

AVALIAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO DE AQUÍFEROS FISSURAIS ATRAVÉS DE MODELAGEM GEOQUÍMICA E LEVANTAMENTO ESTRUTURAL EM ÁREA DE MINERAÇÃO DE URÂNIO NO SEMI-ÁRIDO DA BAHIA.

Fernando Lamego Simões Fo.¹; Liliane Ferreira da Silva¹; Robson Rodger Santos¹ & Aginaldo Marques Jr.²

Resumo – O presente trabalho enfoca a avaliação da contaminação de aquífero fissural pela liberação de efluentes advindos de instalação de mineração e beneficiamento de urânio, localizada no semi-árido da Bahia. Avaliou-se a especiação do urânio em solução, assim como os mecanismos de interação entre água, rocha e solos, através do uso traçadores (isótopos ambientais) e modelos geoquímicos. Tais ferramentas permitiram identificar que há formação predominante de complexos aquosos de carbonato de urânio (80 % do total) e também a principal área de recarga, formada por rochas fraturadas recobertas por fina camada de latossolo laterítico e/ou sedimentos aluviais. O tempo de residência da água, estimado através de traçadores, foi de vários meses e alguns anos. Além disso, foi também determinada a estrutura do aquífero e sua condição de armazenamento de água, através do levantamento geológico de campo. Resultados preliminares indicam um sistema aquífero fissural aberto com presença dominante de plagioclásios, combinado com porosidade cárstica localizada, de alta permeabilidade e baixa retenção de água. Dados de perfuração mostram que falhas e fraturas abertas, geradas no plano de acamamento do gnaisse, são conectadas por fraturas sub-horizontais, com até 90 metros de profundidade, que são o principal meio de comunicação da água que percola o sistema. Assim, a baixa capacidade de armazenamento aliada a sua rápida recarga durante as chuvas, promovem uma constante renovação dos aquíferos, suficiente para evitar a contaminação das águas subterrâneas, desde que respeitados os limites de liberação de radionuclídeos para o meio ambiente, estabelecidos pela autoridade regulatória.

Abstract – The present work focuses the fissured aquifer contamination assessment of the releasing of liquid wastes from the uranium mining and milling facility, located at semi-arid region of Bahia. It was evaluated the uranium aqueous speciation, and the interaction mechanisms between water, rock and soils as well, through the use of tracers (environmental isotopes) and geochemical models. These tools allowed identifying the dominant formation of uranium aqueous complexes with carbonate (80 % of overall) and also the main recharge area, formed by fractured rocks recovered by a fine layer of weathering mantle or sediments. The residence time evaluated by tracers was between several months and some few years. Besides, It was also determined the aquifer structure to water store, through field geological surveys. The preliminary results show a open and fissured aquifer with plagioclase dominance, combined with karstic porosity at local level, high permeability and low store capacity. Drill mine data showed open fractures connected by sub-horizontal ones until 90 meters depth, which form the main underground path of the system. Thus, the low store capacity allied to the rapid recharge during rainfall, promoted constant aquifer replenishment, that is enough to avoid groundwater contamination if the release limits established by regulatory authorities were accomplished.

Palavras-Chave – Contaminação, Aquífero, Urânio

¹Instituto de Radiação e Dosimetria (IRD/CNEN) Av. Salvador Allende, s/n, 22780-160, Rio de Janeiro, (21) 2173-2792, flamego@ird.gov.br

² Instituto de Biologia – Universidade Federal Fluminense (UFF), Outeiro de S.J. Batista, s/n, 24020-141, Niterói, RJ, amarques@vm.uff.br

INTRODUÇÃO

A primeira fase do ciclo do combustível nuclear que envolve as etapas de mineração e beneficiamento do urânio é responsável pela dispersão de poluentes para o meio hídrico e atmosférico, podendo acarretar impactos nos meios físicos, bióticos e humanos. Esta liberação de poluentes pode ocorrer através do lançamento de efluentes líquidos e gasosos no meio ambiente e de processos de mobilização de metais e radionuclídeos a partir das áreas da cava da mina, pilhas de estereis de mineração, pátio de estocagem de minérios, bacia de rejeitos e áreas decapeadas. As águas subterrâneas são um meio extremamente sensível ao transporte de poluentes desses termos-fonte, já que uma vez contaminadas estão, via de regra, condenadas para o uso doméstico.

No caso da lavra e beneficiamento de minérios de urânio, os rejeitos apresentam essencialmente a mesma composição do minério original, no entanto com relação aos rejeitos gerados pelo beneficiamento químico a maioria do urânio foi extraído por tal beneficiamento, e uma grande área da superfície da partícula foi produzida em função do processamento físico do minério. A presença do ^{238}U e de seus filhos determina a importância dos radionuclídeos que são potencialmente disponíveis para o meio ambiente e o homem. Dentre os radionuclídeos de maior toxicidade para o homem destacam-se, na série do ^{238}U , o ^{226}Ra , o ^{222}Rn , o ^{210}Pb e o ^{210}Po .

