Contaminación con derivados de petróleo y alternativas de bioremediación

Ing. Martin Balestie, B.A.B.M.

El tratamiento biológico de suelos y aguas subterráneas contaminadas con derivados de petróleo presenta características específicas que lo distinguen 'radicalmente' de las alternativas convencionales de tratamiento biológico. Existe sin embargo, un importante 'denominador común' en cuanto a los conceptos involucrados, que permite una comprensión significativa de los problemas que se presentan, así como una razonable evaluación de las posibles alternativas de tratamiento efectivo, en oposición, a digamos meramente cambiar la fase del contaminante. A continuación, se brinda una breve reseña de algunos de los puntos principales, incluyendo sencillas ilustraciones numéricas para visualizar algunos conceptos básicos. No es el objetivo de esta presentación una cobertura siquiera exhaustiva del tema, que cada vez más insistentemente vemos aparecer en los titulares de la prensa: derrames debidos a colisiones entre buques, accidente de transporte y tal vez, menos 'documentada' por su poco 'punch' noticioso, roturas en redes de distribución o pérdidas de tanques de combustible o solventes, resultando en terrenos contaminados con productos industriales, de considerable riesgo en ciertos casos.

LA IMPORTANCIA DEL TEMA

Si bien los medios gráficos y televisivos frecuentemente informan de derrames de petróleo por rotura de colectores, colisiones entre buques tanque y esporádicos incidentes industriales (en algunos casos involucrando además las famosas "nubes tóxicas"), la relevancia del tema es sutil, dado que se estima que en realidad *el más generalizado problema de contaminación está constituido por pérdidas sistemáticas de combustible originadas en el deterioro de tanques de almacenamiento o depósitos subterráneos* (1). La disposición inadecuada de lubricantes de motores es otra fuente de contaminación extendida (1, 19). De magnitud "menor," pero de inexorable relevancia por su toxicidad, están las instancias involucrando solventes y pesticidas (1). El lector no especializado puede consultar obras como (2, 11) que presentan la "problemática ambiental" en un marco más amplio utilizando un lenguaje simple pero inequívoco.

EL OBJETIVO

El objetivo común a los distintos sistemas consiste en la *conversión o transformación* de los compuestos contaminantes en anhídrido carbónico (CO_2) u otro gas o sustancia inorgánica, agua y masa celular. Por tanto, son aplicables todos los conceptos 'clásicos' de degradación biológica, como por ejemplo, puede encontrarse en textos universitarios fundamentales (3). En ciertos casos, esta definición de trabajo puede incluir o consistir en la *inmovilización* del contaminante. Afortunadamente, la mayoría de los derivados de petróleo son **relativamente fáciles** de degradar y por lo tanto razonablemente pasibles de ser resueltos por las distintas alternativas de bioremediación (1).

Como ilustración de lo que está "ocurriendo en el mundo real", las dos figuras adjuntas (Fig.1 y Fig.2), nos muestran el mapa de una instancia de contaminación, indicando la distribución de concentraciones a nivel de superficie y a aproximadamente 50 cm de profundidad. Lamentablemente no siempre se puede contar con una 'radiografía' tan concreta del problema, en muchos casos porque el problema reside a profundidades significativamente mayores, en otros casos porque no es practicable o accesible la zona afectada (debajo de construcciones), y en muchos casos, porque simplemente no se dispone de una infraestructura mínima para llevar a cabo la tarea.

