico:** se sugieren métodos directos de conteo directo por preparación en fresco y análisis bajo microscopio óptico empleando colorantes para evidenciar presencia y abundancia de grupos específicos; además, se sugiere realizar análisis genéticos de grupos funcionales específicos previa digestión de muestras ambientales (fingerprint o corridos electroforéticos). El método indirecto sugerido es la cuantificación de la producción de CO₂ en subsistemas aeróbicos, compatibles con esta metodología, y la cuantificación de N₂ y N₂O como evidencia de denitrificación, es decir, en subsistemas anaerobios.

Puntualmente, para el monitoreo del sistema de tratamiento sugerido (Ver 3.2, pág. 60 y siguientes) se plantea realizar un protocolo de bioindicación análogo al propuesto por Riss y colaboradores (2002) para la contaminación orgánica en cuerpos lóticos dulceacuícolas en la sabana de Bogotá, basado en macro bentos. Esta metodología empieza con la selección de un número de variables fisicoquímicas a partir de las cuales se realiza una escala (en términos de un índice de calidad fisicoquímica del agua) de niveles de contaminación que se contrasta con la presencia – ausencia de familias de macro bentos en los puntos de muestreo. Siguiendo la secuencia de pasos empleada por Riss y colaboradores (2002), se podría construir un sistema cuyo índice de calidad del agua resultase de la integración (promedio) de los valores fisicoquímicos que describan integralmente la calidad del agua y cuyos indicadores biológicos

sean especies o géneros de microorganismos, para lo cual dicha metodología podría integrarse con la propuesta por Farré & Barceló (2001) y Georgiou y colaboradores (2002), quienes sugieren diseñar celdas de bioindicación de acuerdo con las necesidades específicas, mediante la investigación en torno de especies y/o cepas nativas o la implementación de entidades biológicas de características ampliamente reconocidas, tales como *Pseudomonas putida*, en el caso de capacidad de biodegradación de compuestos orgánicos complejos y algunas especies del género *Vibrio*, en cuanto a la capacidad de tolerar altas concentraciones de metales pesados en el medio.

Aún cuando una afirmación de cuáles son las características fisicoquímicas que mejor describen el nivel de contaminación del agua en un caso particular debe hacerse tras la implementación de herramientas estadísticas y probabilísticas (como análisis multivariados, de componentes principales, etc.), a partir de los datos obtenidos tanto en la fase preliminar como en la fase experimental, *a priori* y con base en el conocimiento del área en que se implementaría dicho sistema de tratamiento y de los requerimientos ambientales de los microorganismos con capacidad de biodegradación, se puede considerar que parámetros como pH, OD, DBO, DQO, temperatura y contenido de compuestos inorgánicos nitrogenados y clorados, deberán ser tenidos en cuenta en la obtención del índice de calidad fisicoquímica.

El uso de celdas de bioindicación microbiológica supone el requerimiento ineludible de emplear microorganismos cultivables, por lo se sugiere el empleo de cepas de capacidad de biodegradación conocida que tengan cercanía filogenética y/o compartan características metabólicas con el(os) grupo(s) funcional(es) de microorganismos presentes en el agua contaminada de coquería (información obtenida tras la caracterización microbiológica del circuito de este tipo de agua) y en cada uno de los subsistemas en experimentación (información obtenida mediante el monitoreo de la fase experimental). De igual forma, para el monitoreo del efluente final se sugiere, el empleo de una celda de bioindicación con un microorganismo diagnóstico de aguas de calidad aceptable o mediante el uso de celdas sensibles diseñadas a partir de sedimentos o material en suspensión presente en ambientes con buena calidad de agua, de manera análoga al procedimiento ejecutado por Georgiou y colaboradores (2002), en su estudio de biosensores para el seguimiento de la actividad de una planta de lodos activados, quienes realizaron aislamientos y cultivos puros de los lodos generados en el sistema de tratamiento de aguas residuales a monitorear.

La afinación de la metodología de monitoreo propuesta, redundará en la eficiencia temporal, espacial, operativa³⁸ y económica del monitoreo del sistema de tratamiento de aguas contaminadas de coquería elegido, ya que la reducción en el número de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos a tener en cuenta disminuye el número de análisis, equipos, reactivos y metodologías requerido para asegurar su eficiencia.

³⁸ De acuerdo con la predicción de miniaturización en tiempo y espacio de los test de toxicidad de Remstram *et al.* (1999) y su consecuente beneficio mecánico.

CONCLUSIONES

- Son tres los tipos de efluentes líquidos generados por la fabricación de coque desarrollada por la empresa siderúrgica Acerías Paz del Río en el departamento de Boyacá (Colombia): Lixiviados, Aguas residuales de lavado y aguas contaminadas de coquería.
- Aunque varios escritos anteriores a esta revisión denominan aguas amoniacaes a las generadas en el proceso industrial de coquización, de acuerdo con el contenido de solutos tóxicos y persistentes que tiene dicha descarga líquida, en este trabajo se les denomina “*aguas contaminadas de coquería*”.
- Teniendo en cuenta que la homogeneidad temporal en las condiciones fisicoquímicas del agua se plantea como una característica necesaria para que un proceso de biorremediación dado sea eficiente y competitivo como opción para el tratamiento de aguas residuales industriales, el agua contaminada de coquería es la única descarga líquida susceptible de ser tratada con un protocolo de biorremediación, en las condiciones actuales de operación e infraestructura de la siderúrgica Acerías Paz del Río.
- En el agua contaminada de coquería, los compuestos que se encuentran en concentraciones elevadas son, amoníaco, cloruros, sales (mensurables en términos de conductividad), fenoles y otros compuestos orgánicos complejos como HPAs y BTEX.
- Las características físicas que se alteran de manera significativa son la temperatura, el pH y en menor medida la DQO, todas ellas alcanzan valores superiores a los reportados para el río Chicamocha antes de pasar por la planta de la siderúrgica.
- A pesar de la complejidad de la situación de contaminación descrita, la información generada tras la realización de experimentos y estudios de caso a escala de laboratorio y escala real, proveen datos suficientes para afirmar que algunos grupos de microorganismos (cultivables y no cultivables) nativos y/o foráneos así como algunas tecnologías de biorremediación pueden depurar de manera eficiente este tipo de agua residual industrial.
- Para el planteamiento de opciones experimentales de biorremediación como herramienta en el tratamiento de aguas residuales generadas por la fabricación de coque de hulla es imprescindible el conocimiento de los valores que alcanzan

parámetros como la DQO y la DBO, la presencia y cantidad de fenoles, BTEX e HPAs, la concentración de amonio en solución (específicamente para el agua contaminada de coquería), la presencia de microorganismos en el agua residual y las condiciones del medio físico en que se implementaría dicho sistema de tratamiento.