Os rejeitos provenientes da primeira etapa do ciclo do combustível nuclear são caracterizados por possuírem um volume inversamente proporcional à concentração de urânio minerada. A composição química dos rejeitos gerados na mineração e beneficiamento do urânio consiste basicamente de materiais inertes (sílica, alumina, etc) associados a resíduos químicos (ácidos ou alcalinos) provenientes do tratamento físico (britagem e moagem) e químico (extração química) aos quais o minério é submetido. O que ocorre, porém, após a mineração e o beneficiamento do urânio, é que os radionuclídeos e os metais presentes nos rejeitos encontram-se potencialmente mais disponíveis para entrar nos ciclos ambientais.

A exploração de minério de urânio no Brasil teve seu início em 1981 através do complexo Mínero - Industrial do Planalto de Poços de Caldas (CIPC), localizado ao sul do estado de Minas Gerais. A mina de Caldas encontra-se exaurida e o complexo minero-industrial, a partir de 1996, entrou em fase de descomissionamento. Atualmente a única mina de urânio em funcionamento no Brasil encontra-se na província uranífera de Lagoa Real, no município de Caetité. Esta unidade recebe o nome de Unidade de Concentração de Urânio – URA e é explorado pelas Indústrias Nucleares do Brasil S.A. – INB.

A província uranífera de Lagoa Real situa-se na região Centro-sul do estado da Bahia, possuindo depósitos de minério de urânio superficiais com elevada concentração de U_3O_8 , com média de 0,3 %. Constituída por 34 anomalias radiométricas, abrange uma área de 1.200km^2 , onde

as jazidas distribuem-se ao longo de uma estrutura em arco, de cerca de 40 km de comprimento, e sua parte central é definida pelas coordenadas geográficas 13°56'36" S e 42°15'32" W.

As distâncias aproximadas dos núcleos populacionais mais significativos e mais próximos, em torno da área são: Maniaçu e Juazeiro, pertencentes ao Município de Caetité, a 12 km; da sede do município de Lagoa Real, 35 Km; São Timóteo, pertencente ao Município Livramento do Brumado, 20 Km. A localização da URA pode ser vista na figura 1.

Como a jazida da Cachoeira concentra o maior teor médio de urânio ,i.e., 2320 ppm em U_3O_8 geológico, e armazena a maior reserva entre as 34 anomalias pesquisadas até o momento, optou-se, inicialmente, pelo seu aproveitamento, partindo de uma produção anual de 300 t de concentrado de urânio. A lavra é desenvolvida à céu aberto, até a profundidade de 140 m, de modo a produzir minério com teor médio de 1900 ppm em U_3O_8 recuperável, para o beneficiamento. Considerando a operação normal e continuada dos sistemas, é estimado um período em torno de 16 anos para as atividades de lavra e beneficiamento desta jazida, com uma meta inicial de produção anual de DUA de 300t em equivalente a U_3O_8 . A extração do urânio é feita através da lixiviação estática em pilhas de minério de 25.000 a 35.000 t, cuja solubilidade estimada do urânio é de 70%. Após a extração do urânio, o minério lixiviado, ou rejeito sólido, é retomado e disposto juntamente com os estéreis da mina em módulos.

Tanto a cava da mina quanto os módulos do depósito de estéreis foram cercados por canaletas de drenagem que evitam que as drenagens a montante alcancem essas áreas. No entanto, as chuvas precipitadas diretamente sobre essas áreas, durante o período chuvoso, formam águas de drenagem que tendem a ser enriquecidas em radionuclídeos, especialmente o urânio, e ficam acumuladas em bacias no interior da instalação. Esses efluentes alcançam muitas vezes elevadas concentrações de urânio (> 200 ppb) e, assim, não podem ser liberados para o meio ambiente. A solução adotada pelo operador é utilizar essas águas no próprio processo industrial, cujo resíduo é depositado, após neutralização, em tanques de estabilização (ponds) de efluentes dotados de drenos sub-áereos. Estes drenos permitem a compactação da parte sólida e drenagem dos líquidos para outros tanques, a partir dos quais, caso as concentrações estejam abaixo dos limites (e.g. 1,6 ppm de U-total) estabelecidos pela autoridade regulatória nuclear (CNEN), podem ser liberados para o meio ambiente.

