

SISTEMAS DE CONTENCIÓN DE LIXIVIADOS EN RELLENOS SANITARIOS y su efecto en la contaminación de aguas subterráneas

Por: Mafla Ch. Francisco R..*

RESUMEN

La infiltración de lixiviados, producto de la descomposición de residuos sólidos en aguas subterráneas, es un fenómeno generalmente contenido por diferentes mecanismos, entre los cuales se encuentran los sistemas de impermeabilización de fondo, que incluyen el uso de suelos arcillosos en combinación con geomembranas y/o geotextiles principalmente. Bajo este contexto se pretende detallar los aspectos más relevantes de la contaminación de acuíferos por lixiviación directa y sus principales mecanismos de mitigación, dando a conocer los tipos de impermeabilización más usados, sus componentes y la influencia de cada uno de ellos en la eficiencia del sistema.

Igualmente, bajo diferentes condiciones iniciales y de contorno, se muestra el comportamiento espacial y temporal del lixiviado a través de los sistemas de contención, simulando un periodo de tiempo correspondiente a la vida útil de un relleno sanitario tipo. Finalmente se presentará el efecto de la lixiviación debido a la disposición de residuos sólidos en pequeños vertederos, los cuales no cuentan con sistemas de impermeabilización, característica propia de pequeñas localidades de países en vía de desarrollo, donde generalmente no existe una adecuada capacidad técnica, económica y operativa para hacer un buen manejo y control en los sistemas de disposición, principalmente en los aspectos relacionados con el manejo de lixiviados, los cuales eventualmente o permanentemente podrían convertirse en una importante fuente de contaminación.

PALABRAS CLAVE

Residuo Sólido, Relleno Sanitario, Lixiviado, Barreras, Contaminación de Aguas Subterráneas

ABSTRACT

The infiltration of decomposing solid residues in groundwater is a phenomenon generally caused by different mechanisms such as waterproofing systems that include the use of clayey floors along with geomembranes and geotextile. It is intended to find the most important aspects of aquifers contamination and its main mitigation mechanisms so that it is possible to identify the most used waterproofing types, its components and their influence on the system's efficiency. Likewise, under different initial conditions and those of context, the temporary and spatial residues behavior is shown through the contention systems, simulating a pertaining period of time to the useful life period of a sanitary backfill. Finally the effect will occur due to the decomposing of solid residues in small dumps without waterproofing systems. This situation can be found in small localities of third world countries where there is not any adequate operating, economic, and technical capacity to manage and control the disposition systems, mainly in aspects related to the management of decomposing residues which would eventually or permanently be able to become an important source of contamination.

INTRODUCCIÓN

Desde el punto de vista de la contaminación de aguas, el mayor problema que presenta un relleno sanitario es la generación de lixiviados, producto de la descomposición de la materia orgánica presente en los residuos.

En la actualidad los lixiviados son contenidos dentro del relleno sanitario mediante sistemas de impermeabilización

* Facultad de Ingeniería - Universidad Mariana, San Juan de Pasto, Colombia, fmafla@umariana.edu.co

de fondo, que permiten acumular dichos líquidos para posteriormente llevarlos hacia plantas de tratamiento en las cuales se procede a su depuración. Las fallas de estos sistemas, o la no instalación de los mismos, produciría la migración de los lixiviados, los que viajarían lentamente a través de las barreras de impermeabilización y posteriormente pasarían a la zona no saturada del suelo, tiempo durante el cual los compuestos contaminantes presentes serían afectados por procesos físicos, químicos y microbiológicos, los que en su conjunto producirían una disminución de la concentración de dichos compuestos. A este fenómeno se le conoce en el campo de la investigación como atenuación natural de contaminantes.

Una vez que dichos compuestos alcanzan la zona saturada del suelo este proceso de atenuación natural podría continuar permitiendo una reducción aún mayor de la concentración. A pesar de los procesos de retención por la implementación de barreras, atenuación natural de contaminantes en la zona no saturada y la degradación efectuada por microorganismos en el sistema acuífero, puede darse contaminación de las aguas subterráneas en una determinada región, lo cual dependiendo del uso potencial del recurso puede provocar efectos perjudiciales en la salud de la población, por lo cual se hace indispensable valorar el efecto de la migración de contaminantes con el fin de establecer las condiciones técnicas adecuadas de impermeabilización de los sitios de disposición final de residuos sólidos.

LOS RELLENOS SANITARIOS COMO FUENTE DE CONTAMINACIÓN DEL AGUA SUBTERRÁNEA

A nivel mundial existe una gran tendencia a la utilización del relleno sanitario como sistema de tratamiento y disposición final de residuos sólidos, tal como se muestra en la tabla 1. Este comportamiento está asociado a los costos de implementación y operación de cada una de las alternativas, siendo el relleno sanitario la alternativa de menor costo, y por ende la de mayor utilización.

En países en vía de desarrollo los costos de operación de un relleno sanitario varían de 3 a 10 dólares por tonelada, según el tamaño, calidad de la operación, topografía y condiciones hidrogeológicas del sitio seleccionado, mientras que en países desarrollados el costo promedio es de 30 dólares por tonelada debido a la estricta legislación existente. Dicha diferencia se traduce principalmente en

que en los países de nuestra región no tratan ni contienen adecuadamente los lixiviados, siendo éstos infiltrados en los suelos o vertidos en corrientes superficiales en su condición inicial, generando así grandes focos de contaminación (Acurio et al, 1998).

TABLA 1. Tendencias mundiales en sistemas de tratamiento y disposición final de residuos sólidos

% de tratamiento o disposición final (90)			
País o Región	Relleno o Basurero	Combustión	Cómpost
E.U.A	80	19	<1
Japón	30	70	2
Alemania	70	30	3
Francia	55	40	9
Suiza	20	80	-
Suecia	40	55	5
España	80	15	5
A. Latina	98	<1	<1

Fuente: OPS. El manejo de residuos sólidos municipales en América Latina y el Caribe. 1995. Serie Ambiental No. 15.

La cantidad de lixiviado producido por un relleno sanitario depende fundamentalmente de las precipitaciones registradas en la zona, de la humedad y composición de los residuos, al igual que de la capacidad de campo que alcance el relleno sanitario. El lixiviado primario proviene de la disolución de sales solubles o de materiales orgánicos solubles que existen en el relleno sanitario. Gran parte de la materia orgánica en los residuos tendrá baja solubilidad, pero la biodegradación de esta materia tiende a producir más productos finales solubles como ácidos orgánicos simples y alcoholes. Todos estos productos de reacciones bioquímicas liberan durante su formación productos finales gaseosos. El nitrógeno presente en la materia orgánica original tenderá a convertirse en iones de amonio NH_4^+ , que son muy solubles y pueden aumentar las cantidades de amonio en el lixiviado (Pineda, 1998).