- Finalmente, se concluye que los experimentos preliminares relevantes para plantear el uso de tecnologías de biorremediación en un estudio de contaminación dado son, básicamente, pruebas de biodegradabilidad y antagonismo de las poblaciones bacterianas seleccionadas (nativas o foráneas) y pruebas que evalúen el efecto que sobre la biodegradabilidad tienen variaciones en el pH, la temperatura, la disponibilidad de oxígeno, y el contenido diferencial de nutrientes (concentraciones mínimas y de saturación de amonio, nitratos, nitritos, fosfatos y cloruros, principalmente).

RECOMENDACIONES

- Se recomienda caracterizar los parámetros fisicoquímicos relevantes de las aguas residuales generadas en la extracción y manejo de la hulla (lixiviados y aguas de lavado) y, con base en ello, plantear protocolos específicos de tratamiento para estos tipos de aguas residuales, como se describe en la primera parte del capítulo 3.
- Es necesario realizar caracterizaciones microbiológicas preliminares a la fase de experimentación ya que sus resultados proporcionan una orientación al planteamiento de experimentos puntuales como pruebas de biodegradabilidad, efecto de factores fisicoquímicos sobre el desarrollo de poblaciones y/o consorcios microbianos, determinación de los parámetros cinéticos de cepas específicas o ensayos de antagonismo.
- Se considera pertinente realizar el estudio del sistema hidrodinámico involucrado en la fabricación de coque de hulla, con miras a determinar los procedimientos o medidas requeridas para disminuir el volumen de agua consumido y por tanto, el volumen de agua contaminado.
- Para contextualizar aún más las metodologías de tratamiento propuestas, se recomienda realizar estudios económicos y espaciales detallados de factibilidad y sostenibilidad del protocolo a evaluar o del sistema de tratamiento diseñado luego de la fase de experimentación.
- Además de las recomendaciones presentadas, el análisis de viabilidad de las metodologías de biorremediación propuestas proporciona recomendaciones puntuales sobre el desarrollo de ensayos experimentales que puedan generarse a partir de la información compilada y generada en esta monografía.

BIBLIOGRAFÍA

Acerías Paz del Río. 1996. Caracterización del agua amoniacal. Informe técnico, Laboratorio de Análisis de Aguas. Belencito. p 1.

Acerías Paz del Río. 2002. Caracterización del Río Chicamocha antes y después de la planta. Vertimientos industriales Belencito, Laboratorio de Análisis de Aguas. Belencito. p 1 y 2.

Acerías Paz del Río. 2003. Caracterización del Río Chicamocha antes y después de la planta. Vertimientos industriales Belencito, Laboratorio de Análisis de Aguas. Belencito. p 1 y 2.

Alexander, M. 1999. Biodegradation and bioremediation. Second edition. Academic Press. London. p. 11–15, 287.

Arboleda, C. 1987. Carbón. En: Villegas, B. 1987. Recursos minerales de Colombia: Minerales preciosos, rocas y minerales no metálicos, recursos energéticos. Tomo II. Segunda Edición. Publicaciones Geológicas Especiales del INGEOMINAS. Bogotá D. C. p. 1028 – 1039.

Arroyo, M. 1998. Inmovilización de enzimas, fundamentos, métodos y aplicaciones. *Ars Pharmaceutica*, 39 (2): 23–29.

Atlas, R. M. 1997. Bioestimulación para mejorar la Biorrecuperación Microbiana. p. 21–33. En: Levin, M. & M. Gealt Eds. 1997. Biotratamiento de residuos tóxicos y peligrosos. Primera edición en español. McGraw–Hill Interamericana de España. Madrid.

Azcón, C. & J. M. Barea. 2001. Uso de micorrizas para la deroxificación de metales pesados en suelos. En: Memorias del III Congreso Internacional de Microbiología ambiental. 28-34.

Bollag, W. & J–M Bollag. 1992. Biodegradation. En: Academic Press. 1992. Encyclopedia of Microbiology. Vol. 1. Academic Press Inc. p.269–276.

Bogan, B. W., L. M. Lahner, V. Trbovic, A. M. Szajkovic & J. R. Paterek. 2001. Effects of Alkylphosphates and Nitrous Oxide on Microbial Degradation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. *App. and Environm. Microbiology* 67 (5): 2139-2144.

Bock, E., H.-P. Koops, B. Ahlers & H. Harms. 1992. Oxidation of inorganic nitrogen compounds as energy source, p.414–430. In A. Balows, H. G. Trüper, M. Dworkin, W. Harder, and K.-H. Schleifer (ed.), *The prokaryotes*, 2nd ed. Springer-Verlag, New York, N.Y.

BORSI. 2001. Revista de la Bolsa Nacional de Residuos y Subproductos Industriales de Colombia 1 (2): 13–19

Bravo, C. E & V. H. Jiménez. 1982. La Explotación del carbón en la región de Samacá, Boyacá. Trabajo de grado para optar al título de Economista. Universidad Nacional De Colombia, Facultad de Ciencias Económicas. Santafé de Bogotá. p. 27 – 34.

Brock, T. D., M. T. Madigan, J. M. Martinko & J. Parker. 1994. Biología de los microorganismos. 7^{ma} edición. Prentice–Hall, Englewood Cliffs, N. J.

Caballero, M. R. & M. P. Carrero. 1998. Eliminación del amoniaco del agua amoniacal de la coquería de en Acerías Paz del Río. Trabajo de grado para optar al título de Ingeniero Químico, Facultad de Ingeniería Química, Universidad de América. Santafé de Bogotá, D.C.

Castañeda A. S. 1997. Biorremediación de trazas de aceite en cortes de perforación. Memos de Investigación del CIFI No. 357. Departamento de Ingeniería Civil, Facultad de Ingeniería. Universidad de los Andes. Bogotá.

Corporación Autónoma Regional de Boyacá “CORPOBOYACA”. 2003. Informe Ejecutivo de Calidad Hídrica e Implementación Tasas Retributivas por Vertimientos Hídricos Puntuales, Cuenca río Chicamocha. Tunja. p. 13 – 46, 104-120.