O objetivo desse trabalho é avaliar o potencial de contaminação das águas subterrâneas associado à liberação desses efluentes através do uso de traçadores para estimativa do tempo de residência e balanço hídrico, da modelagem hidrogeoquímica do comportamento do urânio para simular o padrão de interação água-solo-rocha e do mapeamento geológico-estrutural do aquífero para determinar a trajetória do fluxo subterrâneo.



Figura 1 – Localização das principais jazidas uraníferas conhecidas no Brasil, com destaque para a província de Lagoa Real e a planta da Unidade de Concentração de Urânio (URA): 1 – Tanques de efluentes; 2 – Britador; 3 – Pátio de lixiviação; 4 – Tanques de licor; 5 – Área Industrial e 6 – Área Administrativa.

CARACTERIZAÇÃO HIDROGEOQUÍMICA

Simões Filho et al. (2006) apresentaram a caracterização das águas subterrâneas da região, as quais foram classificadas como do tipo bicarbonatadas sódicas, de acordo com distribuição no diagrama de Piper, com evolução do balanço de íons, ao longo do fluxo subterrâneo, de cloretos para bicarbonatos e de cálcico para sódico. No entanto, os dados de monitoramento dos poços mostraram que tanto o sódio quanto o cloro apresentaram o mesmo comportamento temporal no período entre 1998 e 2005. Por outro lado, concentrações muito elevadas de urânio foram encontradas em apenas dois poços (PC01 e PC68), sendo que no restante variou de acordo com a especiação, mostrando-se bastante diferente entre os poços mais rasos (≤ 30 m) e aqueles com maior profundidade (> 50 m).

Comportamento do Cloro e Sódio

Os teores de cloro e sódio mostraram o mesmo comportamento ao longo do monitoramento, sendo que no período entre julho e setembro de 1998 foram observadas concentrações muito elevadas, as quais recuaram rapidamente, sendo que as concentrações do trimestre seguinte (janeiro de 1999) são próximas as anteriores ao pico (Fig.2). Foram apresentados apenas os gráficos de cloro, pois havia muitas lacunas nos dados de sódio. Os poços monitorados estão alcançam profundidades entre 30 e 90 metros.

Existem duas hipóteses para explicar esse comportamento:

- i) O ano de 1998 foi caracterizado por um el niño de elevada intensidade, quando foram registradas as maiores temperaturas médias no planeta até então. Tal fato pode ter deslocado o clima para uma condição de aridez que praticamente secou todos poços, tornando as águas residuais em uma salmoura com alta concentração de sais.
- ii) Realização de ensaio de campo para medir a conectividade dos poços com uso de cloreto de sódio. No entanto, tal expediente além de ser de uso pouco recomendado, devido ao comportamento pouco conservativo em ambientes com altas taxas de evaporação, não foi confirmado pelo operador.

De qualquer forma, tal fato mostra que indubitavelmente o aquífero não conseguiu reter os íons em solução e parece indicar uma baixa capacidade de armazenamento para o mesmo.