BARRERAS DE CONTENCIÓN DE LIXIVIADOS EN RELLENOS SANITARIOS

La migración de contaminantes en barreras de contención de lixiviados está regida por el transporte advectivo y difusivo. Sin embargo, el decaimiento de la conductividad hidráulica como característica propia de los sistemas de

contención, hacen de la difusión molecular el fenómeno más importante en la migración de lixiviados en sitios de disposición final, debido a que la difusión es un factor predominante en dicho fenómeno.

El análisis y descripción del comportamiento de las barreras se hace al asumir que la velocidad de infiltración se aproxima a 0 y que la difusión obedece a la ley de Fick, la cual en este caso describe una difusión adimensional en el suelo como:

$$\frac{dc}{dt} = \frac{D}{R} * \frac{d^2c}{dx^2} \quad (1)$$

Donde:

- D*: Coeficiente de Difusión Efectivo.
- R : Factor de Retardación Adimensionalizado.
- c : Concentración.
- t : Tiempo.
- x : Dirección de la Difusión.

donde el coeficiente de difusión efectivo considera muchas de las condiciones reales incluyendo la tortuosidad del flujo, variación de la temperatura y las reacciones las cuales ocurren en la superficie. Adicionalmente el coeficiente de difusión aparente puede ser definido como D^*/R ; este coeficiente incluye, además de las anteriores condiciones, los efectos de retardación tales como los de la sorción, entre otras.

Por otra parte, si el contaminante se va dividiendo desde la fase acuosa hacia la fase sólida puede ser descrito por el coeficiente de partición, el cual se encuentra asociado al fenómeno de retardación. Para una sorción reversible y rápida con una isoterma lineal, el coeficiente de partición puede ser remplazado por el coeficiente de distribución, siendo la retardación una función de la densidad de la masa, porosidad y coeficiente de distribución, tal como se muestra en la siguiente ecuación:

$$R = 1 + \left(\frac{\rho}{n}\right) * Kd \quad (2)$$

Donde:

- R: Factor de Retardación.
- ρ : densidad.
- n: porosidad.
- Kd: Coeficiente de distribución.

La importancia de la conceptualización de dicho fenómeno radica en que este es el fundamento para la selección de compuestos para ser utilizados en barreras de contención, buscando así materiales o suelos que demuestren altos coeficientes de distribución, asociados a altos coeficientes de retardación y por ende al decrecimiento de la tasa inicial del transporte difusivo.

De otro modo es importante reconocer que los contaminantes pueden migrar más lentamente que la velocidad de infiltración de la solución transportada; esta atenuación puede ser debida por la absorción, intercambio de iones, precipitación y biotransformación, siendo mecanismos que reducen las tasas de transporte y que pueden ser incorporados dentro del diseño de compuestos de barreras (Evans et al, 1990).

Como se dijo inicialmente cualquier variación de las condiciones de los sistemas de barreras utilizadas en la retención de lixiviados hacen del fenómeno una situación diferente; sin embargo, las experiencias obtenidas a lo largo de varios años y en varios sitios han determinado algunas consideraciones estándar para el diseño de sistemas de impermeabilización. A continuación se muestran los tipos generales de barreras y los compuestos utilizados más comúnmente en cada una de ellas:

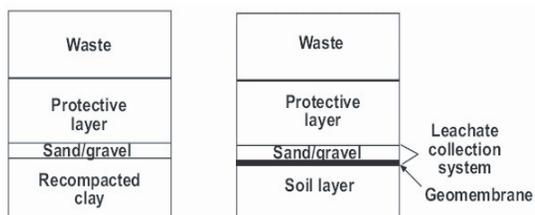
TIPOS GENERALES DE BARRERAS DE CONTENCIÓN DE LIXIVIADOS

Sistemas de barreras simples. Estas son el tipo de barreras que se usan comúnmente en rellenos sanitarios destinados a contener residuos de construcción y demolición. No obstante es muy común encontrar en países en vía de desarrollo que este tipo de sistemas son implementados en rellenos sanitarios de residuos sólidos comunes. El grado de eficiencia en la retención de los diferentes tipos de contaminantes hacen que estos sistemas sólo sean adecuados como elementos necesarios para tomar precauciones ante posible y eventual presencia de contaminantes que puedan estar en conjunto con residuos como el concreto, asfalto, madera, ladrillo y vidrio, principalmente, que puedan migrar hacia el manto freático.

Las barreras simples están constituidas por una capa de arcilla compactada, una capa de drenaje o recolección de lixiviados y una capa de protección o de una capa

de suelo con una geomembrana, una capa de drenaje o recolección de lixiviados y una capa de protección, las cuales están dispuestas como se muestra en la Figura 1.

FIGURA 1. Sistemas de barreras simples



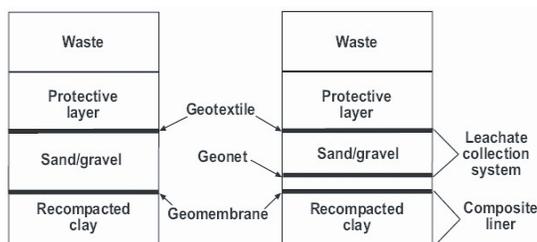
(Fuente: Hughes K. et al. Landfill Types and Liner Systems, 2003)

Sistemas de Barreras Compuestas. Comúnmente los sistemas de barreras compuestas son utilizados en rellenos sanitarios que contienen residuos sólidos comunes. Estos sistemas tienen un mayor grado de retención, limitando más eficientemente la migración de contaminantes a través de ellas.

En la mayoría de países donde la regulación de vertimientos es exigente, este tipo de barreras no pueden ser implementadas en rellenos sanitarios de residuos peligrosos, ya que estos exigen un mayor grado de eficiencia debido a las características de sus agentes contaminantes.

Los sistemas de barreras compuestas están conformados principalmente por una capa de arcilla compactada, una geomembrana, una capa de drenaje o sistema de recolección geotextil, y una capa de protección o adicionalmente una geored ubicada entre la geomembrana y la capa de drenaje, tal como se muestra en la figura 2.