Corporación Autónoma Regional De Boyacá “CORPOBOYACA” & Grupo de investigación en Modelación y gestión Ambiental (GAIA). 1999. Informe final del estado de la calidad del recurso hídrico superficial en la cuenca alta del Río Chicamocha. Vol. I: Diagnóstico general de la calidad del agua en la cuenca alta del Río Chicamocha. Universidad de Antioquia, Facultad de Ingeniería, Centro de Investigaciones Ambientales y de Ingeniería. Medellín. p. 40–57.

Departamento Administrativo del Medio Ambiente (DAMA). 1997. Resolución 1074 del 28 de octubre de 1997, por la cual se estipulan los valores máximos permisibles para el vertimiento de desechos líquidos de origen industrial a cuerpos de agua y/o a redes de alcantarillado. Presidencia de la República de Colombia. Bogotá. p. 1–4.

Dionisi, H. M., A. C. Layton, G. Harms, I. R. Gregory, K. G. Robinson & G. S. Sayler1. 2002. Quantification of *Nitrosomonas oligotropha* - Like Ammonia-Oxidizing Bacteria and *Nitrospira spp.* from Full-Scale Wastewater Treatment Plants by Competitive PCR. *App. and Environ. Microbiology* 68 (1): 245-253.

Dua, M., A. Singh, N. Sethunathan & A. K. Johri. 2002. Biotechnology and bioremediation: successes and limitations. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 59: 143–152.

Easterly, T., S. Shoup & D. Kaegi. 1990. Air Pollution engineering manual. McGraw–Hill. New York. p 607 – 620.

Eichner, C. A., R. W. Erb, K. N. Timmis & I. Wagner-Döbler. 1999. Thermal Gradient Gel Electrophoresis Analysis of Bioprotection from Pollutant Shocks in the Activated Sludge Microbial Community. *App. and Environ. Microbiology* 65 (1): 102-109.

El-Bestawy E., A.H. Mansy, A.H. Mansee & A.H. El-Koweidy. 2000. Biodegradation of Selected Chlorinated Pesticides Contaminating Lake Maruiut Ecosystem. *Pakistan Journal Of Biological Sciences* 3 (10): 1673–1680.

Eweis, J., S. J. Ergas, D. P. Y. Chang & E. D. Schroede. 1998. Principios de biorrecuperación (bioremediation). McGraw–Hill. Madrid. p. 73–143.

Farache, G. 2000. Manual de seguridad industrial en operaciones de Landfarming. En: <http://www.monografias.com/trabajos14/lanfa/lanfa.shtml>

Farré, M. & D. Barceló. 2001. Characterization of wastewater toxicity by means of a whole-cell bacterial biosensor, using *Pseudomonas putida*, in conjunction with chemical analysis *Fresenius J Anal Chem* 371: 467–473.

Fournier, D., A. Halasz, J. Spain, P. Fiurasek & J. Hawari. 2002. Determination of Key Metabolites during Biodegradation of Hexahydro-1,3,5-Trinitro-1,3,5-Triazine with *Rhodococcus sp.* Strain DN22. *Appl. and Environm. Microbiology* 68 (1): 166-172.

Fujii, K., R. Yamamoto, T. Tanaka, T. Hirakawa & S. Kikuchi. 2003. Potential of a new biotreatment: *Sphingomonas cloacae* S-3T degrades nonylphenol in industrial wastewater. *J Ind. Microbiol. Biotechnol.* 30: 531–535.

Gangagni Rao, A., K. Krishna Prasad, G. Venkata Naidu, N. Chandrashekar Rao, P.N. Sarma. 2003. Removal of sulfide in integrated anaerobic–aerobic wastewater treatment system. *Clean Techn. Environ Policy* 6: 66–71.

Georgiou, D., P. Melidis y A. Aivasidis. 2002. Use of a microbial sensor: inhibition effect of azo-reactive dyes on activated sludge. *Bioprocess. Biosyst. Eng.* 25: 79–83.

Hawari, J., A. Halasz, T. Sheremata, S. Beaudet, C. Groom, L. Paquet, C. Rhofir, G. Ampleman, and S. Thiboutot. 2000. Characterization of Metabolites during Biodegradation of Hexahydro-1,3,5-Trinitro-1,3,5-Triazine (RDX) with Municipal Anaerobic Sludge. *Appl. Environ. Microbiol.* 66 (6): 2652–2657.

Holt, J.G., N. R. Krieg & P. H–A. Sneath (Eds.). 1986. *Bergey's manual of systematic bacteriology.* William & Wilkins. Baltimore.

ICONTEC. 1982. ICONTEC 1 969 = Norma Colombiana: Minería, carbón y coque (definiciones y términos relacionados). Bogotá. p. 12–13.

Komy, Z. R. 2000. DPASV Method for Determination of Trace Concentrations of Manganese in Non-Buffered Chloride Solutions by Addition of Cyanide as a Masking Agent. *Microchimica Acta* 135 (1-2) 35 – 43.

Lamotte, M., P. de Violet, P. Garrigues & M. Ardí. 2002 Evaluation of the possibility of detecting benzenic pollutants by direct spectrophotometry on PDMS solid sorbent. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 372 (1): 169 – 173.

Leadbetter, J. R. 2003. Cultivation of recalcitrant microbes: cells are alive, well and revealing their secrets in the 21th century laboratory. *Current Opinion in Microbiology* 6: 274–281.

Litchfield, C. 1997. Biorrecuperación *in situ*: fundamentos y prácticas. p. 169–191. En: Levin, M. & M. Gealt Eds. 1997. Biotratamiento de residuos tóxicos y peligrosos. Primera edición en español. McGraw–Hill Interamericana de España. Madrid.

López, L. 1996. Control y manejo de desechos sólidos de la industria de refinación del Petróleo. Mesa de trabajo jueves en la tarde. [On line] En: www.imp.mx

Macchi, D., D. Aleksink & S. Quiroga V. 2002. Contaminación por amoníaco. En: www.imp.mx

Madsen, E. L. 1997. Theoretical and applied aspects of bioremediation, the influence of microbiological processes on organic contaminant compounds in field sites. En: Burlage, R. S., R Atlas, D. Stahl, G. Geesey & G- Saler. 1997. *Techniques in microbial ecology*.

Madigan, M., J. Martinko & j. Parker. 1997. *Brock Biología de los microorganismos*. 8^{va} edición. Prentice Hall. Madrid.

Margesin, R. & F. Schinner. 2001. Biodegradation and bioremediation of hydrocarbons in extreme environments. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 56: 650–663.