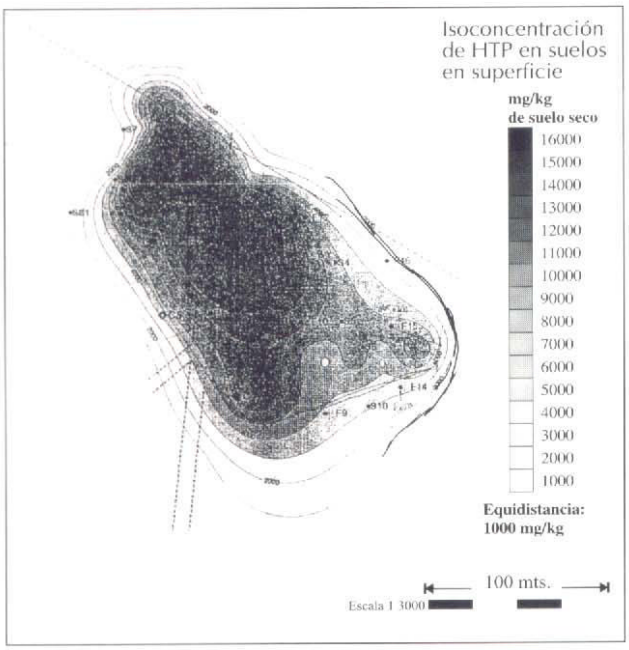


Fig. 1 Niveles de contaminación en superficie

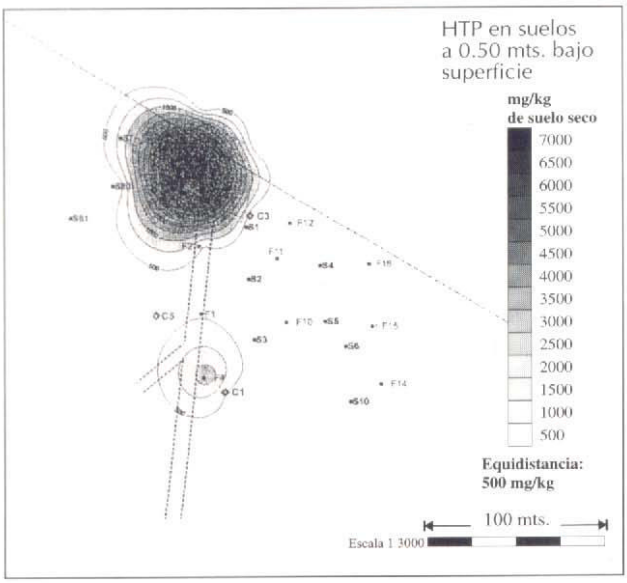


Fig. 2 Contaminación a 50 cm de profundidad

En este caso concreto, el tratamiento elegido sería probablemente el retiro del material contaminado para su posterior compostaje, ya sea en **zonas especialmente acondicionadas**, de relativa gran extensión pero con bajos requerimientos de energía, o alternativamente, en **biocomposteras**, sistemas cerrados, relativamente intensivos del punto de vista energético y selectivos en sus aplicaciones debido a la también relativamente importante demanda de capital inicial. Estos últimos (sistemas "cerrados") permiten sin embargo un marcadamente mayor control de proceso (ciclos de aproximadamente 20-26 días), dado que pueden utilizar, por ejemplo, dispositivos auxiliares para fomentar un mejor contacto y distribución uniforme ("blending") entre microorganismos, aire/oxígeno, nutrientes, contaminante objetivo. Dado que estos sistemas no están expuestos a la intemperie, se minimiza la disipación de calor y el control de la temperatura y la oxigenación es lograble por ventilación forzada. Por otro lado, el carácter cerrado de estos sistemas permite un *óptimo control de emisiones* (típicamente suplementado con biofiltros de dimensiones menores que otras alternativas) así como la *eliminación de 'lixiviados' ('leaching')* tanto en el terreno de la planta como en zonas aledañas y aguas subterráneas. Con la creciente presión de los 'marcos regulatorios' en contaminación **en todas sus fases**, estos dos últimos factores no son nada despreciables cuando se evalúa el **problema en forma global**. Estos sistemas están especialmente recomendados para tratar, por ejemplo, los lodos procedentes de celdas de decantación o flotación de **refinerías** y/o terminales localizadas en zonas de gran concentración urbana o con extremadamente baja disponibilidad en cuanto a área adjudicable para la planta de tratamiento.

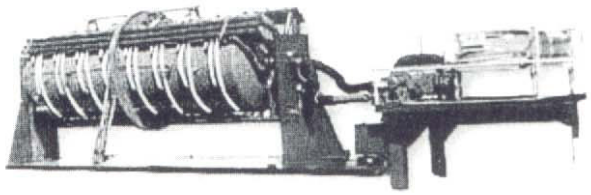


Fig. 3 Biocompostera (gentileza de DBS Manufacturing, Inc.)

TRATAMIENTOS IN SITU VS. TRATAMIENTOS EX-SITU

Como la denominación lo sugiere, el tratamiento de la masa contaminada puede intentar realizarse **in situ**, i.e. sin excavación y/o transporte, o de modo **ex situ**, típicamente retirando el material contaminado y procediendo a su tratamiento en tanques o zonas especialmente adecuadas.

Muy brevemente, tratamientos **in situ** (1, 4, 12, 13, 14) pueden pretender llevar a cabo la *degradación del contaminante en el lugar*, con varias alternativas posibles, dictadas un poco por la cantidad de material afectado, las profundidades involucradas y/o otras restricciones, e.g. diponibilidad de recursos, el plazo de tiempo en el cual se debe resolver el problema, los valores límite a los que debemos llegar, las características del terreno, e.g. arcilloso, poroso, fracturas existentes. Las técnicas elegidas pueden variar, por ejemplo, si el contaminante reside en zona no saturada ("vadose zone") o si el problema ya afecta zonas de acuífero. De modo muy grosero, sin embargo, los distintos procedimientos se centran en el mantenimiento de condiciones óptimas para el desarrollo de microorganismos: niveles adecuados de oxígeno, contenido de humedad apropiado, balance de nutrientes y eventuales promotores de biodegradación. Así, el suministro de oxígeno, por ejemplo, puede plantearse mediante flujos de aire forzado (mediante sopladores) o inducido (mediante bomba de vacío); o bien inyección o percolado de soluciones conteniendo NO3 o H2O2.

