



## VI-161 - INTEMPERISMO DA GASOLINA COM ETANOL EM SISTEMAS SUBSUPERFICIAIS

### **Márcio Roberto Schneider**<sup>(1)</sup>

Engenheiro Sanitarista e Ambiental. Mestre em Engenharia Ambiental e Doutorando em Engenharia Ambiental na área de remediação de solos e águas subterrâneas pela Universidade Federal de Santa Catarina.

### **Orlei Damásio Silveira**<sup>(1)</sup>

Engenheiro Civil. Mestrando do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina.

### **Henry Xavier Corseuil**<sup>(1)</sup>

Professor do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, Ph.D. em Engenharia Ambiental pela Universidade de Michigan, EUA.

**Endereço**<sup>(1)</sup>: Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Laboratório de Remediação de Solos e Águas Subterrâneas – REMAS, Campus Universitário, Trindade, Florianópolis – SC. CEP 88040-970. e-mail: [schneidr@ens.ufsc.br](mailto:schneidr@ens.ufsc.br)

### **RESUMO**

Os derramamentos acidentais de petróleo e de derivados, como no caso de vazamento de gasolina em postos de serviços automotivos, constituem causas frequentes da contaminação de dos aquíferos que, em muitos casos, são as principais fontes de abastecimento de águas de centros urbanos. Apesar da dificuldade de remoção do produto derramado na área impactada, as fontes de contaminação estão sujeitas a um conjunto de efeitos combinados de processos naturais que reduzem a persistência, a mobilidade, a massa e a toxicidade dos contaminantes no aquífero, denominado intemperismo. Através do monitoramento de um experimento controlado com a liberação de gasolina comercial brasileira (24% de etanol), foi observado que em 6 anos de monitoramento a massa de benzeno, um dos compostos mais perigosos presentes na gasolina, foi reduzida em 99% da massa inicialmente derramada. Mesmo havendo uma remoção significativa da massa de contaminantes da fonte pela intemperização, a extensão das plumas não foi reduzida na mesma proporção. Desta forma, conclui-se que a redução da massa na fonte não implica na redução do risco da área impactada, principalmente para receptores afastados da fonte de contaminação. A presença de etanol na fonte de contaminação teve um papel positivo na intemperização da fonte. Após a sua completa biodegradação, a biomassa remanescente, acelerou em até duas ordens de grandeza a cinética de intemperização da fonte de contaminação.

**PALAVRAS-CHAVE:** Aquífero, derramamento de gasolina, etanol, intemperismo.

### **INTRODUÇÃO**

As atividades relacionadas aos diversos seguimentos da indústria do petróleo como a exploração, o refino, o armazenamento e o transporte são responsáveis pela liberação de uma grande quantidade de compostos tóxicos ao meio ambiente. Estas liberações podem resultar em impactos ambientais graves, principalmente aos recursos hídricos superficiais e aos aquíferos (PEDROZO et al., 2002). Nos Estados Unidos, a Agência de Proteção Ambiental Americana, através do Programa Federal UST (Underground Storage Tank), identificou no período de 1992 a 1994 mais de 447.000 derramamentos e mais de 317.200 remediações efetuadas, sendo que 129.800 locais ainda devem ser remediados (USEPA, 2004). Os hidrocarbonetos do petróleo também são responsáveis por 60% das áreas impactadas do Canadá (CCME, 2001). No Brasil, DEFENSORIA DA ÁGUA (2004) estima existência de mais de 20 mil áreas contaminadas com populações expostas a riscos de saúde. No estado de São Paulo, levantamentos disponibilizados pela CETESB (2004) indicam a existência de 1.336 áreas impactadas. Os principais grupos de contaminantes identificados foram combustíveis líquidos, solventes aromáticos, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAH), metais e solventes halogenados. Dentre os empreendimentos que se destacaram como responsáveis pelos impactos estão os postos de combustíveis e as indústrias, representando 69 e 18% dos casos, respectivamente.

A importância da água subterrânea como uma das principais fontes de suprimento de água potável justifica a preocupação com a preservação dos aquíferos e, a busca de alternativas para minimização de impactos



## 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

causados por empreendimentos da indústria do petróleo. Grande parte da água de abastecimento no Brasil é proveniente de mananciais subterrâneos. Em torno de 62% utilizam as captações subterrâneas para o abastecimento (BIO, 2002). No caso do estado de São Paulo, 71,6% dos municípios são abastecidos por aquíferos, total ou parcialmente (CESTESB, 1997). A Organização das Nações Unidas (MORRIS, 2003) estima que entre 1,5 e 2,7 bilhões de pessoas no mundo são servidas pelas águas subterrâneas.