Mariño, E. A., S. E. Siachoque & J. H. Castelblanco. 2000. Dimensión física y espacial. p. 210–225. En: Castelblanco, J. H. (Ed.). 2000. Plan Básico de Ordenamiento territorial del Municipio de Nobsa 2001-2011. Alcaldía Municipal. Nobsa.

Massol–Deyá, A., R. Séller, L. Ríos–Hernández, J–Z. Zhou, R. F. Hickey & M. Tiedje. 1997. Succession and convergence of biofilm communities in fixed–film reactor treating aromatic hydrocarbons in groundwater. *Appl. Environ. Microbiol.* 63 (1): 270–276.

Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial –República de Colombia–. 2003. Decreto 3100 de 2003. Por medio del cual se reglamentan la tasas retributivas por la utilización directa del agua como receptor de los vertimientos puntuales y se toman otras determinaciones.

Ministerio de Agricultura –República de Colombia–. 1978. Decreto 1541 del 26 de julio de

1978. Por el cual se reglamenta la Parte III del Libro II del Decreto - Ley 2811 de 1974: “De las aguas no marítimas” y parcialmente la Ley 23 de 1973. Bogotá, D. E.

Ministerio de Agricultura –República de Colombia–. 1984. Decreto 1594 del 26 de junio de 1984. Por el cual se reglamenta parcialmente el Título I de la Ley 9 de 1979, así como el Capítulo II del Título VI -Parte III- Libro II y el Título III de la Parte III -Libro I- del Decreto - Ley 2811 de 1974 en cuanto a usos del agua y residuos líquidos.

Ministerio de Comercio Exterior –República de Colombia–. 2001 Perfil de Comercio Exterior BOYACÁ Dirección de Promoción y Cultura Exportadora. En: www.mincomex.gov.co

Ministerio de minas y energía–República de Colombia–. 2002. Plan Nacional de Desarrollo Minero (PNDM) 2002–2006. Unidad de Planeación Minero Energética. Editorial Dígitos y Diseño. Bogotá. p. 21–23, 54–57.

Ministerio de Desarrollo Económico –República de Colombia–. 2000. Reglamento Técnico del Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico RAS – 2000. Sección II, Título C, Sistemas De Potabilización. Dirección de Agua Potable y Saneamiento Básico Bogotá D.C. p. C–20.

Ministerio del Medio Ambiente – República de Colombia –. 2000 [On line]. Lineamientos de Política para el Manejo Integral del Agua. República de Colombia. p. 4.

Ministerio del Medio Ambiente – República de Colombia –. 2002. Norma marco nacional de bioseguridad en materia de organismos genéticamente modificados (OGMs). Oficina Jurídica, Dirección General de Ecosistemas, Dirección sectorial. Bogotá D.C.

Mirada, F. 1999. Foro tecnológico de la pizarra y el granito: Gestión de los lixiviados de explotaciones mineras. Ourense. En: http://dorna.ptg.es/foros_tec/archivos/lixivados.ppt.

Palleroni, N. 1992. Introduction to the family Pseudomonadaceae. En: Ballows, A., H.g. Trüpper, M. Draworkin, W. Hardr & K–H. Schleifer (Eds.). 1992. The Prokariotes, A handbook on the biology of bacteria: Ecophysiology, isolation, identification, applications. 2nd Edition. Springer–Velag. New York. Pp. 446-515.

Pedraza, G. X. 1994. Reciclaje del efluente de origen animal con tres especies de plantas acuáticas. Livestock Research for Rural Development 6 (1): 121-130.

Puerto, N & F. A. Barrera. 2001. Diseño e implementación de los indicadores de gestión y mejoramiento del control de procesos en la planta de coquería, Acerías Paz del Río S.A. Proyecto de grado, modalidad Práctica Empresarial, como requisito parcial para optar al título de Ingeniero Industrial, Escuela de Ingeniería Industrial, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Colombia, Seccional Sogamoso. Sogamoso.

Reemtsma, T., O. Fiehn & M. Jekel. 1999. A modified method for the analysis of organics in industrial wastewater as directed by their toxicity to *Vibrio fischeri*. *Fresenius J Anal Chem.* 363 :771–776.

Rincón, M. P. 1997. Estudio de las bacterias nativas degradadoras de naftalenos mediante cultivo selectivo y análisis molecular. Tesis como requisito parcial para optar al título de Magíster en Microbiología. Departamento de Ciencias Biológicas, Facultad de Ciencias, Universidad de los Andes. Santafé de Bogotá. p. 4 y sigs.

Riss, W. R. Ospina & J. D. Gutiérrez. 2002. Establecimiento de valores de bioindicación para macroinvertebrados acuáticos de la sabana de Bogotá. *Caldasia* 24 (1): 135–156.

Rittmann, B. E. & P. L. McCarty. 2001. *Environmental Biotechnology: Principles and Applications*. McGraw – Hill. Singapur. p. 261 – 300, 470 – 639.

Rittstiegl, K., K. H. Robra & W. Somitsch. 2001. Aerobic treatment of a concentrated urea wastewater with simultaneous stripping of ammonia. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* (2001) 56:820–825.

Rodríguez, R.; J. Fernández & g. Ruiz. 2001. Uso de los hongos de la pudrición blanca (Basidiomicetos) en la transformación de contaminantes aromáticos presentes en suelos contaminados. En: *Memorias del III Congreso Internacional de Microbiología ambiental*. 22-27.

Russell, Ch. 1947. The selection of coals for the manufacture of coke p. 12, 15, 17. En: *Koppers company inc. 1947. Coal & coke research. AGA Proceeding. Illinois.*

Sáins, A. 2002. Publicaciones, Revista “Medio Ambiente”. En: http://dorna.ptg.es/foros_tec/archivos/lixivados.ppt.

Sayles, G. D. & M. T. Suidan. 1997. Tratamiento biológico de aguas residuales industriales y peligrosas. En: Levin, M. & M. Gealt Eds. 1997. *Biotratamiento de residuos tóxicos y peligrosos*. Primera edición en español. McGraw–Hill Interamericana de España. Madrid.

Secretaría del Convenio de la Diversidad Biológica. 2000. Protocolo de Cartagena sobre seguridad de la Biotecnología del convenio sobre la diversidad biológica: textos y anexos. Montreal: Secretaría del Convenio de la Diversidad biológica.

Schlegel, H. G. & H. J. Jannasch. 1992. Prokariotes and their habitat p. 60 y sigs. En Ballows, A., H.g. Trüpper, M. Draworkin, W. Hardr & K–H. Schleifer (eds.). 1992. *The Prokariotes, A handbook on the biology of bacteria: Ecophysiology, isolation, identification, applications*. 2nd Edition. Springer–Velag. New York.