Algunas de las consideraciones para tratamientos in situ también se aplican para los tratamientos **ex situ** (1, 4,12,14), que como dijimos consisten en la reubicación del material (costos asociados y riesgos involucrados en el transporte!) y posterior tratamiento en zonas o recipientes especialmente adecuados. Así por ejemplo, podríamos pensar en tratar la masa contaminada en **reactores biológicos** batch (SBRs) o semi-batch, en una 'especie' de **fase líquida** ("slurry phase"), en tanques o piletas similares a los existentes en las plantas de tratamiento municipal (1, 4,

12). Comparado con otras alternativas de tratamiento, este sistema, en el que el tratamiento ocurre en condiciones saturadas (el material contaminado se mantiene en suspensión en un medio acuoso), permite generalmente el máximo contacto entre el contaminante, la biomasa, el oxígeno, el agua y los nutrientes. Según la definición de cada uno, en ciertas instancias esta alternativa ("slurry phase") puede llevarse a cabo 'in situ.' De todas maneras, lo que queremos acá es reconocerlo como el familiar tratamiento biológico, implementable con por ejemplo sistemas de aireación difusa o unidades de superficie, en el cual, al igual que en los sistemas de efluentes municipales e industriales, deberemos *simultáneamente suministrar y distribuir oxígeno, lograr buenos niveles de mezcla y mantener en suspensión la biomasa* de forma de llevar a cabo exitosamente el tratamiento. El material contaminante estará presente tanto disuelto como adherido a los sólidos. Según la cinética de la reacción, lenta o rápida, deberán plantearse distintos balances de masa para la fase líquida y para la fase adherida (1). Podría por ejemplo asignarse 3 g de oxígeno por cada g de diesel y aplicar los cálculos habituales en el dimensionado de sistemas de aireación. Obviamente en estos casos el cálculo del brake horsepower para mixing deberá ser realizado de forma más cuidadosa, pues podemos tener contenido de sólidos típicamente entre 5 y 20%, e incluso hasta 50% por tanto es importante considerar las recomendaciones de diseño específicas (1).

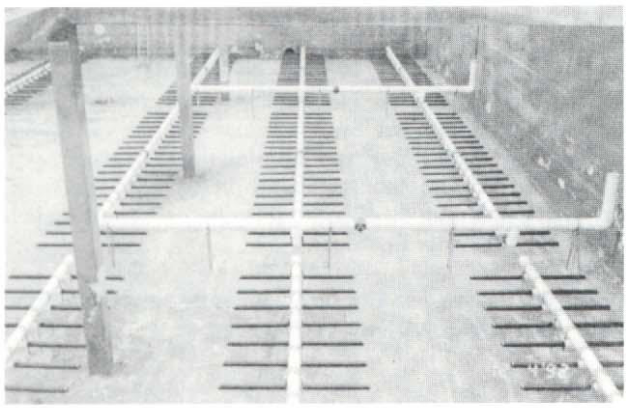


Fig. 4 Sistema de aireación difusa
(Gentileza de EDI/Environmental Dynamics, Inc.)

Distintas alternativas de tratamiento ex situ en la denominada **fase sólida**, incluirían **land treatment** y **compost**, siendo el modo de aireación el factor distintivo.

Los procedimientos de **land treatment** (1, 4, 5), inspirados en los practicados por siglos por los agricultores, básicamente consisten en aplicar y distribuir la masa contaminada en zonas especialmente confinadas (preparadas con liners de fondo, sistemas de drenaje y monitoreo, almacenamiento de líquido, entre otros) e integrarla a la matriz, suministrando aire mediante equipamiento similar utilizado en la producción: tractores, arados. El tratamiento puede realizarse también in situ o mediante la utilización de zonas especialmente acondicionadas, como por ejemplo playas de estacionamiento de plantas abandonadas. Si bien los beneficios incluyen bajo requerimiento de capital inicial y costos operativos, involucran necesariamente grandes áreas no siempre disponibles y frecuentemente altas tasas de volatilización que podrán o no ser aceptables, según los criterios aplicables y/o vigentes. Adicionalmente, sólo son inmediatamente aplicables a instancias de contaminación con profundidades alcanzables con los implementos agrícolas convencionales (entre 15 y 50 cm).

Las alternativas de **compostaje** (1,4,5,6,15, 27, 29), pueden incluir configuraciones de largas y altas (e.g. 5m) filas de material 'a cielo abierto' como así también tratamientos en recintos especialmente equipados (Fig. 5) o recipientes cerrados. En los sistemas de biopilas, la alimentación de oxígeno puede realizarse mecánicamente al redistribuir el material de las pilas ('windrows'), o, pasivamente, mediante la inyección de aire mediante tubos perforados ('static piles'). En comparación con el sistema de tratamiento anterior (land treatment), *las plantas de compostaje requieren considerablemente menos superficie de terreno.* Como resultado del proceso, resultan productos biologicamente estables (e.g. humus), si bien no estrictamente en calidad de fertilizantes, pero de importante utilidad para procesos productivos. Al igual que land treatment los requerimientos energéticos son bajos en el caso de compost a 'campo abierto.' Si bien pueden plantearse problemas de emisión, es una alternativa notablemente más económica y mucho más simple que una incineración indiscriminada. Según la alternativa seleccionada, el mantenimiento puede ser significativo o no. Finalmente, las alternativas de **biocomposteras** o sistemas cerrados, ya han sido comentados.