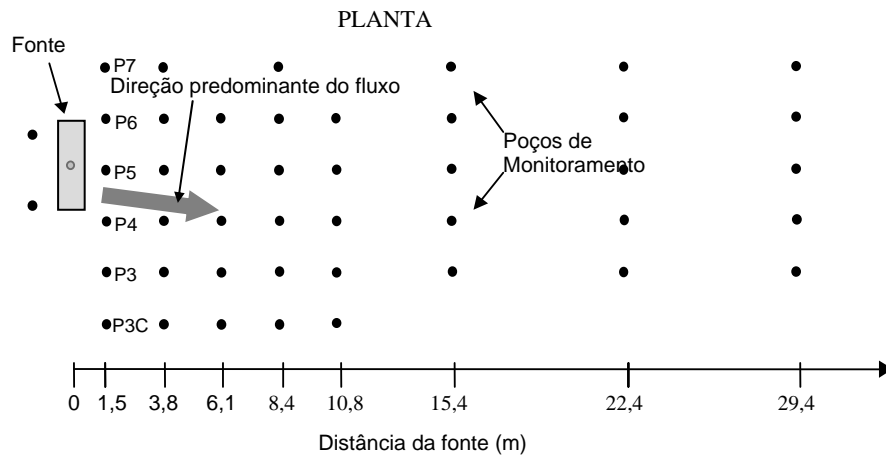
A tomada de decisão sobre a remediação de uma área impactada é baseada em avaliações de risco à saúde humana e ao meio ambiente. Para realização da avaliação do risco de uma área impactada por derramamentos de petróleo e derivados, são necessárias informações sobre a distribuição espacial e temporal dos contaminantes no solo e nas águas subterrâneas, dados sobre os níveis de exposição dos receptores potenciais e informações da toxicidade dos compostos químicos de interesse (USEPA, 1989; ASTM, 1995). A determinação das concentrações dos contaminantes é efetuada através de investigações ambientais que envolvem análises químicas do solo e da água subterrânea impactada. Em geral, a investigação ambiental de áreas impactadas por derramamentos de gasolina é realizada de forma a detectar os compostos de maior toxicidade e mobilidade no meio ambiente. Estes compostos são os hidrocarbonetos monoaromáticos benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos, cujos limites de potabilidade estabelecidos pela Portaria N° 518 do Ministério da Saúde, são 5, 170, 200 e 300  $\mu\text{g L}^{-1}$ , respectivamente. Considerando que a quantificação do risco é função dos valores de concentração dos hidrocarbonetos monoaromáticos e policíclicos aromáticos, qualquer variação na composição química do combustível derramado no aquífero pode alterar os resultados da avaliação de risco.

Alguns estudos como os de DOUGLAS et al. (1996), KAMPBELL et al. (2000) e AFCEE (2003) têm demonstrado que a composição de combustíveis como a gasolina, presentes no solo e na água subterrânea de áreas impactadas, pode variar ao longo do tempo. Isto pode ocorrer porque os hidrocarbonetos do petróleo podem estar sujeitos a um conjunto de processos naturais combinados que reduzem a persistência, a mobilidade e a massa dos contaminantes. Este conjunto de processos inclui a dissolução, a biodegradação e a volatilização, e recebe a denominação de intemperismo ou atenuação natural. Dentre todos os processos responsáveis pela intemperização, a dissolução é o principal mecanismo responsável pelo decaimento da massa de hidrocarbonetos monoaromáticos da gasolina presente em aquíferos impactados (AFCEE, 2003).

A avaliação da intemperização de hidrocarbonetos do petróleo é de grande importância para a avaliação de risco de áreas impactadas e na tomada de decisão sobre a adoção de medidas de remediação. Ainda existe pouca informação disponível na literatura sobre a intemperização de fontes de contaminação de derramamentos de gasolina em aquíferos, principalmente no que se refere à gasolina brasileira, que possui 24% de etanol em sua composição. Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a intemperização de compostos BTEX em derramamentos de gasolina sob influência do etanol, e como o intemperismo pode influenciar o risco à saúde humana.

### MATERIAIS E MÉTODOS

Em dezembro de 1998, no campo experimental da Fazenda Ressacada em Florianópolis - SC, foi liberado no lençol freático 100 L de gasolina comercial brasileira contendo 24% de etanol. A massa inicial de benzeno, tolueno e etilbenzeno presentes na gasolina liberada era 355, 2.234, 680 e 3.756 g. A área experimental possui 45 poços para o monitoramento dos contaminantes no aquífero e dos parâmetros geoquímicos indicadores dos processos de transporte e transformação, como apresentado na Figura 1. Cada poço possui cinco pontos de monitoramento, nas profundidades 1,0; 2,0; 2,5; 3,5 e 4,5 m em relação ao nível do terreno. Desde dezembro de 1998 foram realizadas 11 campanhas de coleta de amostras para avaliação do transporte e transformação dos compostos BTEX e do etanol incluindo o intemperismo na fonte. A caracterização hidrogeológica e geoquímica da área de experimental foi realizada através de ensaios de campo e de laboratório. Os estudos hidrogeológicos revelaram que o solo do local é constituído de areia fina cinza de granulometria uniforme, porosidade efetiva de 20%, densidade igual a 1,7  $\text{kg.L}^{-1}$ . O gradiente hidráulico médio é 0,018  $\text{m}^{-1}$ , a condutividade hidráulica média é  $1 \times 10^{-4} \text{ cm s}^{-1}$  e a velocidade de fluxo da água subterrânea é 2,8  $\text{m ano}^{-1}$ . A caracterização geoquímica da água subterrânea, para avaliação do intemperismo da gasolina na fonte incluiu, a determinação dos compostos BTEX, do traçador KBr utilizado como indicador do fluxo no aquífero, e do etanol. Os compostos BTEX e o etanol foram analisados por cromatografia gasosa, segundo o método EPA/8015A, e o brometo foi analisado através de cromatografia iônica através do método *Chromatography with chemical suppression of eluent conductivity* (APHA, 1992).