Sharpless, C. M., D. A. Seibold & K. G. Linden. 2003. Nitrate photosensitized degradation of atrazine during UV water treatment. *Aquat. Sci.* 65 (2003) 359–366.

- Sistema Nacional de Información Ambiental.** 2003. Biorremediación. Periférico 5000, Col. Insurgentes Cuicuilco, C.P. 04530, Delegación Coyoacán, México D.F. En: <http://www.uacj.mx/Publicaciones/sf/vol3num1/Bioremedia.htm>
- Skoog, D. A. & J. J. Leary.** 1992. Análisis Instrumental. 4ta Edición. McGraw–Hill. Santafé de Bogotá.
- Stapleton, R. D, D. C. Savage, G. S. Saylor & G. Stacey.** 1998 Biodegradation of aromatic hydrocarbons in an extremely acidic environment. *Appl Environ Microbiol* 64: 4180–4184.
- Stephen, J. R. Y. Chang, S. J. Macnaughton, G. A. Kowalchuk, K. T. Leung, C. A. Flemming & D. C. White1.** 1999. Effect of Toxic Metals on Indigenous Soil -Subgroup Proteobacterium Ammonia Oxidizer Community Structure and Protection against Toxicity by Inoculated Metal-Resistant Bacteria. *Appl Environ Microbiol* 65 (1): 95-10.
- Stephenson, R. L & J. B. Blackburn, Jr.** 2000. The industrial wastewater systems handbook. Lewis Publisher, Boca Ratón. p. 75–85.
- Strunk, P., K. Ortlepp, H. Heinz, B. Rossbach & J. Angerer.** 2002. Ambient and biological monitoring of coke plant workers - determination of exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons. *International Archives of Occupational and Environmental Health.* 75 (5): 354 – 358.
- Taiz, L. & E. Zeiger.** 1998. Plant Physiology. Second Edition. Sinauer Associates Inc. Massachusetts. p. 42 y sigs.
- Tay, S. T.-L. & H. F. Hemond.** 1998. Two New Mycobacterium Strains and Their Role in Toluene Degradation in a Contaminated Stream *Appl. Environ. Microbiol.* 64 (5): 1715-1720.
- Toh, S. K. & N. J. Ashbold.** 2002. Adaptation of anaerobic ammonium–oxidizing consortium of synthetic coke–oven wastewater. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 59: 344–352.
- Vanegas, E.** 1969. Aprovechamiento de la hulla. Trabajo de grado para optar al título de Ingeniero Químico, Facultad de Ingeniería Química, Universidad de Guayaquil. Guayaquil.
- Velandia, C. P., A. Fernández, A. Rincón & H. Hernández.** 2000. Dimensión Fisico-Biótica. p. 32 y sigs y 117 y sigs. En: Castelblanco, J. H. (Ed.). 2000. Plan Básico de Ordenamiento territorial del Municipio de Nobsa 2001-2011. Alcaldía Municipal. Nobsa.
- Vijayaraghavan, K. & D.V.S. Murthy.** 1997. Effect of toxic substances in anaerobic treatment of tannery wastewaters. *Bioprocess Engineering* 16: 151–155.
- Villegas, F. A.** 1999. Evaluación y control de la contaminación. 2da. Edición. Editorial Universidad Nacional de Colombia. Santafé de Bogotá D. C. p. 57–90.

von Canstein, H., S. Kelly, Y. Li & I. Wagner-Döbler. 2002. Species Diversity Improves the Efficiency of Mercury-Reducing Biofilms under Changing Environmental Conditions. *Appl. Environm. Microbiol.* 68 (6): 2829 – 2837.

Weissenfels, W., M. Beyer, J. Klein. 1990. Bacterial degradation of naphthalene, phenanthrene, fluorene and fluoranthene by pure strains. *Biochemical engineering, environmental biotechnology, recovery of bio-products, safety in biotechnology. Lectures.* En: Louisiana Applied and Educational Oil Spill Research and Development Program. 1996. *Selected Abstracts and Bibliography of International Oil Spill Research.* En: <http://www.osradp.lsu.edu/bibliography.htm>

ANEXOS

ANEXO A.

Antes de presentar la fórmula de mezclas establecidas en la Siderúrgica Acerías Paz del Río, es necesario aclarar que dependen de las reservas del mineral y que la hulla utilizada en la coquización corresponde a carbón de la clase bituminosa, que se define como aquel carbón mineral caracterizado por una relación Hidrógeno – Oxígeno cercana al 59%, un contenido de material volátil que oscila entre 28 y 30 %, un bajo contenido de cenizas ($\leq 9\%$) y de azufre ($\leq 1\%$) (Arboleda 1987). Según Rusell (1947) al interior de la clase bituminosa se diferencian cinco grupos con base en la cantidad de carbono fijo y materia volátil, de la siguiente manera:

- Bajo volátil → Carbono fijo entre 78% y 86% y materia volátil entre 14% y 22%.
- Medio volátil → Carbono fijo entre 69% y 78% y materia volátil entre 22% y 31%.
- Alto volátil A → Carbono fijo inferior al 69%, materia volátil superior al 31% y una capacidad calórica mayor que Alto volátil B y C.
- Alto volátil B → Concentraciones de carbono fijo y materia volátil iguales a Alto volátil A y una capacidad calórica menor que este y mayor que Alto volátil C
- Alto volátil C → Concentraciones de carbono fijo y materia volátil iguales a Alto volátil A y B y capacidad calórica inferior a estos dos.

Mezclas de hulla estandarizadas en la Siderúrgica Acerías Paz del Río para la fabricación de coque en la planta de coquización de la empresa en Belencito (Nobsa, Boyacá, Colombia).

Mezcla de hullas reportada por Vanegas (1969):

Porcentaje	Grupo de hulla	Procedencia
60	medio volátil	Paz del Río
22	medio volátil	Samacá
9	bajo volátil	Patio de residuos internos tipo 1.
9	bajo volátil	Patio de residuos internos tipo 2.

Mezcla de hullas reportada por Caballero & Carrero (1998):

Porcentaje	Grupo de hulla	Procedencia
82	medio volátil	Paz del Río, Samacá.
22	bajo volátil	Patio de residuos internos.

Mezcla de hullas reportada por Acerías Paz del Río en su informe técnico de 1996:

Porcentaje	Grupo de hulla	Procedencia
40	bajo volátil	Patio de residuos internos.
40	alto volátil	Chapa.
20	medio volátil	Samacá.