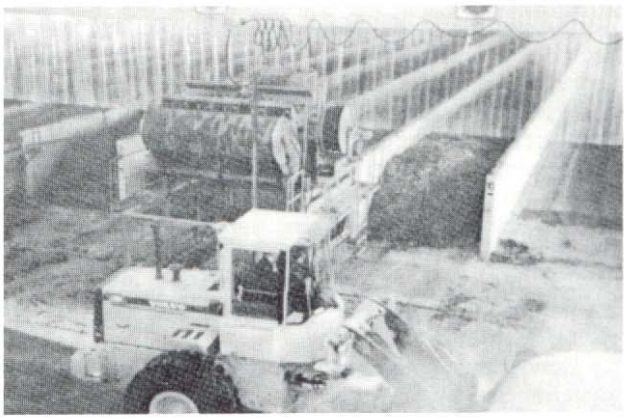


Fig. 5 Líneas de compost mecanizado (Gentileza de U.S. Filter)

En cuanto a las alternativas de compostaje en general y su promisorio potencial (27), son extremadamente interesantes los comentarios de Savage et al. (15) dentro del contexto de manejo y tratamiento de residuos peligrosos: "A pesar de sus limitaciones, el sistema de compost es actualmente competitivo con las alternativas de incineración y/o rellenos sanitarios como un medio de disposición de residuos resultantes de actividades agropecuarias, sólidos municipales contaminados y barros de **refinerías de petróleo**. Adicionalmente, es [altamente] probable que continúe manteniendo su posición competitiva. Este pronóstico optimista se explica cuando uno compara las ventajas y desventajas inherentes de los sistemas de compost con las características de los métodos físicos, químicos y térmicos alternativos (e.g. incineración, rellenos sanitarios). Los mismos criterios [económicos] que favorecieron la expansión de los sistemas de aplicación de lodos municipales y el correspondiente declinio de las instancias de incineración argumentan a favor los sistemas de compostaje de residuos agrícolas [peligrosos] y barros de petróleo. Las dimensiones del problema, el factor característico de los residuos agrícolas, hacen al tratamiento de compost económicamen-

te más atractivo que la disposición utilizando incineración. *Los costos y las dificultades involucradas en los intentos de incinerar barros de petróleo han derivado en la búsqueda de alternativas a la incineración.* El éxito experimentado en el tratamiento de [estos] lodos por landfarming y los resultados obtenidos en la investigación de compostaje de barros de petróleo apuntan a los sistemas biológicos de compost como una atractiva alternativa."

En muchos casos, aún cuando se haya logrado un alto grado de biodegradación, puede requerirse el procesado de contaminantes 'arrastrados' en los caudales de aire, como resultado de cierto porcentaje de volatilización (e.g. intencional con SVE; competitivo indeseado con los procesos biológicos) siendo entonces aplicables los tratamientos biológicos **fase gaseosa** utilizando biofiltros o biotrickling filters, similares a los filtros percoladores. Al igual que en estos últimos, el tratamiento del contaminante se lleva a cabo por films de biomasa que se desarrollan en el interior de las torres (1,4,17), siendo aceptables soportes sintéticos (e.g. packing random o estructurado) como también compost. En el caso de los biofiltros el contaminante 'reside' en la fase gaseosa, mientras que en los percoladores convencionales, el contaminante está mayoritariamente disuelto en el líquido a tratar.

CONTAMINACIÓN DE NAPAS FREÁTICAS

Lamentablemente, en muchas instancias, la contaminación no se reduce a zonas relativamente superficiales o acotadas. En muchas situaciones, el material contaminante se encuentra presente en los reservorios naturales, acuíferos, que frecuentemente alimentan la cadena de consumo humano de agua. Para las poblaciones en las cuales el suministro de agua potable se realiza a partir de aguas subterráneas, e,g, en oposición a aguas de superficie, esto se presenta como un muy grave problema y de difícil solución. Lo que comentaremos brevemente a continuación es la remediación de las aguas, no la potabilización o recuperación de las mismas.

Dentro de las alternativas para **remediación de aguas** subterráneas (1,4,5,12) podemos mencionar la secuencia bombeo, tratamiento y reinyección y por otro lado, aireación de la masa acuosa.

La alternativa de **bombeo, tratamiento y reinyección** ("pump/treat /reinject"; combinación ex-situ in-situ) consiste en la extracción por bombeo de líquido de la napa contaminada, posterior tratamiento del mismo mediante plantas de tratamiento convencionales, red de saneamiento o disposición, y eventual agregado de oxígeno y nutrientes en el caso de su devolución al acuífero para promover la remediación in situ.