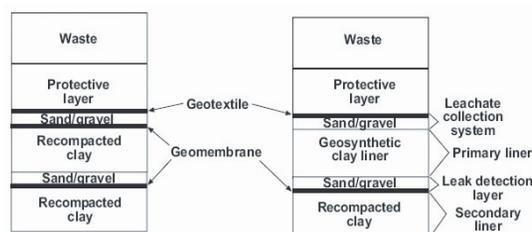
FIGURA 2. Sistemas de barreras compuestas



(Fuente: Hughes K. et al. Landfill Types and Liner Systems, 2003).

Sistemas de doble barrera. Los sistemas de doble barrera son los que están conformados por dos barreras simples o dos compuestas, o por una simple y una compuesta. Generalmente la primera barrera funciona como sistema de recolección de lixiviados y la segunda como un mecanismo de detección de fugas. Estos sistemas son usados en algunos rellenos sanitarios de residuos sólidos municipales y especialmente en rellenos sanitarios de seguridad. Los componentes de dichas barreras los conforman una capa de arcilla compactada seguida de una geomembrana; posteriormente se encuentra otra capa de arcilla compactada seguida de otra geomembrana y de otra capa de drenaje; por último se encuentra un geotextil y una capa de protección, tal como se muestra en la Figura 3.

FIGURA 3. Sistemas de doble barrera



(Fuente: Hughes K. et al. Landfill Types and Liner Systems, 2003).

Componentes de las barreras de contención de lixiviados

Compuestos de arcilla. Las arcillas compactadas utilizadas como sistemas de contención de lixiviados pueden ser de varias clases; las más comúnmente utilizadas en los sistemas de impermeabilización son: la bentonita, zeolita, arcillas modificadas orgánicamente y cenizas finas, principalmente.

La bentonita es una arcilla, la cual contiene montmorilonita como principal constituyente; de este tipo de arcillas existen varias clases, entre las cuales se destacan fundamentalmente la bentonita de calcio y de sodio. Su distinción se basa sobre los iones que dominan la reacción del intercambio de cationes, siendo así utilizadas más que como una barrera hidráulica como una capa de intercambio iónico; esto favorece el intercambio de iones con elementos tales como metales pesados como níquel y plomo, característicos de los residuos sólidos municipales.

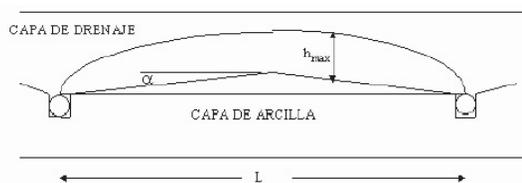
De la misma forma, otro de los materiales característicos en la constitución de barreras de impermeabilización es la zeolita, que es un silicato hidratado aluminio cristalino con una estructura a través de la cual los cationes intercambiables son adsorbidos, siendo al igual que en la bentonita los inones de calcio y sodio los principalmente intercambiables. La zeolita actúa semejante a un tamiz cuando es permeado por agua, metales que pasan a través de los tamices que son atrapados vía intercambio iónico haciendo de este un eficiente sistema de retención.

Igualmente, otros de los compuestos usados comúnmente son las arcillas modificadas orgánicamente; estos son compuestos que surgen naturalmente y tienen como mecanismo de contención el intercambio de cationes inorgánicos con cationes orgánicos, típicamente con amonio, siendo éste un tipo de componente nitrogenado orgánico, el cual en su estructura molecular incluye un átomo de nitrógeno central con cuatro grupos orgánicos, que producen así reacciones que incluyen los fenómenos de absorción e intercambio iónico, lo cual contribuye a la contención de contaminantes.

Por otra parte, cenizas finas también han sido típicamente usadas como compuestos que conforman un sistema de contención; estas muestran una absorción preferencial con orgánicos de bajo peso molecular en contraste con las arcillas modificadas orgánicamente, las cuales adsorben preferentemente orgánicos con peso molecular alto (Evans J. Et al.,1990).

Sistema de drenaje. Los sistemas de recolección de lixiviados están conformados generalmente por mantos de arenas o grava. Su objetivo principal es recolectar los lixiviados provenientes del sitio de emplazamiento para posteriormente ser llevados a un eventual tratamiento, y tiene dos finalidades: permitir una adecuada estabilización de celdas, y contribuir a la no generación de sobre presiones en el fondo que aumenten la velocidad de infiltración a través de las barreras. Además, los sistemas de recolección pueden también ser usados como elementos de detección de fugas, tal es el caso de los sistemas de doble barrera descritos anteriormente. A continuación, en la figura 4, se muestra un corte lateral característico de un sistema de recolección primario de lixiviados.

FIGURA 4. Sistema de recolección primario de lixiviados



Fuente: C.R.A. Reglamento Técnico del sector de agua potable y saneamiento básico, 2000

En términos generales, el sistema de drenaje debe ser una red horizontal de zanjas en grava gruesa. Su construcción debe realizarse similar al de un sistema de alcantarillado, siendo la pendiente del fondo de aproximadamente del 2%. Las zanjas que se muestran en la figura anterior deben llenarse con piedra de 10 cm a 15 cm, que permitan más espacios libres, y eviten una rápida colmatación. Posteriormente a la grava se debe colocar un material que facilite infiltrar los líquidos y retener las partículas finas que puedan obstruir la red de evacuación (Comisión reguladora de agua potable y saneamiento, 2002).

Tal como se nombró anteriormente, los sistemas de recolección de lixiviados deben estar diseñados de tal forma que eviten la acumulación de lixiviados en su fondo. Para ello se ha estimado que un adecuado diseño permite que no se acumulen más de 30 centímetros sobre la primera capa de impermeabilización; así pues, el área recolectora debe cubrir la superficie del área impermeabilizada, y el distanciamiento de los canales de recolección y la pendiente de fondo del relleno sanitario debe responder a la siguiente expresión:

$$h_{\max} = \frac{L\sqrt{c}}{2} \left[\frac{\tan^2 \alpha}{c} + 1 - \frac{\tan \alpha}{c} \sqrt{\tan^2 \alpha + c} \right] \quad (3)$$

Capas de protección. Las capas de protección son utilizadas normalmente, como su nombre lo indica, para proteger los sistemas de impermeabilización. Tanto en barreras compuestas, como en sistemas de doble barrera, la capa de protección juega un papel muy importante, puesto que evita los efectos de punzamiento que puedan sufrir la geomembrana debido a la disposición y compactación de los residuos sólidos, provocando la formación de roturas que disminuyen notablemente la eficiencia del sistema.