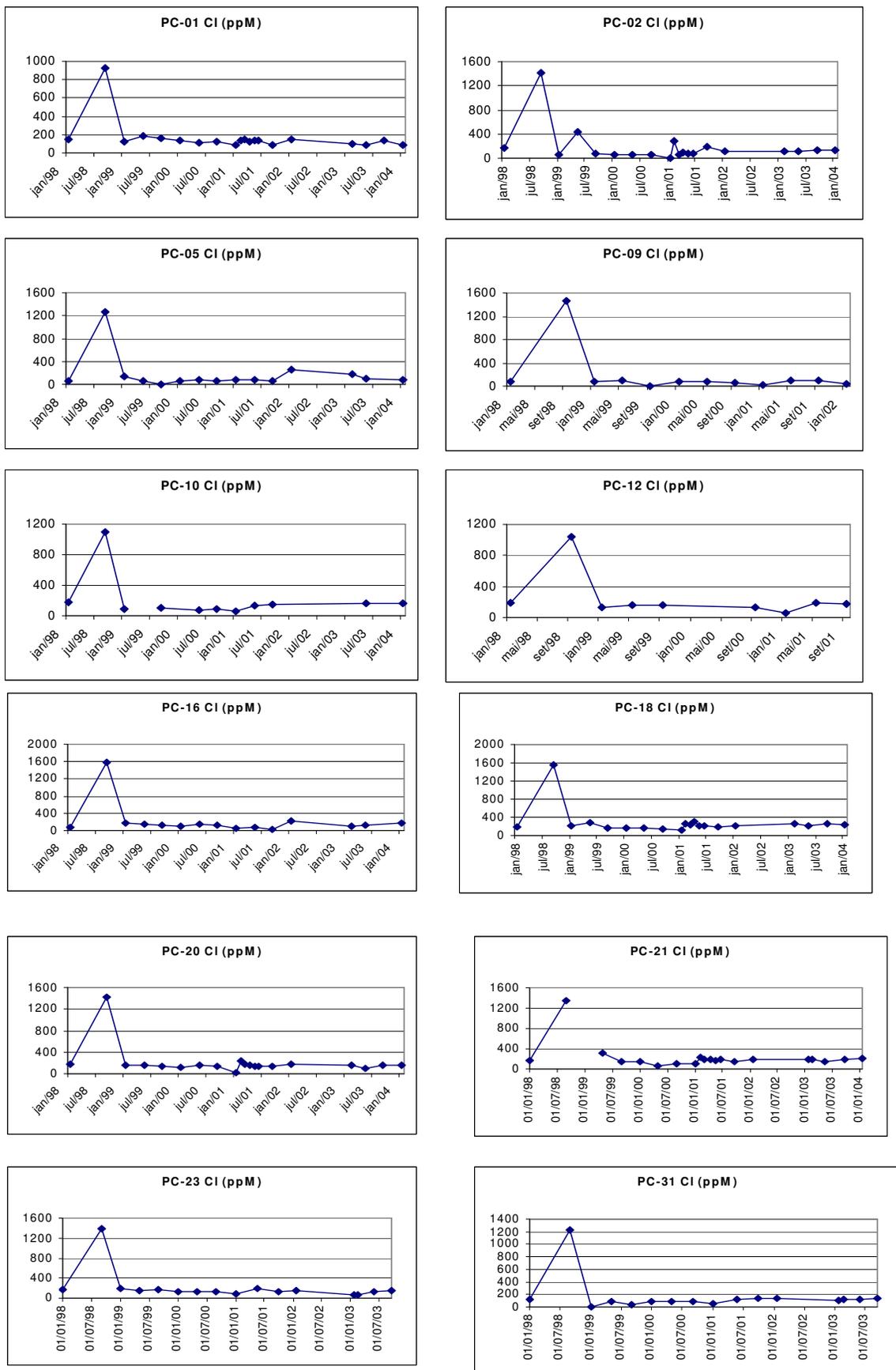


Figura 2. Comportamento do cloro nos poços de monitoramento (notar pico em 1998).

Modelagem e evolução geoquímica do urânio

O comportamento geoquímico do urânio depende diretamente da variação do pH, assim como do potencial de oxiredução (Eh). A relação entre o pH e Eh, possibilita identificar o grau de oxidação dos metais, influenciando diretamente sobre a solubilidade das principais espécies aquosas de urânio. Em águas naturais, o oxigênio atmosférico é o principal oxidante, constituindo o principal reservatório de oxidação.

A matéria orgânica é o principal agente redutor. Assim, quando ela é introduzida em um sistema isolado a decomposição aeróbica é responsável pelo esgotamento de todo o oxigênio disponível. Esse fenômeno torna o meio redutor, diminuindo sensivelmente os valores de Eh. Nessas condições, pode ocorrer redução de nitratos e sulfatos, e os valores de Eh podem ultrapassar o limite de potencial de redução da água (H_2O/H_2). Isso possibilita a formação de carbonatos que em meio fortemente redutor pode ser convertido a metano (CH_4) (metanogênese).

O que determina o conteúdo de oxigênio nas águas subterrâneas é a relação entre a quantidade desse elemento introduzido no aquífero através dos processos de recarga e a taxa de consumo do mesmo através da redução da matéria orgânica. Algumas espécies redutoras também contribuem para o consumo de oxigênio, a presença de H_2S , NH_4^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} etc, podem influenciar na variação do potencial redutivo do meio e por esta razão devem ser considerados quando presentes (Langmuir, 1997).

Desta forma, o teor de carbono orgânico dissolvido (COD) é um indicador importante, já que influencia diretamente nos valores de Eh, atuando como um modulador dos estados de oxidação do urânio em solução. Os principais estados de oxidação do urânio na natureza são os íons uranila-U(VI) e uranoso (IV). De acordo com o potencial de oxiredução do meio, os compostos de urânio poderão estar mais ou menos solúveis, sendo que determinados ânions apresentam maior influência na solubilidade do urânio (Murphy & Shock, 1999).

Aquíferos em rochas graníticas tendem a apresentar maiores concentrações de urânio, alcançando valores de até 20 ppb (Gascoyne, 1992). Em regiões uraníferas dos EUA, águas subterrâneas chegam a apresentar concentrações de urânio que variam de 1 a 120 ppb, enquanto que aquíferos na área da lavra produzem águas subterrâneas com concentrações entre 15 e 400 ppb.