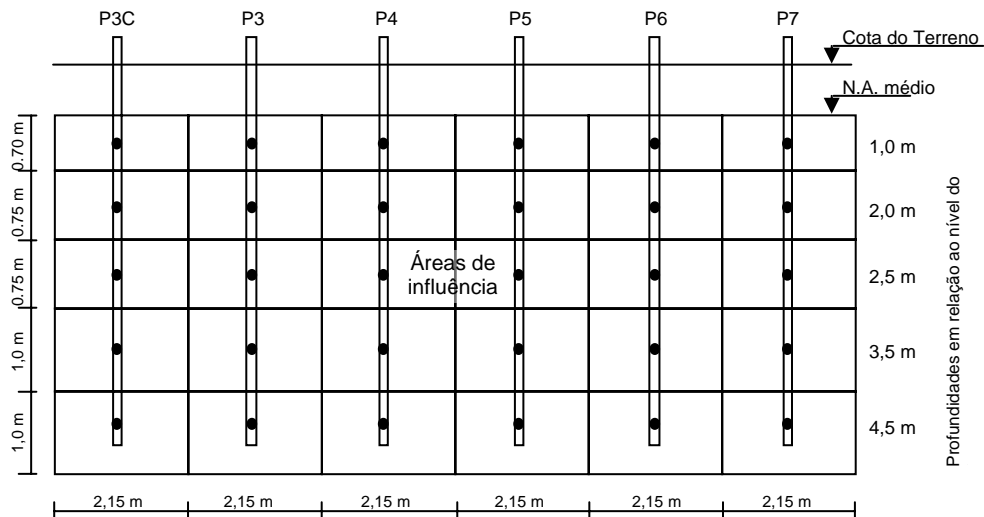


**Figura 1. Distribuição dos poços de monitoramento na área experimental da Ressacada.**

A avaliação da intemperização da fonte foi realizada através da determinação da variação temporal do fluxo de massa dos compostos BTEX e etanol através da primeira linha de poços de monitoramento, localizado a 1,5 m da fonte de contaminação (Figura 2). O fluxo de massa  $F_i$  dos contaminantes e do etanol foi determinado através da equação 2.1 (API, 2003):

$$F_i = C_i \cdot A_i \cdot q \tag{1}$$

onde:  $C_i$  é a concentração amostrada em um determinado período de tempo [ $M L^{-3}$ ],  $A_i$  é a área de influência associada ao ponto no qual a concentração foi medida [ $L^2$ ],  $q$  é a velocidade de Darcy, que representa o produto do gradiente hidráulico pela condutividade hidráulica [ $L T^{-1}$ ] e  $i$  representa a posição do ponto onde a concentração foi amostrada. A área de influência de cada profundidade amostrada foi determinada através do método do polígono de Thiessen, usualmente empregado em estudos hidrogeológicos (KAO e WANG, 2000). Os polígonos de Thiessen, neste caso, são os quadriláteros formados pelos segmentos de retas que separam os pontos de monitoramento de forma equidistante, definindo 30 áreas de influência para os pontos onde as concentrações são monitoradas (Figura 2).



**Figura 2: Seção transversal da primeira linha de poços de monitoramento 1,5 m à jusante da fonte de contaminação da área experimental da Ressacada.**

Considerando que a dissolução é o principal processo de decaimento de massa na fonte (AFCEE, 2003; WIEDEMEIER, 1999), o tempo necessário para a completa intemperização dos compostos BTEX da fonte, sob influencia do etanol, foi determinado através do ajuste de um modelo de dissolução aos dados do fluxo de massa de contaminantes. O modelo de dissolução adotado neste estudo, denominado “Modelo L” ou “Modelo de Caixa” (*Box Model*), assume que toda a região da fonte (incluindo o produto puro, a fase dissolvida e



## 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

sorvida dos contaminantes) possui geometria de um prisma retangular, ou seja, uma caixa (WIEDEMEIER, 1999; ZHU e SYKES, 2004). A taxa na qual os contaminantes deixam o prisma retangular foi calculada em função do fluxo volumétrico de água subterrânea que passa pelo prisma dissolvendo os contaminantes. As hipóteses assumidas para determinação da cinética de decaimento da massa na fonte através do modelo de caixa determinação foram:

- A fonte é definida por um volume de controle com geometria de um prisma retangular (caixa);
- O fluxo da água subterrânea é constante  $Q(t) = Q = \text{vazão}$ ;
- A variação da concentração dissolvida na região da fonte, ao longo do tempo, é modelada como um decaimento de primeira ordem:

$$C(t) = C_s \exp(-K_f t) \quad \text{equação (2)}$$

onde  $C(t)$  é a concentração de na fase dissolvida em função do tempo ( $t$ ),  $C_s$  é a concentração de saturação em equilíbrio e  $K_f$  é o decaimento da massa na fonte.

- A concentração na fase dissolvida ( $C(t)$ ) é diretamente proporcional à massa remanescente na fonte ao longo do tempo ( $M(t)$ ):

$$\frac{M(t)}{M_0} = \frac{C(t)}{C_s} \quad \text{equação (3)}$$

onde  $M_0$  é a massa de contaminantes inicialmente presente na fonte ( $t=0$ ).