Geosintéticos. En la actualidad los geosintéticos se han convertido en un elemento primordial en la constitución de sistemas de barreras en rellenos sanitarios; su eficiencia demostrada a través del tiempo ha permitido que sean aceptadas tanto en el campo de la consultoría ingenieril como en las entidades reguladoras. Actualmente existen una gran variedad de geosintéticos, de los cuales los más utilizados en este campo son los geotextiles y geomembranas de diferentes tipos y calibres. Alternativamente se encuentran materiales sustitutos de las arcillas, gravas y arenas naturales, tales como los geocompuestos y georedes que son materiales que cumplen la misma función; en algunos casos disminuyen costos y conservan o mejoran la eficiencia del sistema.

MODELACIÓN DE LOS LIXIVIADOS A TRAVÉS DE SISTEMAS DE IMPERMEABILIZACIÓN

Generalmente los sistemas de contención de lixiviados se enmarcan dentro de las categorías presentadas anteriormente; sin embargo, la incorporación de nuevos materiales, el cambio de sus dimensiones o la variación de las condiciones de campo, hacen que el efecto de contención varíe para cada situación, por lo cual se crea la imperiosa necesidad de generar escenarios hipotéticos que representen el comportamiento de los diferentes contaminantes de un lixiviado en los sistemas de contención, esto con el fin de poder predecir su atenuación con cierto grado de aproximación y determinar así las características que deben poseer dichos sistemas para mitigar los impactos ambientales.

A continuación se muestra la modelación del comportamiento de diferentes contaminantes propios de rellenos sanitarios, los cuales están sometidos tanto a las condiciones físicas de los sitios de disposición final, como también a las características propias de los sistemas de contención.

Caso 1: Un relleno sanitario con un sistema de impermeabilización compuesto por una capa de arcilla y un sistema de recolección primario y secundario.

En este caso el sistema es modelado con las características de sumidero pasivo; el relleno sanitario contiene una masa finita de una especie de contaminante conservativo y bajo el se encuentra un acuífero con un efluente fijo. El sistema de impermeabilización consta secuencialmente de un sistema de recolección primario, una capa de

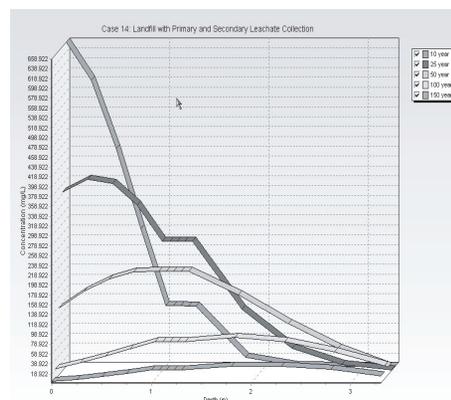
arcilla, una capa granular, un acuitardo y, por ultimo, un acuífero. A continuación, en la tabla 4, se muestran las características específicas del sistema que describen este caso y que sirven como información de entrada para la modelación del sistema.

TABLA 2. Características físicas y propiedades de los contaminantes - Caso 1

Property		Value	Units
Darcy Velocity	v_a	variable	m/a
Sink Outflow Velocity	v_s	variable	m/a
Diffusion Coefficient	D	variable	m^2/a
Distribution Coefficient	K_d	0.0	cm^3/g
Soil Porosity	n	0.4	-
Granular Layer Porosity	n	0.3	-
Dry Density		1.5	g/cm^3
Layer 1 Thickness	H	1.0	m
Layer 2 Thickness	H	0.3	m
Layer 3 Thickness	H	2.0	m
Source Concentration	c_0	1000	mg/L
Ref. Height of Leachate	H_r	7.5	m
Vol. of Leachate Collected	Q_c	0.29	m/a
Landfill Length	L	200.0	m
Landfill Width	W	1.0	m
Aquifer Thickness	h	1.0	m
Aquifer Porosity	n_b	0.3	-
Aquifer Outflow Velocity	v_b	4.0	m/a

Fuente: Reference Guide Pollute Versión 7, 2004.

FIGURA 5. Modelación caso 1 en diferentes períodos de tiempo



Fuente: Reference Guide Pollute Versión 7, 2004.

Caso 2: Un relleno sanitario con un sistema de impermeabilización compuesto por una capa de arcilla y un sistema de recolección primario y secundario con fallas.

Este caso es similar al anterior, pero adicionalmente

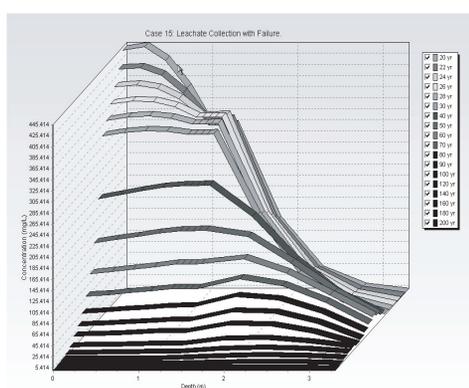
considera fallas en su sistema de recolección primario, asumiendo que después de 20 y 30 años deja de funcionar, daño que es causado por el amontonamiento de tierra en el relleno sanitario, resultando así un incremento en la velocidad de Darcy. A continuación, en la figura 5, se muestran las características específicas del sistema que describen este caso y que sirven como información de entrada para la modelación del sistema.

TABLA 3. Características físicas y propiedades de los contaminantes - Caso 2

Property		Value	Units
Darcy Velocity	v_a	variable	m/a
Sink Outflow Velocity	v_s	variable	m/a
Diffusion Coefficient	D	0.02	m ² /a
Dispersivity		0.4	m
Distribution Coefficient	K_d	0.0	cm ³ /g
Soil Porosity	n	0.4	-
Granular Layer Porosity	n	0.3	-
Dry Density		1.5	g/cm ³
Layer 1 Thickness	H	1.0	m
Layer 2 Thickness	H	0.3	m
Layer 3 Thickness	H	2.0	m
Source Concentration	c_0	1000	mg/L
Ref. Height of Leachate	H_r	7.5	m
Vol. of Leachate Collected	Q_c	variable	m ³ /a
Landfill Length	L	200.0	m
Landfill Width	W	1.0	m
Aquifer Thickness	h	1.0	m
Aquifer Porosity	n_b	0.3	-
Aquifer Outflow Velocity	v_b	4.0	m/a