ANEXO B.

Diagrama de flujo general de los procesos que tienen lugar en la planta de la empresa siderúrgica Acerías Paz del Río en Belencito (Nobsa, Boyacá, Colombia).

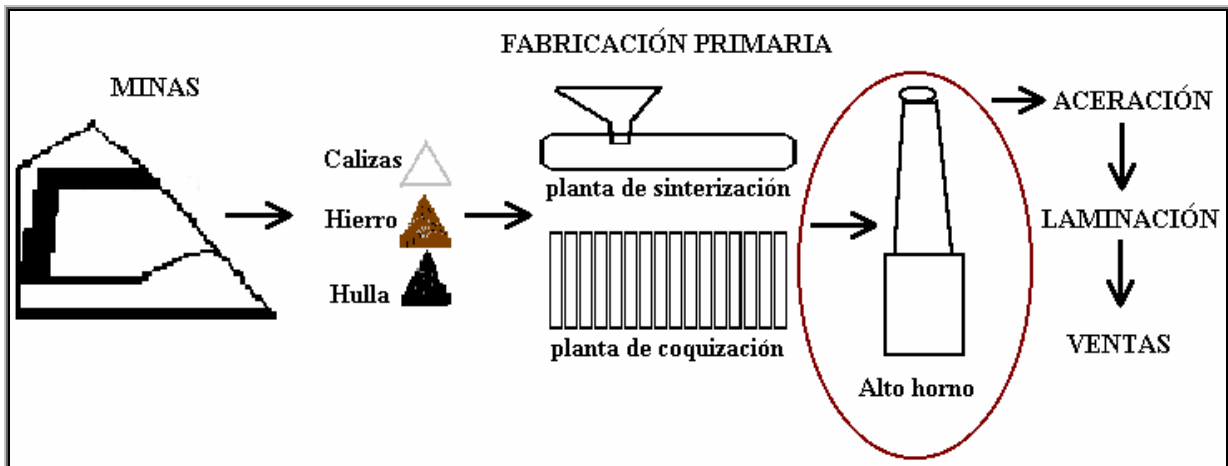


Figura anexo B. Esquema en el se presenta la relación que hay entre el proceso de fabricación primaria, la planta Alto Horno y los otros procesos de producción de la empresa.

El alto horno, es en donde las materias primas minerales y los subproductos generados por la sinterización y la coquería (plantas que constituyen la fabricación primaria) se mezclan para generar el arrabio, material precursor del Hierro.

ANEXO C.

Tratamiento de lixiviados

Mirada (1999), define los lixiviados como aquel líquido que filtrando a través de materiales sólidos extrae de ellos sustancias disueltas y en suspensión, en su participación en el Foro tecnológico de la pizarra y el granito y propone el siguiente protocolo de Gestión de los lixiviados de explotaciones mineras.

“La gestión de los lixiviados supone las siguientes etapas:

- Caracterización, cualitativa y cuantitativa.
- Recogida, almacenamiento y movimiento.
- Tratamiento, Reutilización y/o Evacuación.

Caracterización Cuantitativa

Caudal: Se lleva a cabo mediante la preparación de un balance hidrológico en el que deben contemplarse todas las cantidades de agua que entran (escorrentías, lluvia, humedad, aguas de proceso) y salen (evaporación, gas, lixiviado) de la instalación.

Composición: Requiere de un análisis fisicoquímico de muestras compuestas de lixiviado, eligiendo parámetros en concordancia con el origen y destino del mismo. Determina si el lixiviado posee o no carácter contaminante y la posible necesidad de su tratamiento.

Análisis Cualitativo De Lixiviados

Composiciones límite de los lixiviados en la Unión Europea: Todas las concentraciones en mg/L, menos el pH que se encuentra en sus unidades

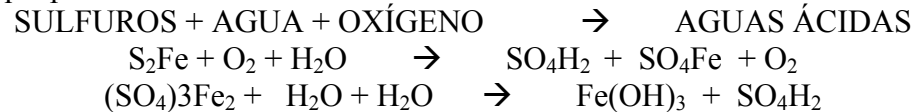
Recogida, almacenamiento y movimiento

En condiciones normales el lixiviado se encuentra en el fondo de la explotación de la escombrera, desde donde desciende, si el terreno es permeable. De no ser así, se mueve lateralmente hasta alcanzar zonas permeables o algún cauce superficial. En dicho recorrido es capaz de disolver y arrastrar determinadas sustancias.

Se han diseñado distintos sistemas para la recogida de lixiviados siendo los más comunes las terrazas inclinadas y los tubos de fondo. Antes de su vertido o tratamiento, el lixiviado debe almacenarse para su hacer posible su homogeneización.

Características contaminantes más comunes en explotaciones Mineras:

Elevado contenido en sólidos suspendidos debido a la erosión y al movimiento de la maquinaria involucrada; incremento en la acidez; presencia de metales pesados debido a la disolución que provoca el ácido sulfúrico.



Sistemas de tratamiento más comunes para el tratamiento de lixiviados de explotaciones mineras:

- Desbaste
- Neutralización
- Oxidación
- Precipitación alcalina
- Acondicionamiento y evacuación de lodos

Destino de los Lixiviados

Reutilización; evaporación, descarga en cauces superficiales, descarga en redes municipales de alcantarillado.

Alfredo Sáins Silván (2002) Cita algunos eventos y organizaciones dentro de las acciones referentes al avance de diseño y conocimiento de alternativas de tratamiento de aguas de lixiviado generadas por la actividad minera en la provincia de Andalucía en España.

“De una forma esquemática, se puede afirmar que la lucha contra la contaminación producida por los drenajes ácidos de minas (AMD, por sus siglas en inglés), en los distintos países afectados por la misma, sigue tres grandes líneas de acción:

- Investigación de métodos eficaces y eficientes de control y prevención.
- Tratamiento de efluentes en explotaciones mineras activas.
- Tratamiento de efluentes de minas abandonadas y recuperación de zonas afectadas por su contaminación.

Respecto al primer punto, cabe resaltar como en numerosos países se ha producido la unión entre la industria minera y el gobierno, además de universidades, asociaciones de voluntarios, etc., en la búsqueda de soluciones.