Na área de estudo, o quadro favorece o transporte na forma de íon uranila (UO_2^{+2}) através da formação de complexos carbonatados, uma vez que a maior parte das águas possuem pH entre 6,5 e 8,0 (> 80 % dos poços) e sob condições oxidantes. Nessa situação, predominam tais compostos, associados principalmente ao bicarbonato, que aumentam sobremaneira a solubilidade do urânio. Dois poços (PC01 e PC68) mostram concentrações bastante elevadas de urânio na forma de

carbonato (superiores a 400ppb) as quais podem estar relacionadas com a proximidade de alguma fonte de urânio. O primeiro poço apresenta valores constantes enquanto o segundo mostra forte sazonalidade associada ao período chuvoso. Isso provavelmente significa que o primeiro, por sua localização junto a cava da mina, recebe aporte constante de urânio da rocha mineralizada enquanto o segundo recebe aporte através da recarga aluvial (Riacho Fundo), a qual talvez fique retida temporariamente em um bolsão carbonático. Os demais poços apresentam valores inferiores, característicos de áreas graníticas (≈ 20 ppb), o que mostra que a maioria dos poços não recebem aporte significativo das anomalias ou não retiveram o mesmo devido a alta permeabilidade.

O metal urânio, em águas naturais, normalmente é complexado com ligantes como hidróxido, fosfato, fluoreto, sulfato, carbonato e, em alguns casos, com silicato. A formação destes complexos provoca um aumento na solubilidade do urânio e concorre para sua mobilidade nas águas que percolam esses minerais em solos e rochas. Os ácidos conjugados aos ligantes diferem muito em suas constantes de ionização, o que significa que variações na acidez (pH) podem causar alterações significativas na especiação do urânio entre os diversos complexos. O conhecimento da especiação do urânio em águas é importante para o estudo da migração desse elemento em solução.

Os modelos mecanicistas de especiação geoquímica estão baseados no conhecimento sobre o equilíbrio de soluções aquosas e possuem um banco de dados termodinâmico com todas as reações e respectivas taxas que permitem determinar o comportamento geoquímico de soluções de acordo com os parâmetros físico-químicos. Portanto, a distribuição das espécies aquosas de urânio permite entender a evolução geoquímica da água ao longo do fluxo subterrâneo.

Foi utilizado o modelo geoquímico MINEQL+ versão 4.6 (Schecher & McAvoy, 2003) para realizar a especiação do urânio no aquífero fissural na área bacia do Riacho Fundo, compreendida pelos Córregos Cachoeira e do Engenho e Riachos das Vacas e Fundo (Fig. 3). O código utilizado permite realizar a especiação de soluções aquosas, simulando mudanças causadas por processos de transferência de massa, tais como dissolução/precipitação, troca/adsorção de íons, entrada e saída de gases, evaporação, mudanças de pressão e temperatura e mistura de águas.

A especiação do urânio mostrou três padrões básicos: i) Exclusividade dos compostos carbonáticos; ii) Dominância da uranila livre e sem carbonato iii) Miscelânea de complexos aquosos (fluoretos, carbonatos, silicatos e hidroxilas). O primeiro tipo (Fig. 4), bastante disseminado na bacia (em poços profundidades superiores a 50 metros), parece refletir a importância do intemperismo dos plagioclásios, tendência determinada pela formação de albitos através da substituição da forma potássica pela sódica. Assim, o intemperismo destes minerais presentes nas rochas e solos forma bicarbonato dissolvido (Fernandes et al. 2006), o qual possui carbono jovem proveniente do CO_2 dos solos, em equilíbrio com a atmosfera, o que foi demonstrado pelo ^{14}C de