Baseado nestas hipóteses, o decaimento da massa no prisma retangular, que representa a fonte, é dado por:

$$M(t) = M_0 \exp(-K_f t) \quad \text{equação (4)}$$

$$K_f = \frac{QC_s}{M_0} \quad \text{equação (5)}$$

onde  $M_0$  = massa de contaminantes inicialmente presente na fonte ( $t=0$ ) [M];  
 $K_f$  = coeficiente de decaimento da massa na fonte por dissolução [ $T^{-1}$ ];  
 $t$  = tempo [T];  
 $Q$  = vazão da água subterrânea que passa através da área vertical do prisma retangular [ $L^3 T^{-1}$ ];  
 $C_s$  = concentração de saturação [ $M L^{-3}$ ];

## RESULTADOS

A variação do fluxo de massa de contaminantes na região da fonte é uma medida indireta da quantidade de massa que está sendo intemperizada em função do mecanismo de dissolução. Os resultados da variação do fluxo de massa de compostos BTEX e etanol, apresentados na Figura 3, demonstram a ocorrência da intemperização da fonte de gasolina ao longo do tempo. Através da análise dos gráficos do fluxo de massa da Figura 3 foi observado que, para todos os compostos orgânicos avaliados, as curvas do fluxo de massa apresentam comportamentos semelhantes, que podem ser representados por três fases:

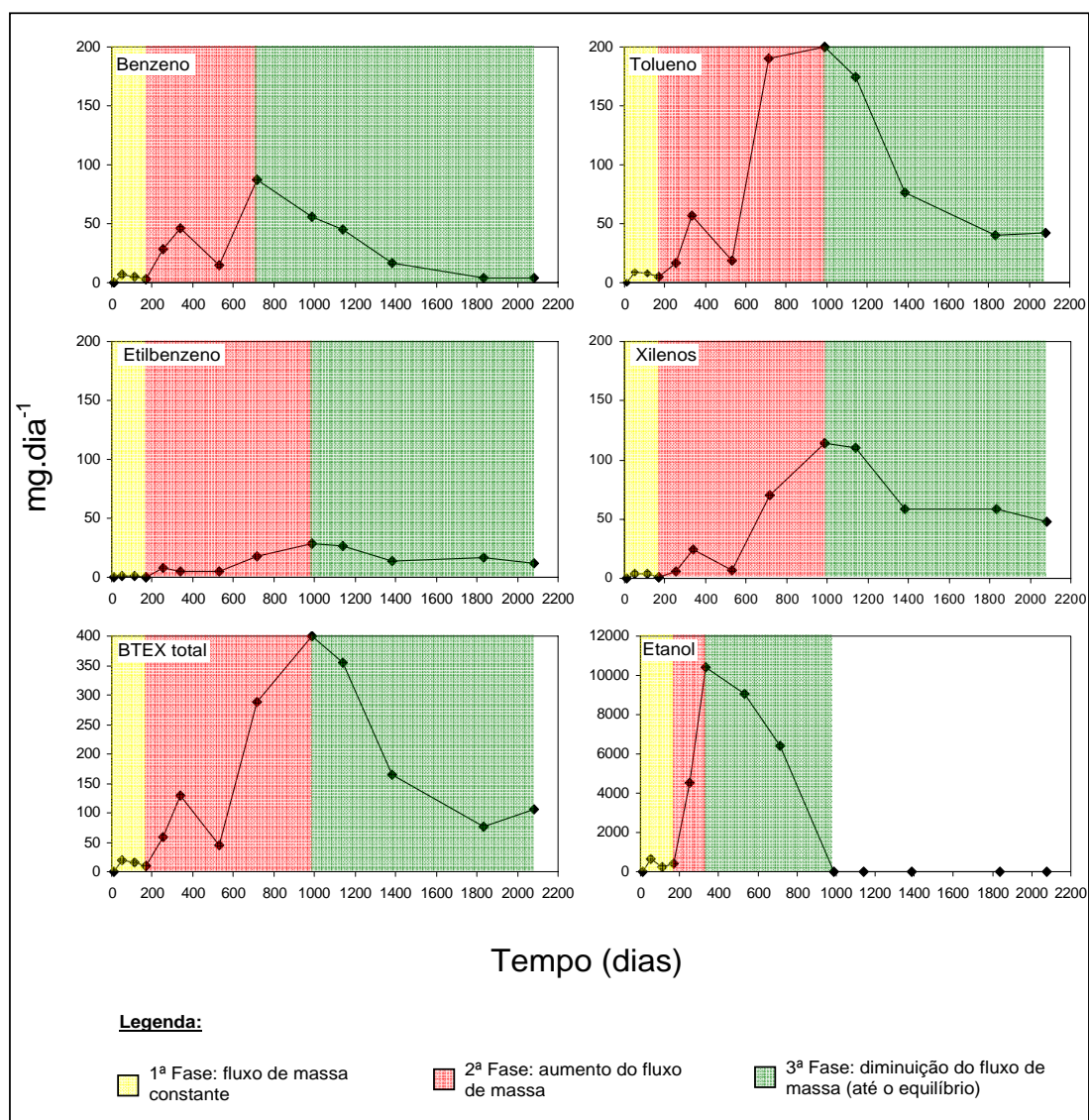
- 1ª Fase: período inicial onde o fluxo de massa é constante (sem variações significativas);
- 2ª Fase: período onde ocorre o aumento do fluxo de massa (as curvas apresentam inclinação positiva);
- 3ª Fase: período onde ocorre decaimento do fluxo de massa (as curvas apresentam inclinação negativa).