En Canadá, esta búsqueda se desarrolla en el marco del programa Mine Environment Neutral Drainage (MEND), en el que la industria minera, el gobierno federal y los gobiernos provinciales participan en más de 200 proyectos diferentes; para el mismo objetivo; en Estados Unidos es el Acid Mine Drainage Technologie Initiative ((ADTI), el lugar de

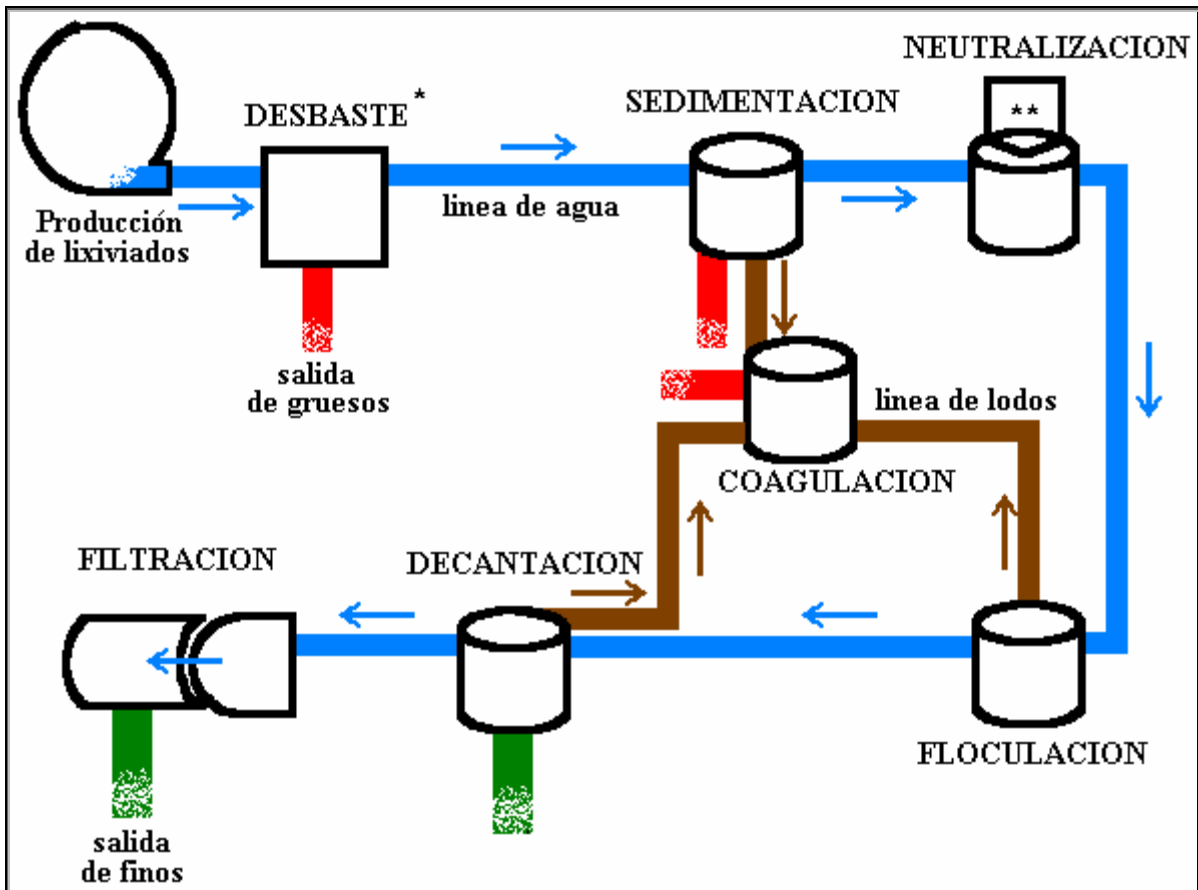


Figura anexo C. Diagrama de flujo completo de una planta de tratamiento de Lixiviados ácidos con metales pesados. (Modificado de Mirada 1999).

encuentro de industria minera, el gobierno e instituciones académicas. Mientras que en Australia se trabaja en el Australian Centre for Minesite Rehabilitation Research (ACMRR), junto a universidades e industria minera, en Suecia se desarrolla el programa Mitigation of the Environmental Impact from Mining Waste (MiMi), que con investigadores de seis universidades y técnicos de compañías mineras, es financiado por una fundación gubernamental, (MISTRA) y por las empresas mineras.

Las autoridades de muchos países han tenido que actuar mediante cuantiosas inversiones para atajar la contaminación provocada en las minas inactivas desde el pasado siglo. La panorámica de la lucha contra la contaminación en minas activas y abandonadas es muy compleja, debido a tanto a su dificultad técnica como a su envergadura económica. En las minas activas de los países del primer mundo, las empresas mineras han comenzado a tratar sus efluentes, siendo los gastos anuales muy considerables, desde los 6.000 millones de pesetas de Australia hasta los 60.000 millones (ptas) que gastan las empresas mineras de EE.UU. En las minas abandonadas el problema es aún más complicado: así, mientras que en Canadá se estima que la lucha contra este problema costaría casi medio billón de pesetas; en EE.UU. las estimaciones de los costes de remediación de la degradación producida por las minas

abandonadas oscilan entre 1 y 5 billones de pesetas; las estimaciones para Australia y Suecia son respectivamente de 150.000 MM y 50.000 MM de pesetas.

En muchos países las autoridades gubernamentales han tenido que actuar mediante cuantiosas inversiones para atajar la contaminación provocada por minas inactivas desde el pasado siglo y de propiedad desconocida., pero quizás el ejemplo más interesante sea el de EE.UU.. En este país, el congreso aprobó en 1977 la Surface Mining Control and Reclamation Act, en la que se contempla entre otras cuestiones la formulación de un programa, Abandoned Mine Land (AML), destinado a la superación de los déficit creados por las minas abandonadas antes de 1977. Para ello se creó un fondo económico con carácter finalista, alimentado por unos impuestos sobre la tonelada de mineral producido (carbón), además de las recaudaciones por multas, tasas, donaciones, etc.; sobre una relación de sitios mineros, el Abandoned Mine Lands Inventory System (AMLIS), se priorizaron un conjunto de actuaciones y se procedió a su ejecución, mediante una perfecta coordinación entre el gobierno federal y los gobiernos de los estados afectados, así como con diversas asociaciones ciudadanas, universidades, etc.

En la actualidad ya se ha actuado total o parcialmente en casi un 45 % de los más de 10.000 lugares afectados por minas abandonadas.