Fuente: Reference Guide Pollute Versión 7, 2004

FIGURA 6. Modelación caso 2 en diferentes periodos de tiempo



Fuente: Reference Guide Pollute Versión 7, 2004

Caso 3: El efecto de un orgánico volátil que pasa a través de una sistema de doble barrera y llega a un acuífero

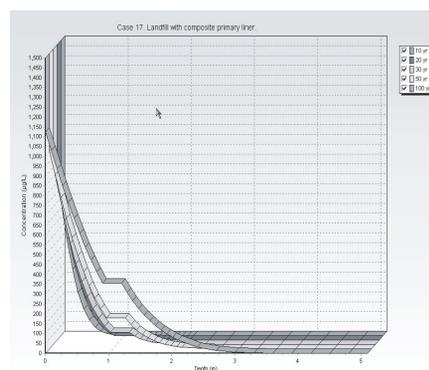
En este caso se muestra como un contaminante orgánico volátil migra a través de un sistema de impermeabilización de doble barrera con sistema de recolección primario y secundario, capas que secuencialmente están conformadas por una geomembrana, una arcilla compactada, un medio granular, una segunda capa de arcilla y, posterior a ellas, un acuitardo que cubre finalmente a un acuífero. En la figura 6 se muestran las características específicas del sistema que describen este caso y que sirven como información de entrada para la modelación del sistema.

TABLA 4. Características físicas y propiedades de los contaminantes - Caso 3

Property		Value	Units
Geomembrane Contact		Good	-
Geomembrane Holes		Circles	-
Hole Area		0.1	cm ²
Hole Frequency		1	/acre
Geomembrane Thickness		60	mil
Geomembrane Diffusion Coef.		3.0×10^{-5}	m ² /a
Source Concentration	c_0	1500	µg/L
Source Type		Constant	-
Landfill Length	L	200	m
Leachate Head on Primary Liner		0.3	m
Leachate Head on Secondary Liner		0.3	m
Groundwater level in Aquifer		3.0	m
Clay Thickness	H	0.9	m
Clay Diffusion Coef.	D	0.02	m ² /a

Fuente: Reference Guide Pollute Versión 7, 2004.

FIGURA 7. Modelación caso 3 a diferentes periodos de tiempo



Fuente: Reference Guide Pollute Versión 7, 2004

EFFECTOS DE LIXIVIACIÓN DEBIDO A LA NO IMPLEMENTACIÓN DE BARRERAS DE CONTENCIÓN EN RELLENOS SANITARIOS DE PEQUEÑAS POBLACIONES

Como se mencionó anteriormente, las características de los lixiviados son una consecuencia de procesos complejos que dependen de diferentes factores, tales como: las características de la basura que es depositada en el sitio de emplazamiento, los aspectos climáticos e hidrogeológicos, y el grado de estabilización del relleno sanitario. A pesar de la gran variedad de compuestos presentes en los rellenos sanitarios, más del 97% de estos compuestos pueden ser clasificados en cuatro categorías: materia orgánica, compuestos orgánicos específicos, metales pesados y macro componentes inorgánicos, siendo estos últimos, elementos que no representan un problema serio de contaminación, por lo que el estudio de los líquidos percolados se debe centrar principalmente sobre los procesos que afectan a la materia orgánica presente en ellos, expresada generalmente como Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) y Carbono Orgánico Total (COT), parámetros que representan al contaminante en fase disuelta que traspasa el fondo de un relleno sanitario y alcanza el acuífero luego de viajar a través de la zona no saturada de un suelo. Según varios autores, los mecanismos de atenuación natural que afectan a un lixiviado en el suelo se pueden clasificar en las siguientes categorías: sorción, decaimiento biológico, intercambio iónico, dilución, filtración y precipitación, así se muestra que la materia orgánica es afectada principalmente por los dos primeros mecanismos, es decir, sorción y decaimiento biológico. A continuación se detallarán los aspectos más relevantes del modelo conceptual planteado por Fernández en el 2001, sobre el cual se realizó el análisis de la migración de contaminantes.

Modelo conceptual de migración de contaminantes

Entre las principales características se encuentran:

- El modelo desarrollado se propuso sólo en la dirección vertical, debido a que es ésta la dirección predominante del movimiento del contaminante a través de la zona no saturada.
- La biodegradación de la materia orgánica se debe tanto a microorganismos aeróbicos como

anaerobios; sin embargo la literatura indica que la actividad aeróbica es prácticamente despreciable frente a las otras formas de vida presentes en el líquido percolado.

- El modelo que representa el comportamiento de un contaminante biodegradable al interior del relleno sanitario, puede extenderse hacia la zona no saturada del acuífero, puesto que considera que no existe un intercambio entre la fase sólida y disuelta de los contaminantes, pues después del traspaso del fondo del relleno sanitario, los contaminantes sólo se presentan en la fase disuelta.
- La materia orgánica presente en el percolado también se ve afectada por procesos de sorción con la matriz del suelo.
- Considera una isoterma no lineal en equilibrio, de tipo Freundlich.

De acuerdo con las anteriores consideraciones, el modelo propuesto para representar el comportamiento de un líquido percolado a través del suelo presenta las siguientes expresiones:

Variación de la concentración con respecto al tiempo de materia orgánica:

$$\frac{dC}{dt} + \frac{p_z}{\theta} \frac{dS}{dt} + \left(\frac{q}{\theta}\right) \frac{dC}{dz} = \frac{d}{dz} \left(\frac{E}{\theta} \frac{dC}{dz} \right) - \frac{\mu_n X C}{Y(K_n + C)} + \frac{rC}{\theta} \quad (4)$$

Donde,

$$S = K * C^n \quad (5)$$

Variación de la concentración con respecto al tiempo de microorganismos:

$$\frac{dX}{dt} + \left(\frac{q}{\theta}\right) \frac{dX}{dz} = \frac{d}{dz} \left(\frac{E}{\theta} \frac{dX}{dz} \right) + \frac{\mu_n X C}{K_n + C} - K_d X + \frac{rX}{\theta} \quad (6)$$

Donde,

- C: Concentración de Materia Orgánica.
- θ : Contenido Volumétrico de Agua.
- q: Flujo Vol. por und. de Área de Sólido.
- E: Coeficiente de dispersión longitudinal.
- μ_n : Tasa crecimiento específico microorg.
- X: Concentración de microorganismos.
- Y: Masa de microorg. Por und sustrato.