Na 1ª Fase os fluxos de massa dos compostos BTEX e etanol se apresentaram baixos e com pouca variação. A hipótese mais provável para explicar este fenômeno é que a taxa de transferência de massa destes compostos é lenta nos primeiros meses do derramamento, em função de limitações físicas, como a interação entre a gasolina e a água subterrânea (menor superfície de contato). Além disso, no caso dos compostos BTEX e etanol, a existência de condições favoráveis à biodegradação (ex.: concentração de microorganismos, nutrientes e receptores de elétrons), no período inicial do derramamento, manteve as concentrações de BTEX e etanol baixas na região da fonte. Na 2ª Fase o etanol foi o substrato preferencial no processo de biodegradação, resultando no consumo dos receptores de elétrons e nutrientes disponíveis no aquífero e na inibição da biodegradação dos compostos BTEX (CORSEUIL et al., 1999). Desta forma, a taxa de



## 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

biodegradação dos compostos BTEX foi nula, determinando o aumento da concentração de contaminantes na fase dissolvida da fonte ao longo do tempo em função do processo de dissolução. Este aumento de concentração teve como consequência a elevação do fluxo de massa dos contaminantes. No caso do etanol, mesmo ocorrendo a biodegradação, não houveram condições suficientes, principalmente disponibilidade de nutrientes, para que a taxa de biodegradação do etanol fosse maior que a taxa de dissolução, o que resultou no aumento do fluxo de massa do etanol. Na 3ª Fase, foi observado que o decaimento do fluxo de massa dos compostos BTEX ocorreu somente após o completo desaparecimento do etanol da fonte, o que possibilitou que os BTEX começassem novamente a serem biodegradados (Figura 4.2). A alta taxa de decaimento do fluxo de massa dos compostos BTEX nesta fase, após o desaparecimento do etanol, pode ser atribuída à influência da biomassa remanescente do processo de biodegradação do etanol, resultando em uma elevada taxa de biodegradação. Como pode ser observado na Figura 4.2, um ano após o etanol ter sido exaurido da fonte, o fluxo de massa de BTEX total foi reduzido em 60% do fluxo de massa máximo (998 dias).



**Figura 3. Fluxo de massa de compostos BTEX e etanol na região da fonte.**

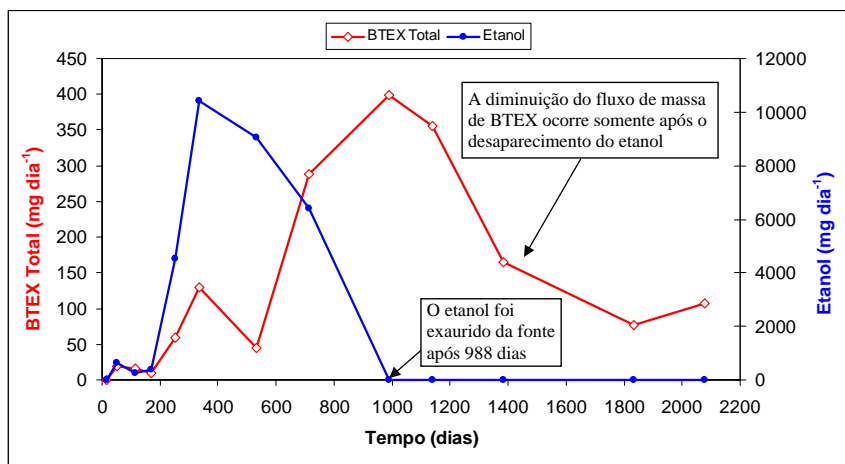


Figura 4 – Influência do etanol na variação do fluxo de massa de BTEX total.

A determinação da variação da massa remanescente na fonte  $M(t)$ , em presença de etanol (1ª e 2ª Fase), foi obtida subtraindo a massa inicial de compostos BTEX ( $M_0$ ), presente na fonte no início do derramamento, da integral do fluxo de massa de contaminantes no período de 0 a 2,7 anos:

$$M(t) = M_0 - \int_0^{2,7} F dt \quad \text{equação (6)}$$

O modelo de dissolução de primeira ordem (modelo de caixa) foi ajustado à variação de massa na fonte para o período em que o etanol estava presente na fonte de contaminação, conforme apresentado na Figura 5.