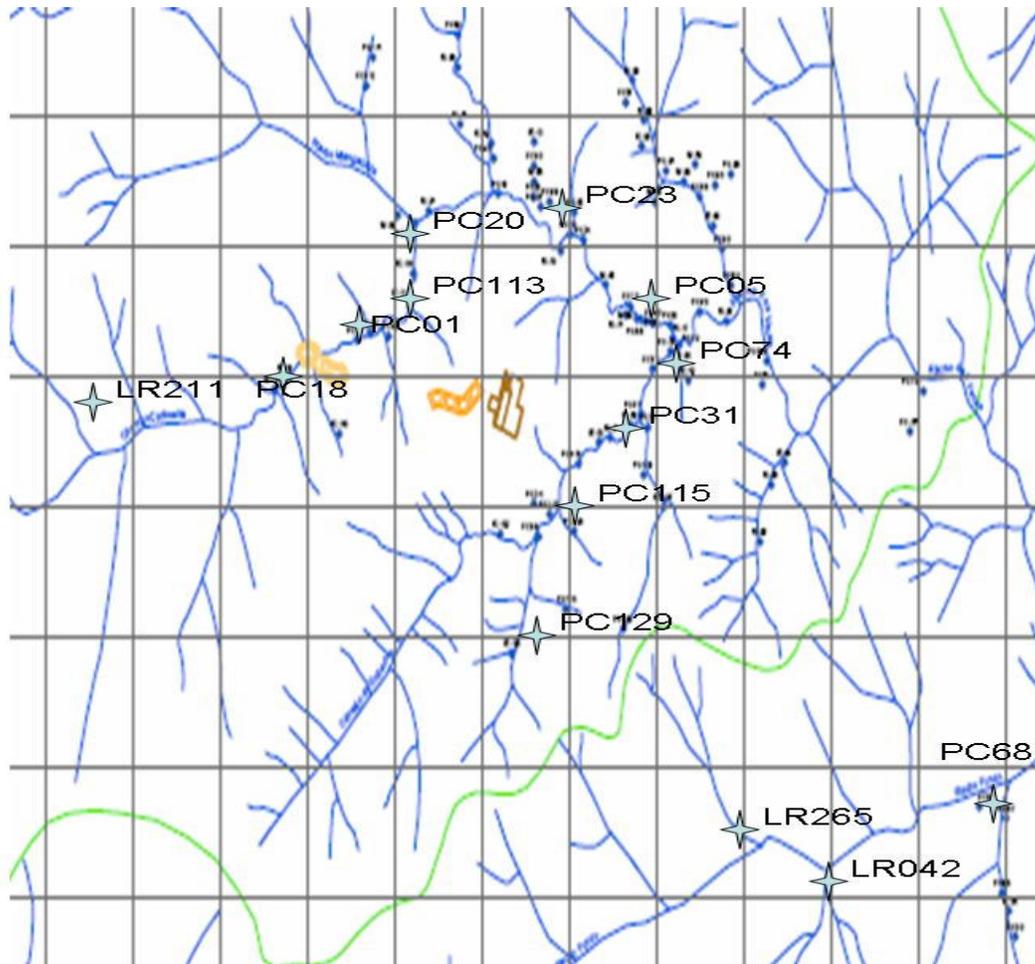


Figura 3. Localização dos poços na bacia do Riacho Fundo.

idades pós-termonucleares encontrados nessas águas subterrâneas (Simões Filho, et al. 2007). O segundo tipo, representado pelos dois primeiros poços da seção cachoeira, está relacionado a uma zona de recarga em área de latossolo laterítico, com profundidades de até 30 metros. Essa zona se caracteriza pela presença de macroporos formados por faturas abertas que conduzem rapidamente a água infiltrada até o aquífero e por um baixo pH, característico de áreas de recarga ativa. Nessas condições, são estabelecidas condições de alta oxigenação com um tempo de residência curto, o que mantém a maior parte do urânio sob a forma de uranila(VI) e também devido ao pH mais baixo favorece a formação de complexos com fluoretos e não de carbonatos(Fig. 5). Finalmente, o terceiro tipo aparece onde os poços rasos (30 metros) estão localizados nos canais dos córregos formados por aluvião, depositado pela rede de drenagem intermitente. Estes sítios favorecem, devido a grande anisotropia, a formação de variados complexos (Fig. 6) ao longo da infiltração e definem um reservatório temporário de água subterrânea.