Las alternativas de **aireación de la masa acuosa** (air sparging), consisten en un tratamiento análogo a un tratamiento biológico convencional, mediante la incorporación forzada o inducida de aire, de manera de mantener un nivel adecuado de oxígeno disuelto para posibilitar la actividad biológica. De manera muy simplificada, puede consistir en inyección de aire por medio de sopladores a una línea de aire al acuífero.

CONTAMINACIÓN DE ZONAS NO SATURADAS

Dentro de las alternativas para el tratamiento de **zonas no saturadas** (1, 4, 5, 12, 16), podemos destacar:

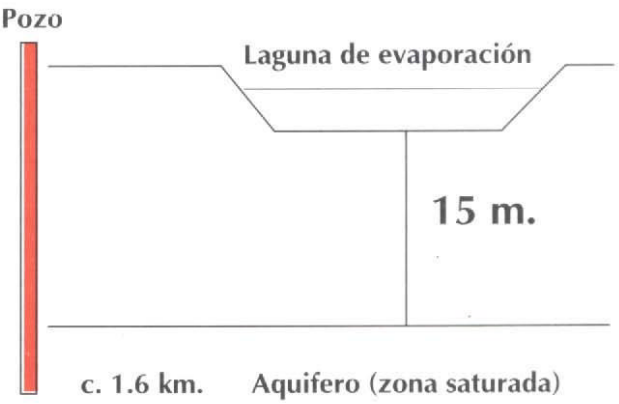
- **volatilización inducida** y posterior tratamiento de la vena de aire (SVE o "soil vapor extraction"), en el caso de contaminantes volátiles; en este caso puede dar lugar al tratamiento biológico posterior del contaminante en fase gas, por ejemplo, mediante la utilización de biofiltros o biotrickling filters;
- **biodegradación** en el lugar mediante el suministro de aire a la zona no saturada de manera de promover la degradación in situ, en el caso de contaminantes menos volátiles ('bioventing').

LA DISTRIBUCIÓN DEL CONTAMINANTE EN LA MATRIZ

Parte de lo específico a los problemas de bioremediación consiste en la *característica distribución de los contaminantes*. En el caso de tratamientos convencionales de líquidos residuales y efluentes industriales, aún en refinerías y terminales, típicamente el contaminante está "accesible" en el caudal a tratar. En estos casos, ya populares, frecuentemente, previo al proceso biológico, pretendemos sucesivamente separar contaminante por gravedad (masa sedimentable; e.g. tanques API en las plantas de efluentes de refinería) y/o por flotación en unidades DAF (una vez "rota" la emulsión, y al liberarse el líquido presurizado, burbujas de aire arrastran el contaminante como una especie de elevador o ascensor, basándose en la ley de Henry para gases de baja solubilidad). Dependiendo del caso en cuestión, nos restaría por procesar el contaminante disuelto, mediante por ejemplo sistemas de aireación difusa. Este tren de tratamiento tiene *los mismos/ habituales procesos unitarios* presentes en plantas de tratamiento de efluentes convencionales. Veamos a continuación un caso concreto, simplificado pero muy ilustrativo, de la situación que frecuentemente se presenta en las instancias de contaminación de suelos. En el caso de una refinería o una terminal es claro que vamos a tener oportunidades de bioremediación tanto en los lodos que se generarán como en todo el entorno en que está emplazada la planta (aire, suelo, líquidos).

Caso ilustrativo # 1: Contaminación de aguas subterráneas con tricloroetileno (TCE)

Durante varios años, tricloroetileno utilizado como agente de limpieza de maquinaria y a su vez 'contaminado' con grasa y agua ha sido descartado y enviado 'sistemáticamente' a lagunas de evaporación sin membrana impermeable de fondo, cercanas a la planta. Las características del terreno corresponden a suelo moderadamente arcilloso (10%) y contenido estimado de materia orgánico cercano a 3%. El acuífero se halla aproximadamente a 15 m del fondo de las lagunas de evaporación, según la siguiente figura:



Pretenderemos determinar, en forma aproximada, los siguientes puntos:

a. estimación de la distribución de contaminante en las tres fases suponiendo que no haya biodegradación;

b. cuanto tiempo demoraría en llegar el contaminante a una estación de potabilización existente a aproximadamente 1.6 km del área 'problema'.

A grosso modo, lo que haremos será calcular el porcentaje de contaminante en cada fase y tomaremos como base lo que ocurre con digamos, 1 m3 de 'tierra contaminada.' Antes de seguir adelante deberemos suponer, a sólo efecto de desarrollar los cálculos, un *contenido volumétrico de humedad*, e.g. 0.2. Asimismo, debemos considerar un valor de *porosidad*, típicamente entre 0.3 y 0.6 - elijamos para nuestro ejemplo 0.35.