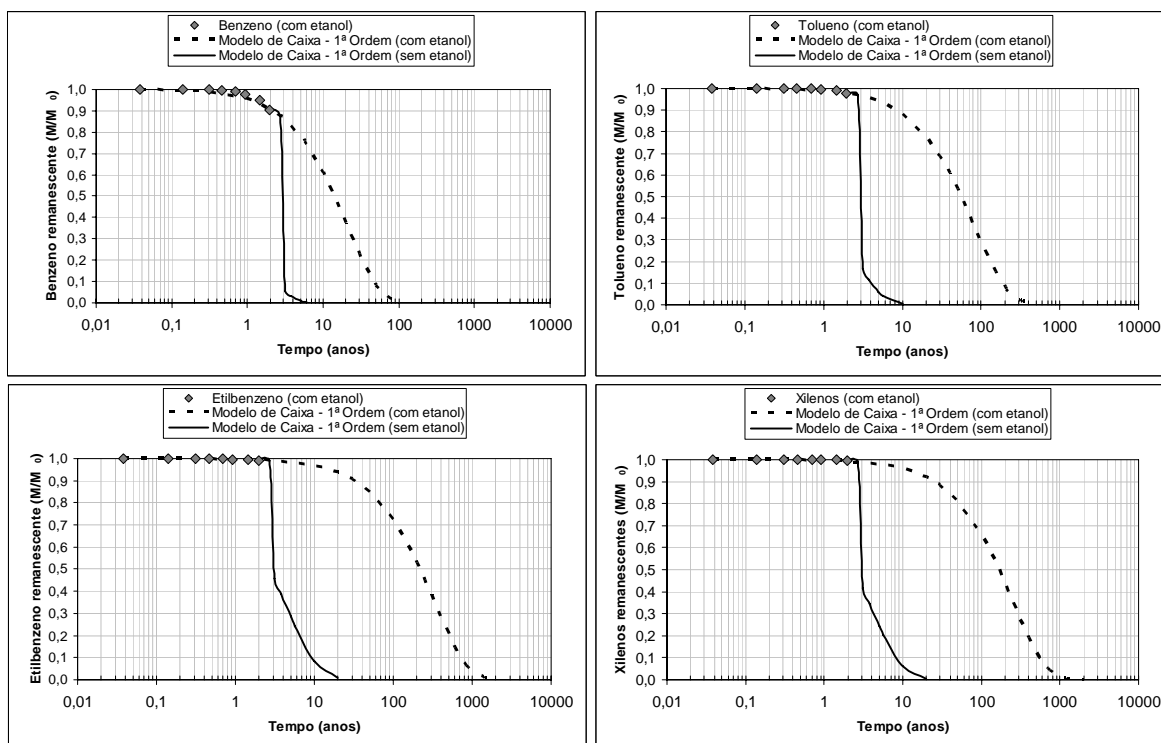


Figura 5. Simulação da intemperização dos compostos BTEX em presença de etanol e após o seu completo desaparecimento.

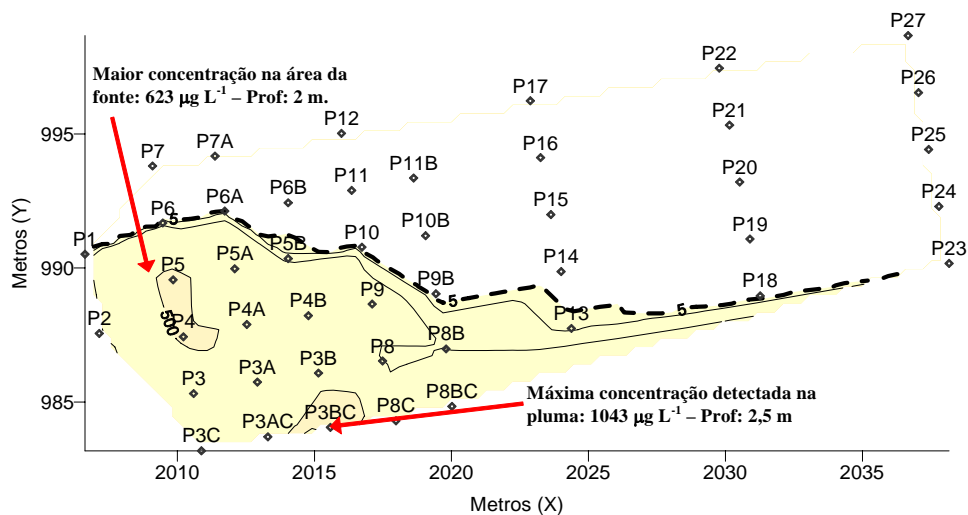
Através do ajuste do modelo de caixa foi observado que, enquanto o etanol estava presente na fonte de contaminação, o processo de intemperização da fonte por dissolução foi lento. Neste período, os coeficientes de decaimento de massa do benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos foram, respectivamente, 0,05; 0,01; 0,05 e 0,0016 dia<sup>-1</sup>. Após o completo desaparecimento do etanol, a taxa de dissolução da fonte foi incrementada pelo



## 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

processo de biodegradação. Isto ocorreu porque a taxa de biodegradação foi muito maior que a taxa de dissolução, reduzindo a concentração na fase dissolvida da região da fonte, diminuindo o fluxo de massa de contaminantes e aumentando o gradiente de concentração na interface gasolina-água. Considerando que o gradiente de concentração na fonte é quem governa a transferência a dissolução do produto puro, a ocorrência da biodegradação resultou em coeficientes de dissolução de até duas ordens de grande mais elevados do que em presença de etanol. Portanto, os coeficientes de dissolução após o etanol ter sido exaurido da fonte foram iguais a 0,92; 0,57; 0,25 e 0,28  $\text{dia}^{-1}$ . Conforme apresentado na Figura 5, o tempo necessário para a completa intemperização do benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos é 6, 10, 20 e 20 anos, respectivamente. Caso não ocorresse a biodegradação na fase dissolvida da fonte, o tempo necessário para a completa intemperização do benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos seriam 100, 400, 2000 e 2000 anos, respectivamente.

Conforme apresentado na Figura 6, a concentração de máxima de benzeno na fonte no último monitoramento (agosto de 2004) foi  $623 \mu\text{g L}^{-1}$ , enquanto a que a máxima concentração na linha de poços à 6,1 m afastado da fonte foi de  $1043 \mu\text{g L}^{-1}$ . A baixa concentração de benzeno na fonte, inferior à medida na pluma de contaminação é um indicativo da completa intemperização da fonte em aproximadamente 6 anos de monitoramento.



**Figura 6. Pluma de benzeno monitorada em agosto de 2004.**

Para avaliação da influência da intemperização da fonte de contaminação sobre a extensão das plumas de contaminação foram construídos gráficos da variação temporal da massa remanescente dos compostos BTEX na fonte juntamente com a variação do comprimento das plumas, no período de monitoramento de 5,7 anos (Figura 7). A análise destes gráficos indicou que, no período de 0 a 2,7 anos, na presença de etanol, a pluma iniciou uma rápida expansão, mesmo havendo a uma pequena redução da massa na fonte por dissolução. No caso do benzeno, esta redução da massa foi de 10%. Observou-se que, para que ocorresse o encolhimento das plumas dos compostos BTEX, foi necessária uma significativa redução da massa na fonte de contaminação. Apesar da redução da massa na fonte, em 5 anos de monitoramento, ter sido de 99, 94, 70 e 75% para o benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos, respectivamente, a redução dos comprimentos das plumas foi de, apenas 25, 15, 20 e 10%, respectivamente. Estes resultados indicam que a intemperização natural, ou mesmo a redução da massa da fonte através de processos ativos de remediação da fonte, não resultam necessariamente na redução da extensão das plumas e no risco aos receptores potenciais afastados da fonte de contaminação, quando a rota de exposição está relacionada com a água subterrânea.