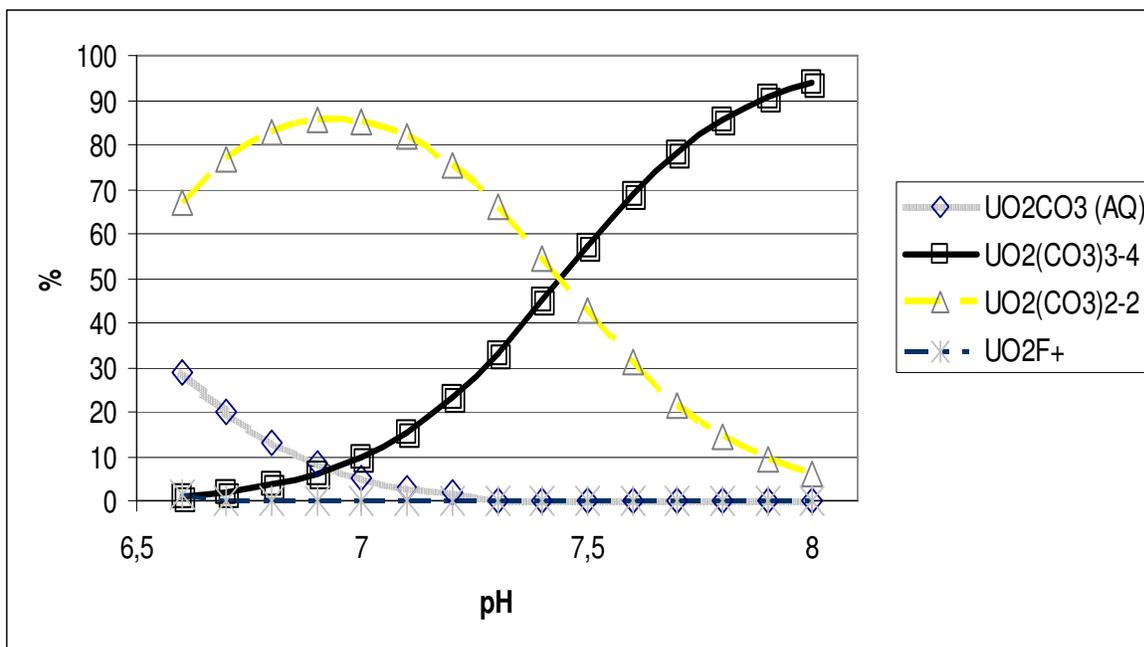


Figura 4. Especificação aquosa do urânio (pH 6,5 a 8,0) no padrão de exclusividade dos compostos carbonáticos.

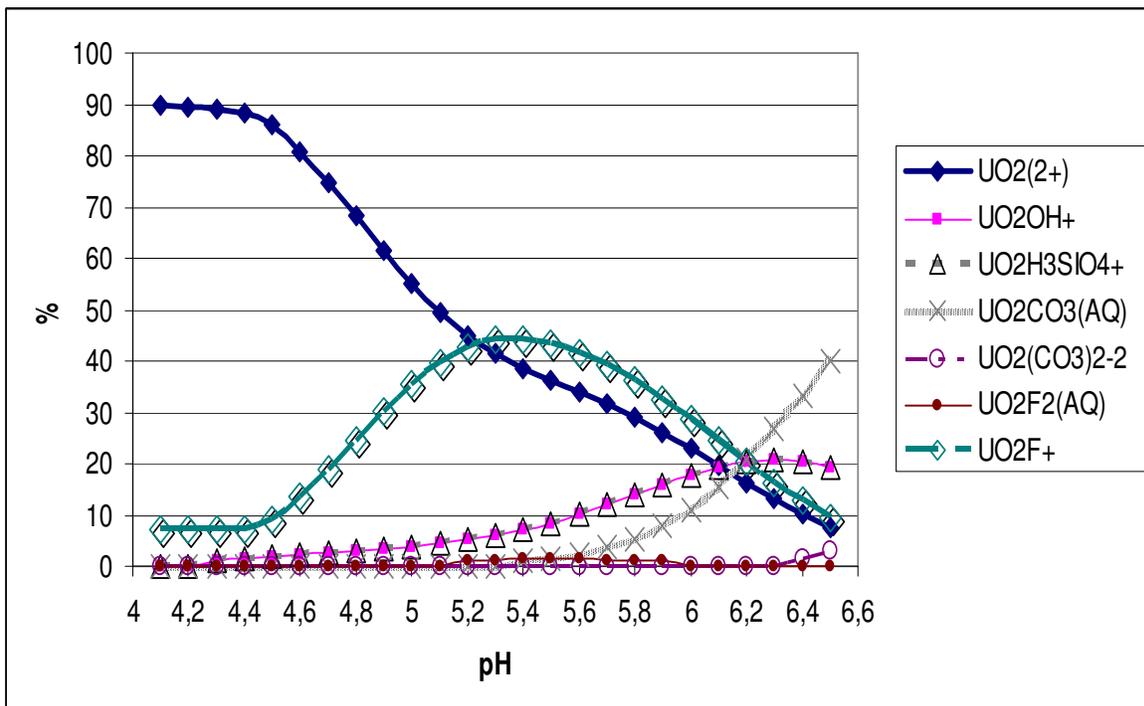


Figura 5. Especificação aquosa do urânio (pH 4,0 a 6,5) no padrão da uranila livre e fluoretos