- Kn: Con. substrato a 1/2 del crecimiento esp. Máximo.
- r: Fuente de Humedad.
- Kd: Coeficiente de decaimiento endogeno de microrg.
- ρs: Densidad del suelo.
- S: Concentración adsorbida por la matriz del suelo.
- K: Coeficiente de Adsorción y Coeficiente empírico.

Adicionalmente, este modelo debe ser complementado con una serie de condiciones iniciales y de contorno, las que deben ser impuestas para encontrar la solución que representa el fenómeno a estudiar. Para el caso de la concentración de materia orgánica, la condición de borde más utilizada corresponde a la inyección continua de un contaminante en algún punto de la malla, lo que representaría la producción de líquido percolado desde un relleno sanitario en operación. En general, en todos los casos estudiados, se asume que en una etapa inicial no existe presencia del contaminante en el medio. Para el caso de los microorganismos es posible establecer el mismo tipo de condiciones iniciales o de contorno.

El análisis de la solución analítica del modelo, para el caso donde las características del lixiviado no varían con el tiempo, muestran que tras la incorporación del líquido percolado al suelo los microorganismos anaeróbicos presentes en él actúan sobre la materia orgánica consumiéndola a una tasa que depende de los valores de los parámetros cinéticos utilizados. En todo caso, se verifica en forma simple que al cabo de un tiempo de inyección suficientemente largo, el avance del frente de materia orgánica se detiene dado que la tasa de inyección es equilibrada por la tasa de consumo de materia orgánica por parte de los microorganismos presentes en el suelo. Esta situación indica que sólo una porción reducida de

suelo estará afectada por una concentración elevada de materia orgánica, o contaminación por líquidos percolados, mientras que el resto del suelo contendrá concentraciones inferiores a los considerados ambientalmente inadecuadas (Espinoza y Gonzáles, 2002).

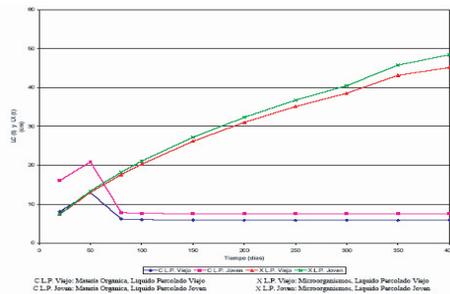
Finalmente, para un análisis más realista del modelo, se simuló el funcionamiento de un relleno sanitario, en el cual las características del lixiviado varían en el tiempo, disminuyendo su carga orgánica a través de los años, tal como se mostró en la tabla 2. En este análisis se utilizó un valor de la concentración de microorganismos en el lixiviado de 3.000 mg/l (SSV), del cual sólo un 50% corresponde a biomasa activa, por lo que se considerará una concentración inicial de microorganismos de 1.500 mg/l, los cuales entran en forma continua y constante con el líquido percolado por el fondo del relleno sanitario. Adicionalmente, para reproducir en mejor forma los parámetros biológicos bajo condiciones anaerobias, se consideraron los valores recopilados por Lawrence & Mc Carthy, correspondientes a $Y = 0.04 \text{ mg/mg}$; $\mu = 0.036 \text{ 1/día}$; $K_m = 5000$ y $K_d = 0.01 \text{ 1/día}$. Se consideraron una tasa de incorporación de 0.03 cm/día y una humedad de 0.3 ; de esta forma la velocidad real del flujo es de 0.1 cm/día . (Metcalf y Eddy, 1993). Conjuntamente para este análisis se evaluaron dos escenarios para un relleno sanitario pequeño, uno para un lixiviado donde la concentración inicial de materia orgánica es de 20.000 mg/l (relleno sanitario "joven" menor a 5 años); y otro escenario para un líquido con una concentración de materia orgánica de 5.000 mg/l (relleno sanitario viejo mayor a 5 años). De esta forma, el avance de los frentes para diferentes tiempos de simulación, y para ambos escenarios, se presenta en la Tabla 5 y en la Figura 8.

TABLA 5. Variación de la concentración de materia orgánica y microorganismos en lixiviados "Jóvenes y Viejos".

Tiempo	Líquido Percolado Joven		Líquido Percolado Viejo	
	Frente de Avance Concentración Materia Orgánica LC(t)	Frente de Avance Concentración de Microorganismos LX(t)	Frente de Avance Concentración Materia Orgánica LC(t)	Frente de Avance Concentración de Microorganismos LX(t)
[días]	[cm]	[cm]	[cm]	[cm]
20	8.14	7.41	16.1	7.51
50	13.01	13.09	20.89	13.47
80	6.30	17.64	7.89	18.26
100	6.08	20.31	7.89	21.07
150	5.96	26.17	7.89	27.20
200	5.94	31.04	7.89	32.36
250	5.94	35.15	7.89	36.74
300	5.94	38.53	7.89	40.42
350	5.94	43.13	7.89	45.71
400	5.94	45.16	7.89	48.39

Fuente: Espinoza y Gonzáles, Atenuación natural de contaminantes en rellenos sanitarios, 2002.