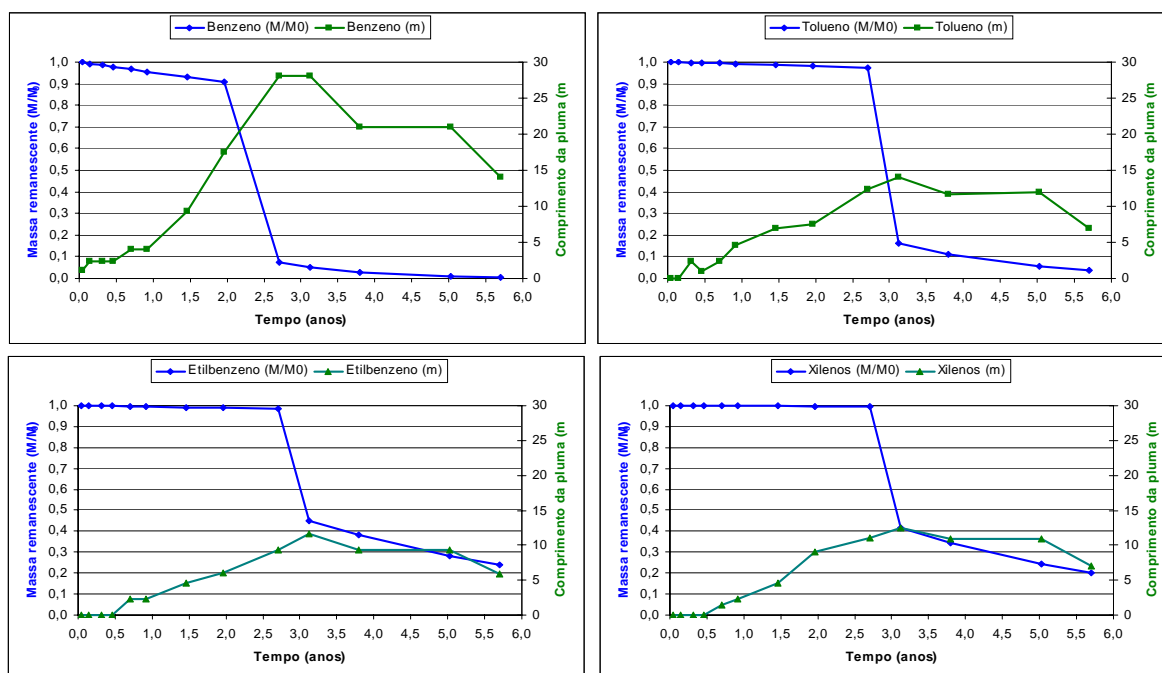


Figura 7 – Variação temporal da massa remanescente de compostos BTEX na fonte de contaminação e do comprimento das plumas de contaminação.

## CONCLUSÕES

Este estudo demonstrou como o intemperismo natural de hidrocarbonetos monoaromáticos presentes na fonte de contaminação de áreas impactadas, resultantes de derramamentos de gasolina brasileira (24% etanol) em aquíferos, está relacionado ao risco à saúde de receptores humanos expostos à água subterrânea contaminada. Através da quantificação do fluxo de massa de contaminantes foi possível determinar que a intemperização do benzeno, presente na fonte da área experimental da Fazenda Ressacada, ocorreu em 6 anos. No caso do tolueno, etilbenzeno e xilenos, o tempo total necessário para completa intemperização é de 10, 20 e 20 anos, respectivamente. Em 5,7 anos de monitoramento, a massa inicial de benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos foi reduzida em, respectivamente, 99, 96, 76 e 80 %. Mesmo tendo ocorrido uma grande redução da massa na fonte de contaminação ainda é possível encontrar concentrações de BTEX na pluma de contaminação, acima dos valores de intervenção.

A presença do etanol na fonte de contaminação teve um efeito positivo sobre a intemperização dos contaminantes constituintes da gasolina. Após o seu completo desaparecimento, ocorreu um rápido decaimento da massa de compostos BTEX na fonte de contaminação. Estima-se que a elevada concentração de biomassa remanescente, resultante da biodegradação do etanol, passou a utilizar os compostos BTEX como substrato principal no processo de biodegradação. A elevada taxa de biodegradação dos hidrocarbonetos do petróleo determinou a diminuição da concentração de BTEX na fase dissolvida da fonte, provocando o aumento do gradiente de concentração dos hidrocarbonetos do petróleo, aumentando a taxa de dissolução e a intemperização dos compostos BTEX da fonte. Cabe ressaltar que a presença do etanol na pluma de contaminação, pode resultar na inibição da biodegradação dos compostos do petróleo, trazendo um efeito negativo, ou seja, o aumento da extensão das plumas de contaminação e do risco potencial a saúde humana.