En Andalucía, la Agencia de Medio Ambiente de Andalucía realizó en 1989 un estudio de alternativas sobre las medidas correctoras de la contaminación producida por AMD en las cuencas de los ríos Tinto y Odiel; en dicho estudio se estimaron inicialmente en más de 1.300 MM de pesetas el coste de inversión de las obras de urgente prioridad y en más de 350 MM los costes anuales de mantenimiento. Estas cifras han sido posteriormente revisadas al alza durante el desarrollo del Programa Operativo del Norte de Huelva, donde con un presupuesto de 1.200 MM, la AMA pudo ejecutar diversos proyectos parciales de regeneración en una veintena de explotaciones mineras. El conocimiento adquirido por Andalucía en la problemática del AMD, así como su experiencia en la ejecución de medidas correctoras, colocan a nuestra comunidad en una posición tan singular dentro del marco español, que la permitiría actuar como elemento aglutinante y catalizador en la creación de un punto de encuentro entre los diversos estamentos implicados en dicha problemática.

ANEXO D.

BIE (Biorremediación Intensiva Estimulada) para el tratamiento de desechos aceitosos de la extracción y manipulación de petróleo (Castañeda 1997).

Esta técnica de biorremediación es intensiva, por la adición de nutrientes y oxígeno puro al medio a tratar, y es estimulada porque los microorganismos responsables del proceso de mineralización son cepas nativas del material contaminado, correspondientes a los géneros *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Artró bacter*, *Flavobacterium*, *Corinebacterium* y *Serratia*,

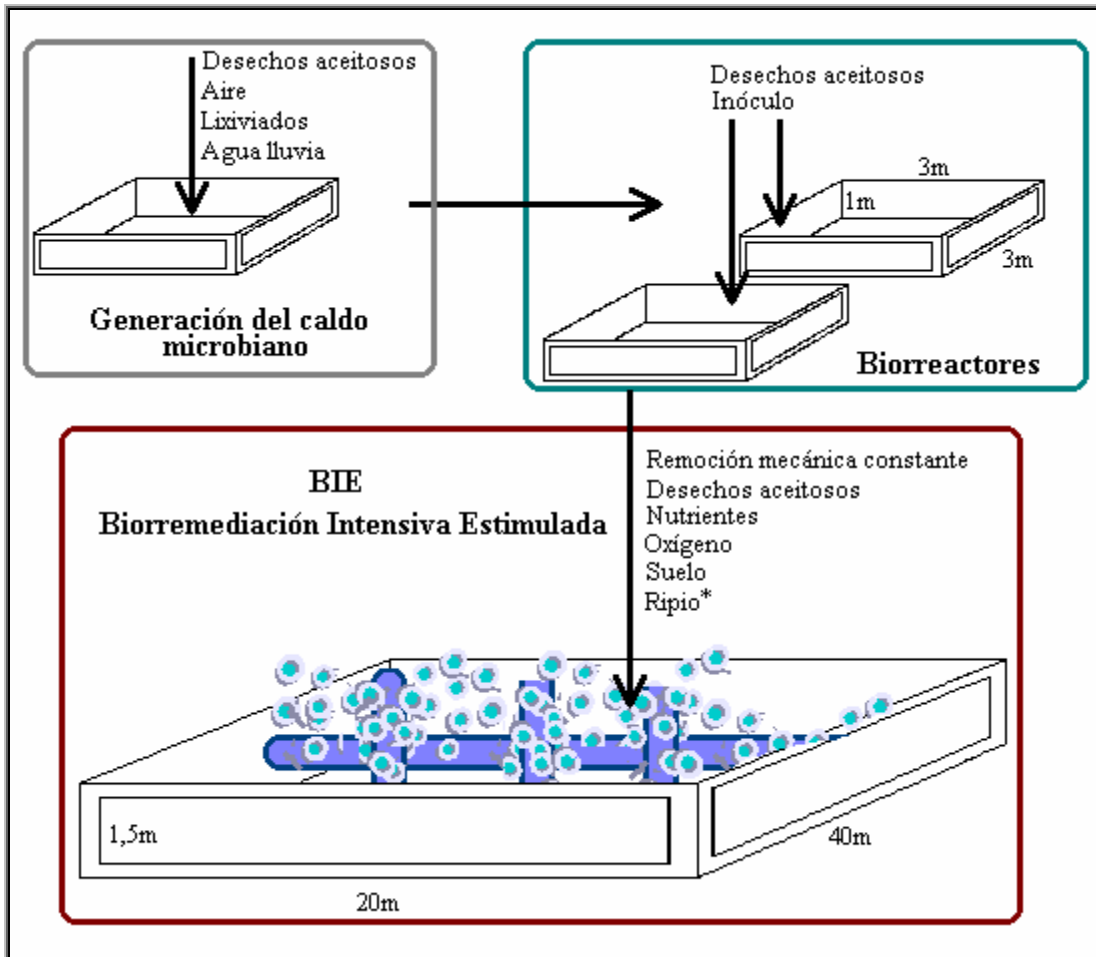
Son cuatro los pasos de tratamiento contemplados por el autor:

1. Generación de caldos microbianos: en piscinas de almacenamiento de desechos aceitosos, lixiviados y agua lluvia, mediante bombeo de aire constante (Fig. anexo D).
2. Recolección y mezcla con suelo de los desechos aceitosos derivados de la extracción y manejo del petróleo.
3. BIE = Biorremediación Intensiva Estimulada (Fig. anexo D): las condiciones iniciales del material³⁹ a tratar por este sistema son muy básicas, con un pH de 9 a 11 y el suelo con el que se mezcla tiene unas condiciones ácidas, con pH cercano a 5, con lo que se logra tener una mezcla que propicia un bien ambiente para el desarrollo y la actividad de la comunidad microbiana previamente estimulada.
4. Disposición final de productos.

Castañeda (1997) propone además, la adecuación de un centro de acopio integral de 150m X 150m con fuertes pendientes y una profundidad de 1,5m para tratar 6055 barriles de desechos aceitosos; la construcción de dos biorreactores de 9m³ y un área de BIE de 40m X 20m X 1,5m de profundidad (Fig. anexo D).

La eficiencia del sistema fue evaluada por determinación de la presencia de hidrocarburos totales (TPH, por sus siglas en inglés); tras 86 días de tratamiento se encontró que el valor de TPH \leq 5 % respecto del registrado al principio del tratamiento.

³⁹ Desechos aceitosos y ripio, generados en varios sectores del campo exploratorio y de procesamiento industrial



*Ripio: desechos sólidos tipo suelo, producidos en otros procesos del campo exploratorio.

Figura anexo D. Representación del sistema BIE propuesto por Castañeda (1997) para el tratamiento de desechos aceitosos de la extracción y manipulación de petróleo.