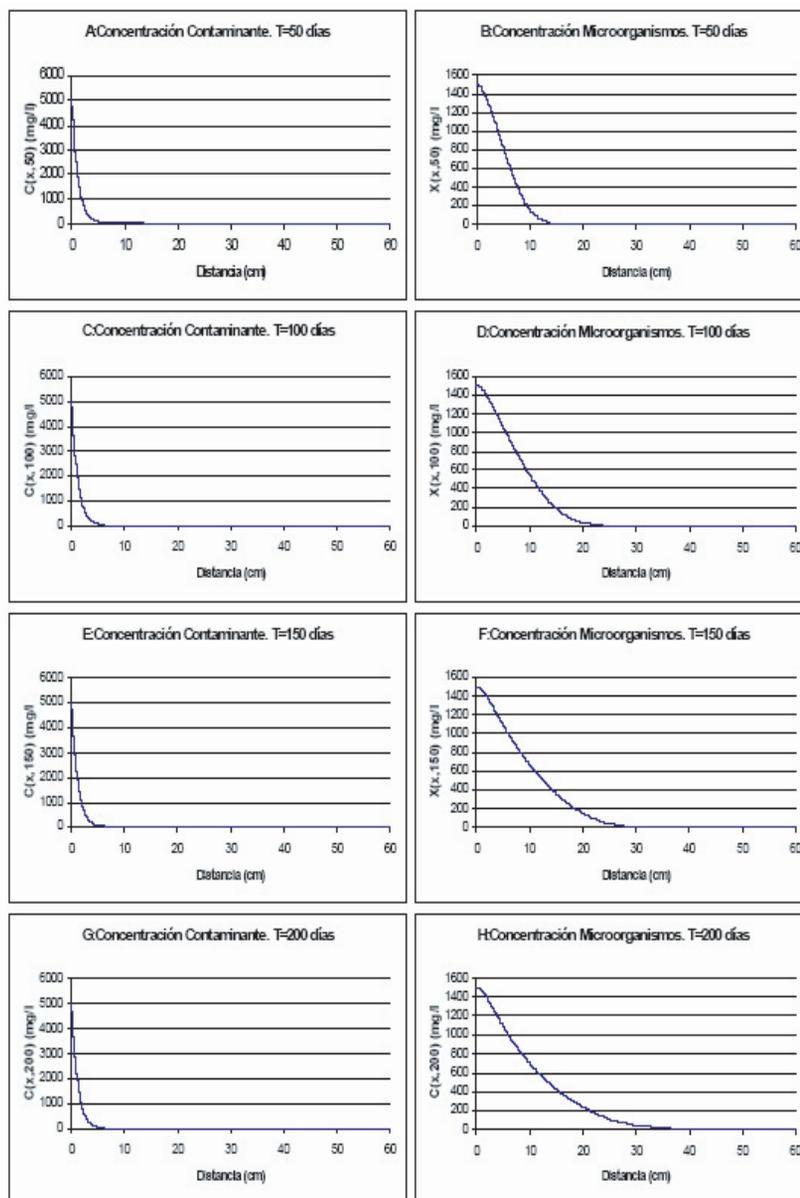
FIGURA 8. Evolución temporal de la concentración de la materia orgánica y microorganismos en lixiviados "Jóvenes y Viejos"



Fuente: Espinoza y Gonzáles, Atenuación natural de contaminantes en rellenos sanitarios, 2002

A continuación, para visualizar el efecto temporal que sufre la concentración de materia orgánica y de microorganismos, se grafica la evolución de éstos para el escenario con un líquido percolado “viejo”, donde se representa las diferentes situaciones para 50, 100, 150 y 200 días de modelación.

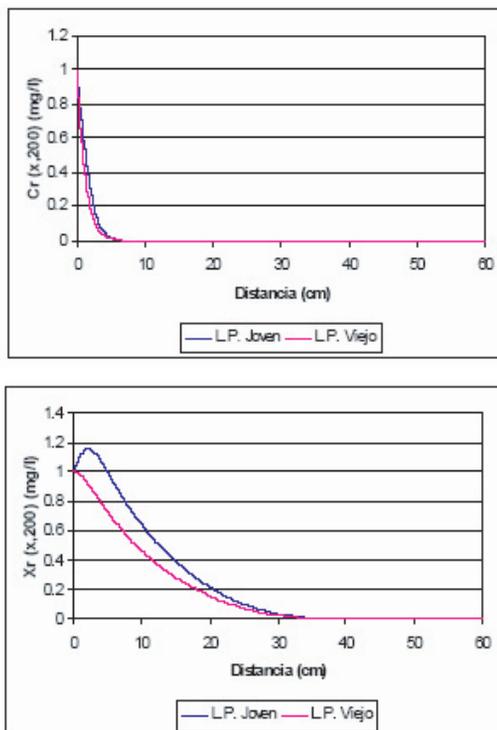
FIGURA 9. Evolución temporal de concentración de contaminante y microorganismos. Líquido percolado viejo



Fuente: Espinoza y Gonzáles, Atenuación natural de contaminantes en rellenos sanitarios, 2002

Por otra parte, en la figura 10 se muestra el comportamiento de las concentraciones paralelamente entre percolados "jóvenes y Viejos". Dadas las diferentes escalas de concentración para cada caso, se optó por representar la concentración de materia orgánica y microorganismos en forma relativa con respecto a la concentración de entrada y un tiempo de 200 días de modelación.

FIGURA 10. Concentración de contaminantes y microorganismos en percolados "Jóvenes y Viejos" para un T=200 días



Fuente: Espinoza y Gonzáles, Atenuación natural de contaminantes en rellenos sanitarios, 2002

ANÁLISIS DE RESULTADOS

En las figuras 5, 6 y 7, correspondientes a la modelación del efecto de la implementación de barreras de contención en el transporte de contaminantes, se observó la variación de la concentración a diferentes profundidades y en diferentes tiempos, valores que fueron asumidos

con el fin de simular los espesores de los sistemas de impermeabilización y la vida útil de los rellenos sanitarios respectivamente.

En el primer caso se pudo observar el efecto de la reducción de la eficiencia del sistema debido a la cabeza de presión generada por la acumulación de lixiviados en la barrera de contención. Según la modelación dicho fenómeno no fue significativo para un periodo de 10 años, pero para años posteriores este efecto sumado al agotamiento reactivo del sistema de contención hacen visualizar la pérdida total de la eficiencia, de ocasionar en algunos casos más que remoción, un aporte en la concentración de contaminantes (Periodos superiores a 25 años). Sin embargo, el pasar de los años hace que las concentraciones de los contaminantes disminuyan lo cual puede generar que a una misma profundidad evaluada en diferentes periodos de tiempo, tenga la misma concentración, puesto que el agotamiento de los sistemas de contención pueden ser contrarrestados, por así decirlo, con la disminución de la concentración de contaminantes.

Por otra parte, también se puede observar el efecto de la concentración a través del sistema de recolección secundario (concentración constante), evidenciando un adecuado proceso de drenaje. La disminución de la concentración en el acuitardo también es apreciada para los diferentes tiempos modelados; ésta muestra una reducción de la capacidad de contención. Sin embargo, los valores de concentración final obtenidos para 150 años no exceden los 50 mg/l, mostrando la efectividad del sistema.

El caso 2 es similar al anterior, pero contemplando la falla del sistema de recolección primario cuando ha transcurrido un periodo de 30 años, lo cual produce un aumento en la velocidad de Darcy y por ende una menor eficiencia del sistema; así puede ser observado por la comparación de las figuras 5 y 6.

En la figura 7 se muestra el comportamiento de un orgánico volátil a través de un sistema de impermeabilización de doble barrera. En esta figura se muestra claramente el efecto de la reducción de concentración de contaminantes debido a la implementación de una geomembrana, e igualmente se muestra el desgaste que sufre ésta a través del tiempo. Igualmente que en los casos anteriores, la figura evidencia el comportamiento de la concentración en los diferentes estratos.