Podemos entonces 'disecar' el m3 de 'tierra contaminada' como sigue:

a. Vw = volumen ocupado por agua = 1 m3 * 0.2 = 200 L

b. Va = volumen ocupado por aire, a partir de la definición de porosidad:

porosidad = (volumen de agua Vw + volumen de aire Va) /volumen total V

Va = volumen total * porosidad - Vw = 1 m3 * 0.35 - .2 m3 = .15 m3

La cantidad total de contaminante está dada por

s * Gb * V+ Cw * Vw + Ca * Va (I)

siendo,

s = masa de contaminante adherida ("sorbed") por masa seca, sin unidad

Gb = masa de sólidos dividido por volumen total ("dry bulk density")

Cw = concentración de contaminante en fase líquida, e.g. mg/L

Ca = concentración de contaminante en fase gaseosa

Antes de seguir adelante necesitamos introducir tres relaciones fundamentales.

a. De la literatura de suelos, la distribución de contaminante entre la fase líquida y la sólida está regida por el coeficiente de distribución Ksd, como sigue:

Ksd = s / Cw

b. el modelo de volatilización de dos películas ("thin-film model") es aplicable, por lo que el cociente de concentración de contaminante aire líquido obedece la ley de Henry, por lo que, en la interface, resulta:

H = Ca / Cw

c. una buena estimación del coeficiente de distribución Ksd está dada por:

Ksd = aprox. 6.3 * 10^-7 * foc * Kow

siendo,

foc = fracción orgánica

Kow = el cociente de las concentraciones del contaminante específico, en octanol y en agua.

Nos queda finalmente, asumir un valor ilustrativo para Gb, e.g. 2070 kg/m3 y utilizando tablas de propiedades de contaminantes, tricloroetileno en particular, llevar a cabo la aritmética necesaria.

Para simplificar un poco los cálculos, introduzcamos las relaciones presentadas en la ecuación (I) del balance de masa presentada anteriormente:

s * Gb * V + Cw * Vw + Ca * Va (I)

s * Gb * V + Cw * Vw + H * Cw * Va (II)

Nos resta ahora recabar la información necesaria de las propiedades de tricloroetileno y realizar operaciones. De (1) sabemos que:

H = 0.3 (constante de Henry)

solubilidad = 1100 mg/L

Kow = 240 ("partition coefficient")

Calculemos primeramente una estimación del coeficiente de distribución Ksd dada por:

Ksd = 6.3 * 10^-7 * foc * Kow = 6.3 * 10^-7 * 0.03 * 240 = 4.536 * 10^-6 L/mg = 4.536 * 10^-3 m3/kg

Por otro lado, podemos estimar que la cantidad de contaminante llegue a saturación de la fase líquida, siendo entonces:

Cw = concentración en fase líquida = solubilidad = 1100 mg/L

Por tanto, resulta

s = Cw * Ksd = 1100 mg/L * 4.536 * 10^-6 L/mg = 4.9896 10^-3

Utilizando las unidades que consideremos más cómodas para trabajar, podemos expresar la ecuación (II) como:

4.9896 * 10^-3 * 2070 kg/m3 * 1 m3 + 1100 mg/L * 200 L + 0.3* 1100 mg/L * 150 L =

10.328 kg (adherido) + 0.22 kg (fase líquida) + 0.066 kg (fase gaseosa)

Los correspondientes porcentajes resultan:

contaminante adherido a fase sólida: 10.328*100/10.614 = c. 97.4 %

contaminante en fase líquida: 0.22 * 100/10.614 = c. 2.1 %

contaminante en fase gaseosa: 0.066* 100/10.614 = c. 0.5%

En resumen, la **distribución del contaminante** está dada:

adherido a fase sólida	97.4	%
en fase líquida	2.1	%
En fase gaseosa	0.5	%

El resultado numérico obtenido es **fundamental** y bastante ilustrativo de la mayoría de las instancias. Surge entonces, como primera "inducción", casi inmediata, que **cualquier abordaje en cuanto a remediación en el caso de un derrame no consiste en simplemente extraer la fase líquida**: el altísimo porcentaje de contaminante permanecerá adherido ("sorbed") y poco lograremos simplemente bombeando (inútilmente!) líquido con poco contaminante. Luego de 'modelar' nuestro problema y evaluando las alternativas de remediación esbozadas anteriormente, podremos pensar que en el mejor de los casos, lograremos "despegarlo" para entonces recién dar lugar a la degradación biológica. Tendremos acá, aún en nuestro problema simplificado que considerar la suma de estos dos tiempos: el necesario para la separación y el de la biodegradación. Parte de muchos problemas de bioremediación consisten en que medida o tasa (tiempos!) pueda lograrse este prerequisito, i.e. "desorption" (12). Adicionalmente, debemos

notar que los contaminantes pueden oscilar desde instancias fácilmente biodegradables (e.g. la mayoría de los constitutivos de las gasolinas) hasta situaciones más complejas involucrando contaminantes como MTBE ('Methyl tert-butyl ether"). El lector interesado encontrará información muy valiosa en el sitio de contaminantes de la Universidad de Minnesota (10).