Foi observado que não existe associação significativa entre a massa remanescente de compostos BTEX com a extensão das plumas. Desta forma, a intemperização natural, ou mesmo a utilização de processos ativos de remediação da fonte, não resultam necessariamente na redução da extensão das plumas e no risco aos receptores potenciais afastados da fonte de contaminação, quando a rota de exposição está relacionada com a água subterrânea. Ao contrário do que acontece com a massa remanescente, foi observado que a variação do comprimento das plumas está diretamente relacionado à variação do fluxo de massa. Desta forma se há um aumento do fluxo de massa por dissolução dos compostos BTEX da fonte, o comprimento das plumas também aumentará continuamente. O comprimento das plumas de contaminação não está associado à intemperização





## 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

da fonte, mas sim aos processos de transporte e transformação, como a advecção e à biodegradação, que regulam a variação do fluxo de massa. Desta forma, o emprego de tecnologias de remediação baseadas na bioestimulação da fase dissolvida da região da fonte pode ser uma alternativa efetiva para redução do risco de áreas impactadas.

### REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AFCEE - AIR FORCE CENTER FOR ENVIRONMENTAL EXCELLENCE. Light Nonaqueous-Phase Liquid Weathering at Various Fuel Release Sites. Science and Engineering Division, Texas, August 2003, 211 p.
2. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater, 18th Edition. Washington, DC. 1992.
3. API - AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE. Groundwater Remediation Strategies Tool. Regulatory Analysis & Scientific Affairs Department, Publication Number 4730, EUA, December 2003.
4. ASTM – AMERICAN SOCIETY FOR TESTING MATERIALS. E1739-95: Standard guide for risk-based corrective action applied at petroleum release sites. Philadelphia: ASTM, 1995.
5. CCME – CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT. Canada-Wide Standards for Petroleum Hydrocarbons (PHC) in Soil. April 30-May 1, 2001, Winnipeg. Disponível em: <[http://www.ccme.ca/assets/pdf/phcs\\_in\\_soil\\_standard\\_e.pdf](http://www.ccme.ca/assets/pdf/phcs_in_soil_standard_e.pdf)> Acesso em: 24 março 2003.
6. CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Relação de Áreas Contaminadas no Estado de São Paulo. Novembro de 2004. Disponível em: <[http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/areas\\_contaminadas/relacao\\_areas.asp](http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/areas_contaminadas/relacao_areas.asp)> Acesso em: 03 janeiro 2005.
7. \_\_\_\_\_. Uso das águas subterrâneas para abastecimento público no estado de São Paulo. São Paulo: CETESB, 1997. 48p.
8. CORSEUIL, H.X.; FERNANDES, M.. Results of a natural attenuation experiment for na ethanol-blended gasoline spill. P. 24. In: Natural Attenuation and Gasoline Oxigenates, 2000, California. The international Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Goundwater. Anaheim, California: Nov. 15-17, 2000. p. 24-31.
9. DEFENSORIA DA ÁGUA. Water in Brazil: The Real Situation 2003 – 2004. Atulaizado em dezembro de 2004. Disponível em: <<http://www.defensoriadaagua.org.br/>> Acesso em: março 2005.
10. DOUGLAS, G.S., R.C. PRINCE, E. L. BUTLER, W.G. STEINHAEUER. The Use of Internal Chemical Indicators in Petroleum and Refined Products to Evaluate the Extent of Biodegradation. In Hydrocarbon Bioremediation. Eds R. E. Hinchee, B. C. Alleman, R. E. Hoeppe, and R. N. Miller. Lewis Publishers. Ann Arbor, MI: 219-236, 1994.
11. KAMPBELL, D.H.; SNYDER, C.B.; DOWNEY, D.C.; HANSEN, J.E. Light nonaqueous-phase liquid hydrocarbon weathering at some jp-4 fuel release sites. Proceedings of the 2000 Conference on Hazardous Waste Research, p. 343-347, 2000.
12. KAO, C. M.; WANG, C. C. Control of BTEX Migration by Intrinsic Bioremediation at a Gasoline Spill Site. Water Research, v. 34, n. 13, p. 3413-3423, 2000.
13. MORRIS, B. L.; LAWRENCE, A.R.L.; CHILTON, P.J.C; ADAMS, B.; CALOW, R.C. and KLINCK, B.A. Groundwater and its Susceptibility to Degradation: A Global Assessment of the Problem and Options for Management. Early Warning and Assessment Report Series, RS. 03-3. United Nations Environment Program, Nairobi, Kenya, 2003.
14. PEDROZO, M.F.M.; BARBOZA, E.M., CORSEUIL, H.X.; SCHNEIDER, M.R.; LINHARES, M.M. Ecotoxicologia e Avaliação de Risco do Petróleo. Salvador: Centro de Recursos Ambientais, 2002. 246 p. Série Cadernos de Referência Ambiental, v.12.
15. US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Risk assessment guidance for superfund, V. 1, Human Health Evaluation Manual, Part A, EPA/540/1-89/002, NTIS No, PB90-155581, 1989.
16. \_\_\_\_\_. UST Program Facts. Data About The Underground Storage Tank (UST) Program, May 2004. Disponível em: <<http://www.epa.gov/swerust1/pubs/ustfacts.pdf>>. Acesso em: 03 janeiro 2005.
17. WIEDEMEIER, T.H., J.T. WILSON, D.H. KAMPBELL, R.N. Miller, and J.E. HANSEN. Technical Protocol for Implementing Intrinsic Remediation with Long-Term Monitoring for Natural Attenuation of Fuel Contamination Dissolved in Groundwater, Revision 0. Vol I. Air Force Center for Environmental Excellence, Brooks Air Force Base, Texas. November 11, 1995.
18. ZHU, J.; SYKES, J.F. Simple screening models of NAPL dissolution in the subsurface. Journal of Contaminant Hydrogeology, n. 72, p. 245 – 258, 2004.