En la figura 8 se muestra que en la atenuación de los contaminantes en rellenos sanitarios de pequeñas poblaciones no existe una diferencia sustancial, en términos de avance del frente de concentración, entre el comportamiento de un líquido percolado joven (DBO 20.000 mg/l) y el de un líquido percolado viejo (DBO 5.000 mg/l), a pesar de que la masa inicial para el primer caso es cuatro veces mayor. Así mismo, el avance del frente de microorganismos es mayor al del frente de contaminantes, a pesar de tener el mismo valor de corte. Esto se debe a que los microorganismos se alimentan en la sección más cercana al fondo del relleno, disminuyendo la masa de ésta en forma drástica: la población biológica ya alimentada, viaja a través del espacio y debido a la escasez de alimento en estas circunstancias muere con una tasa de decaimiento de primer orden con un coeficiente de decaimiento endógeno igual a 0.01 (1/día).

Por otra parte, la información presentada en la figura 9 muestra que el frente de contaminante presenta un avance considerable en los primeros tiempos de modelación, cuando la masa microbiana recién comienza su acción. Luego comienza un retroceso de la masa contaminante, seguido por un avance sostenido del frente de microorganismos, llegando a establecerse una situación de equilibrio para la materia orgánica.

Finalmente, en la figura 10 se muestra el avance del contaminante y de la población biológica para lixiviados jóvenes y viejos; ambos escenarios coinciden prácticamente en todo el espacio muestreado. Sin embargo, en la primera sección de la concentración de microorganismo se presenta una discrepancia importante, que refleja una mayor masa de microorganismos producida por la mayor cantidad de sustrato presente (lixiviado joven). Para el percolado viejo, la masa de microorganismos que ingresa al sistema con el líquido percolado dada la cantidad de alimento existente sólo se mantiene, sin generar nuevos individuos. No obstante, al aumentar la masa de contaminantes, se genera un mayor número de microorganismos, siendo su concentración relativa mayor a la unidad. Así pues este efecto rápidamente desaparece, lo que se logra en la Figura 8.

CONCLUSIONES

- En la actualidad se han desarrollado varios tipos de sistemas de impermeabilización en rellenos

sanitarios, entre los cuales comúnmente se encuentran las barreras de contención que pueden en forma general ser clasificadas como sistemas simples, compuestos y dobles, los cuales muestran su gran eficiencia a la hora de disminuir la migración de los diferentes contaminantes hacia las aguas subterráneas. A pesar de esto se debe tener en cuenta que su diseño e implementación depende de varios aspectos relacionados tanto con lo técnico, como lo económico, siendo cada caso especial debido a las características físico-ambientales y socio-económicas de su entorno.

- La modelación de la migración de contaminantes es una herramienta que permite decidir en forma acertada los parámetros de diseño más apropiados para la construcción y la implementación de sistemas de impermeabilización, quien permite establecer una interrelación entre dichos parámetros y su efecto en los niveles de contaminación a través del tiempo y la distancia, de tal forma que se garantiza los niveles permisibles con el fin de no generar un impacto negativo, tanto en el medio ambiente como en la salud de las personas.
- En general, la variación de la concentración del contaminante en función de la profundidad y el tiempo modelada por medio de la herramienta pollute, mostraron una gran eficiencia, y demostraron que los sistemas de impermeabilización conformados tanto por las barreras de contención compuestas por los diferentes materiales, o como por sistemas de recolección son una alternativa confiable a la hora de ser utilizados en sistemas de disposición final de residuos sólidos.
- En rellenos sanitarios de pequeñas poblaciones, el proceso de consumo de la materia orgánica constituye un proceso de atenuación natural de contaminantes que permite considerar la eliminación de membranas sintéticas para el fondo, sin que por esto se produzca la contaminación descontrolada del suelo.
- Dada la similitud del comportamiento de la masa de contaminantes y de microorganismos en lixiviados jóvenes y viejos, es posible concluir que la variación de composición del percolado en pequeños rellenos sanitarios no es un factor relevante para el cálculo de la zona contaminada del medio poroso.

- A pesar de que la utilización de sistemas de impermeabilización es lo más apropiado para la impermeabilización de sitios de disposición final de residuos sólidos, es posible ante determinadas situaciones cambiar ciertas restricciones de diseño, entre ellas la impermeabilización de fondo, con lo cual los vertederos o rellenos sanitarios se hacen económicamente factibles para localidades de baja capacidad económica, como es el caso de las poblaciones pequeñas de América Latina y en general de países subdesarrollados o en vía de desarrollo.

BIBLIOGRAFIA

Acurio G., Rossin A., Teixeira P., Zepeda F. (1998). Diagnóstico de la situación del manejo de residuos sólidos municipales en América Latina y El Caribe. Banco Interamericano de desarrollo y organización Panamericana de la Salud.

Comisión Reguladora de agua potable y Saneamiento C.R.A (2002). Reglamento técnico del sector de agua potable y saneamiento ras 200, Sección II Título F, Bogotá.

Espinoza C., Gonzáles A. (2002). Atenuación natural de contaminantes producidos en rellenos sanitarios. división de recursos hídricos y medio ambiente, departamento de ingeniería civil, Universidad de Chile, Santiago de Chile.

Evans J., Sambasivam Y., Zarlinski S. (1990). Attenuating materials in composite liners. geotechnical special publication no.26, american society of engineers in conjunction with The ASCE National Convention San Francisco, California.

Fernández E., Espinoza C., Mena M. (2001). Movimiento y atenuación de líquidos percolados en un medio poroso saturado. división de recursos hídricos y medio ambiente, Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Chile, Santiago de Chile.

Fetter C. (1999). Contaminant hydrogeology. University Of Wisconsin-Oshkosh and C.W Fetter, Jr. Associates. Prentice Hall. New Jersey.

GAEA Technologies. (2004). Reference guide pollute version 7. ontario.

Hughes K., Christy A., Heimlich J. (2003). Landfill Types and Liner Systems. Ohio State University:Ohio.

Metcalf and Eddy. (1993). Ingeniería de Aguas Residuales, vertido y reutilización. Mc Graw Hill. Ciudad de México.

Pineda S. (1998). Manejo y disposición de residuos sólidos urbanos. Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Bogotá.

Tchobanoglous G., Theisen C., Vigil S. (1994). Gestión integral de residuos sólidos. Mc Graw Hill. Madrid.

Villalba D. (2002). Especial textiles técnicos: geotextiles y productos relacionados. Eurogrus S.L. Madrid.