Veamos ahora el problema de la propagación del contaminante hacia pozos de extracción practicados en la vecindad de la zona contaminada.

Básicamente aplicaremos la ley de Darcy, suponiendo distintos valores posibles para la conductividad hidráulica. De los cálculos surgirá bastante claramente la importancia de caracterizar (o poder caracterizar!) el terreno de la mejor manera posible.

La velocidad superficial en un medio poroso está dada por:

Vs = - Kc * deltah / deltaL
en nuestro caso:
deltah = c. 15.2m
deltaL = c. 1600 m

Según (1), la conductividad hidráulica Ks puede oscilar entre 10^-3 m/s para arenas gruesas y 10^-8 m/s para terrenos arcillosos. Luego, calculando para varios puntos intermedios, lograremos la siguiente tabla:

Kc	m/dia	tiempo en llegar (años)
0.001	0.816208	5.5
0.0001	0.081620	54.8
0.00001	0.008162	547.6
0.000001	8.16209E	5475.9
0.0000001	8.16209E	54758.6
0.00000001	8.16209E	547585.9

En nuestro caso, por las características del suelo (10% arcilla) es esperable valores del modelo simplificado entre el segundo (54.8 años) y quinto (5475.9 años).

Adicionalmente, no hemos considerado que la velocidad del contaminante en realidad, deberá atenuarse con coeficientes de retardación, no calculados pero explicados por las sucesiones de adsorción y desorción usualmente supuestas en los modelos. Teniendo en cuenta esta correción, podría ser del orden de 10, la velocidad estimada para el contaminante es sensiblemente menor. Asimismo, el comportamiento en el acuífero (con coeficiente de retardación probablemente entre 2 y 4) diferirá del comportamiento del contaminante en la zona no saturada.

Caso ilustrativo # 2: Cálculo de la velocidad de un contaminante, teniendo en cuenta el coeficiente de retardación

Los resultados obtenidos en el ejemplo anterior, nos inclinarían tal vez a suponer, erróneamente, que la propagación de los contaminantes es "lenta." El siguiente ejemplo, analizando una situación de una pérdida continuada en un tanque de almacenamiento deteriorado, nos ilustra que el daño puede trasladarse sensiblemente más rápido, considerando otro juego de datos posible:

Kc = 10^-3 m/s
Deltah/deltaL = - 0.06
Gb = 1,900 kg/m3
foc = 0.01
Kow = 250
Porosidad theta = 0.25

Velocidad superficial según Darcy:
Vs = - Kc * dh/dx = 10^-3 m/s * 0.06 * 60*60*24 = 5.184 m/día

El coeficiente Ksd está dado, como ya vimos antes, por:
Ksd = 6.3 * 10^-7 * foc * Kow = 6.3 * 10^-7 * 0.01 * 250 = 1.575* 10^-6 L/mg = 1.575 * 10^-3 m3/kg

Coeficiente de retardación:
R = 1 + Gb * Ksd / theta = 1 + 1,900 kg/m3 * 1.575 * 10^-3 m3/kg / 0.25 = 12.97

Teniendo en cuenta la porosidad indicada, la velocidad del medio estará dada por
V =Vs/porosidad= 5.184 m/día/0.25= 20.736 m/día
Luego, la estimación de la velocidad del contaminante sera: Vc = V / R = 20.736 m/día / 12.97 = c. 1.6 m/día

Como vemos, este valor es significativamente mayor que el manejado en el caso anterior. Surge entonces la pregunta: es esto grave? Nuestra respuesta probablemente dependerá de cuan lejos del lugar vivamos.

BREVES CONCLUSIONES

Pretender que esta pequeña presentación constituya siquiera una síntesis de la problemática ambiental involucrando derivados de petróleo y sus posibles tratamientos sería fuera de los objetivos planteados. Por tanto, mas que el asentamiento final de un aserto técnico, este escrito sólo deberá considerarse como facilitador o punto de comienzo de una especialidad promisoria que presenta características de especial relevancia para la región, dado que concilia *problemas reales existentes* (e.g. industrias en los distintos escalones del sector petrolero, refinerías, terminales, líneas de combustible, estaciones de servicio - por todas partes!), con *oportunidades de investigación 'científica' intensa* y *no necesariamente requiriendo para su solución considerables inversiones de capital* como las típicamente asociadas a los proyectos de saneamiento y efluentes. Asimismo, ciertas 'tecnologías', de bajo costo, son pasibles de ser en gran medida desarrollables localmente, específicamente compostaje (27), land treatment y variantes de inyección/inducción de aire/oxígeno ya mencionadas mediante sopladores y/o bombas de vacío. Estos tres puntos -**existencia real** del problema, **generación de oportunidades de trabajo**, tanto calificado como no especializado, y alternativas de tratamiento biológico de **bajo costo** para algunos contextos- conjugan una situación que no siempre se presenta en problemas de contaminación ambiental, cualquiera sea la fase involucrada. Es especialmente desafortunado entonces, cuando por desinformación involuntaria, se dan por 'saneados' problemas que en realidad, permanecen irresolutos, e.g. mera extracción de fase líquida en una instancia de derrame de diesel.

CRÉDITOS

Parte del material presentado ha sido elaborado en base a información de archivo de CTI S.A., supervisada por el científico ambiental Lic. Thomas Irwin, M.S. Rutgers, así como pautas impartidas en el curso de posgrado CE 402

"Bioremediation" de la Universidad de Missouri, Columbia. El Sr.Irwin, así como los responsables del curso, el Dr. Robert Segar y Ms. Lei Wang, serán quienes deberán asumir los méritos de los aciertos aquí presentados. En cuanto a las imperfecciones restantes, correrán, como siempre, por cargo del expositor.

Asimismo, el autor desea expresar su aprecio a las siguientes personas, que gentilmente colaboraron de distintas formas para la elaboración de este documento: Nils Young y Dick Krause, DBS Manufacturing; Andy Reed, ARCADIS Geraghty Miller; Dan Lalor, Envirex/US Filter; Charles Tharp y Marco Figueroa, de EDI/Environmental Dynamics; y finalmente, Randy Meetze, FRC Environmental.

Para el lector interesado, existe afortunadamente ya una considerable cantidad de publicaciones que comienzan a indicar la madurez de la disciplina, tanto a nivel académico como de campo. La bibliografía indicada es necesariamente muy parcial.

BIBLIOGRAFÍA E INFORMACIÓN ADICIONAL

1. Eweis et al "Bioremediation Principles," McGraw - Hill, 1998.
2. Miller, G.T. "Environmental Science," Wadsworth Publishing, 6th ed. 1997
3. Brock & Madigan "Biology of Microorganisms," Prentice-Hall, 6th. ed., 1991
4. U.S.A. EPA ABioremediation of Hazardous Waste Sites: Practical Approaches to Implementation,@ U.S. EPA/625/K-96/001
5. Freeman, H(ed) "Standard Handbook of Hazardous Waste Treatment & Disposal," 2nd ed. McGraw-Hill,1998.
6. Kreith, F. (editor) "Handbook of Solid Waste Management," McGraw-Hill, 1994.
7. Proyecto C-842 CTI S.A.
8. Proyecto C-865 CTI S.A.
9. ARCADIS Geraghty Miller, presentación 50 AT
10. UM-BBD: http://umbbd.ahc.umn.edu/index.html
11. EPA: "A Citizen's Guide to Bioremediation"
12. Castaldi, F. "Emerging Bioprocesses," Radian International, Freeman, 2nd. Ed.
13. Blake, C. "In Situ Biotreatment Options," Pioneer Hi-Bred International, Freeman, 2ª ed.
14. Saber, D. "Site Remediation," SE Consultants, Freeman, 2ª ed.
15. Savage, G. et al "Composting Industrial Wastes," Cal Recovery, Freeman, 2ª ed.
16. DeVita, J. et al "Soil-Vapor Extraction," U. of Florida, Freeman, 2ª ed.
17. Allen, M. "Biofiltration," Tufts University, Freeman, 2ª ed.
18. MacNeil, J. et al "PCB Wastes," Elsevier Science, Inc., Freeman, 2ª ed.
19. McCabe, M. et al "Waste Oil," Remediation Technologies, Freeman, 2ª ed.
20. Kulpa, J. et al "Soil Washing," Industrial Wastewater, Vol. 6, Nº 4, July/August 1998.
21. "Soil and Groundwater Remediation," Industrial Wastewater, Vol. 8, Nº 4, July/August 2000.
22. Sittler, S. et al "Innovative Air Sparging Techniques for Heterogeneous Soils," Industrial Wastewater, Vol. 5 Nº 4, July/August 1997.
23. Mitchell, P. "Reactive Walls," Industrial Wastewater, Vol. 5 Nº 4, July/August 1997.
24. Norris, R. et al "Groundwater Cleanup," Industrial Wastewater, Vol. 7 Nº 4, July/August 1999.
25. Urbikas, D. et al "Remediation Technology Evaluation," Industrial Wastewater, Vol.7 Nº 4, July/August 1999.
26. Gould, M. et al "Controlling Composting Odors," Industrial Wastewater May/June 1998.
27. Irwin, T. "Composting of MSW: Needs, Problems and Solutions," 14th Annual Environmental Management and Technology Conference International, June 18-20, 1996. Atlantic City, NJ
28. Balestié,M. "Sistemas de Aireación Difusa Tubular," Revista de Ingeniería, Marzo 1999.
29. "The Kiwis Compost It All," The Wave, Volume 5 Issue 1, January 2001. U.S. Filter