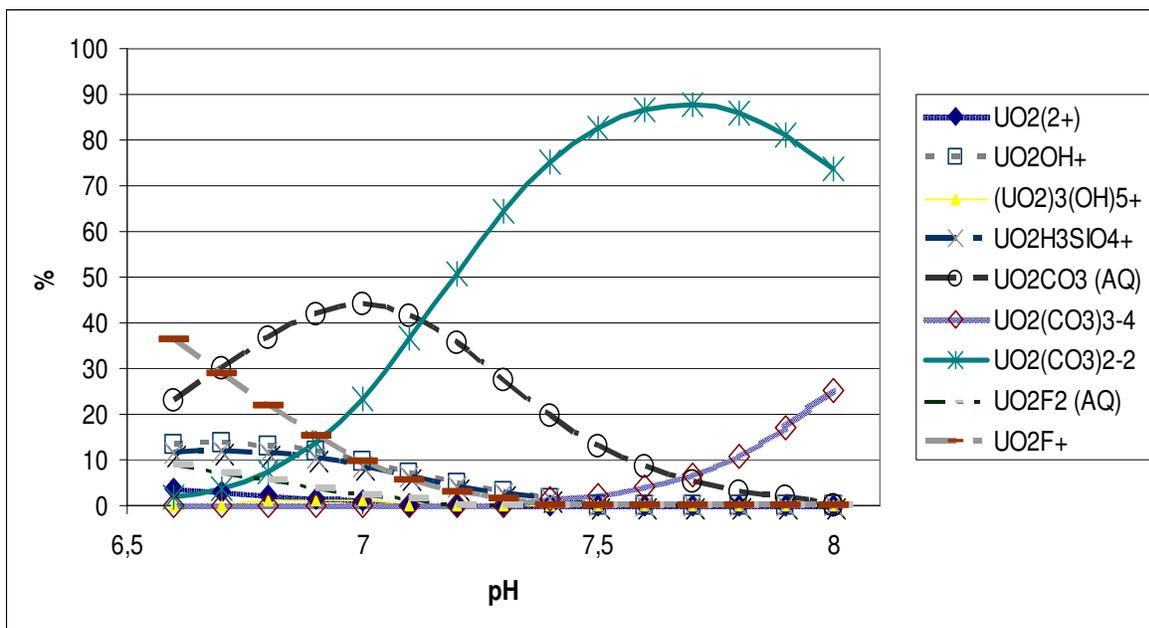


Figura 6. Especiação aquosa do urânio (ph 6,5 a 8,0) no padrão de miscelânea de complexos aquosos

Evolução isotópica do fluxo subterrâneo e do urânio

A relação $\delta^{18}\text{O}$ vs $\delta^2\text{H}$ permite entender como o sinal isotópico da precipitação é transferido para a água subterrânea e avaliar o papel da evaporação durante os eventos de recarga. As águas subterrâneas podem ser perdidas por evaporação ou transpiração a partir do escoamento superficial ou durante a infiltração na zona vadosa. Ambos os processos são causas possíveis da salinização, porém só o primeiro causa um deslocamento na composição isotópica da água (Clark & Fritz, 1997).

Durante as tempestades de verão, chuvas convectivas podem sofrer forte evaporação durante o seu percurso ao longo das superfícies aquecidas. O coeficiente angular desses enriquecimentos evaporativos em regiões semi-áridas varia usualmente entre 3 e 5, definindo uma linha de evaporação local que é diferente da Linha Metórica Local (Gonfiantini, 1983). Para esse estudo, devido a ausência de dados locais de isótopos na chuva, foi utilizada a linha metórica de Salvador (IAEA/WMO, 2004). Contudo, é possível que a precipitação na área da mina tenha um coeficiente angular menor que o de Salvador ($s=7,4$) e um maior excesso de deutério devido ao efeito da evaporação sobre as chuvas. Os dados isotópicos das águas subterrâneas (Fig. 7) mostram um claro padrão de evaporação ($s= 5,5$) com perdas evaporativas em torno de 22 %. Assim, isto mostra claramente que a percolação é afetada pela evaporação e que quanto maior for o tempo de infiltração, maior será a concentração de sais disponíveis para complexar o urânio.

Os resultados encontrados para as razões $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ mostraram que o aumento da concentração de urânio está associado a pequenas variações nas respectivas razões isotópicas. Geralmente altas concentrações estão associadas a baixos valores de razões (Osmond & Cowart, 1976). A figura 8 demonstra a distribuição do valor das razões nos poços analisados. Observa-se que os valores encontrados não variam muito, sendo que, com exceção do poço PC01, os maiores e menores valores da razão diferem em apenas 50 % entre si. Tal comportamento é bastante diferente daqueles encontrados em suítes intrusivas graníticas de Itu, cujos valores se distribuem entre 1 e 8 (Reyes et al., 2007). Isso se deve provavelmente ao clima semi-árido da região que, devido a escassez de chuva, torna o processo de intemperismo mais lento que a área citada acima, localizada na borda da bacia do Rio Paraná. As rochas apresentam, então, um estado bem menos alterado, o que explica o fato das razões encontrarem-se abaixo de 2, mais próximas do equilíbrio secular, devido à mineralização de urânio encontrar-se menos oxidada e, assim, mais encapsulada na estrutura cristalina, associada aos albitos. Dessa forma, o fracionamento isotópico do urânio no aquífero é bem menos intenso que em rochas mais intemperizadas.

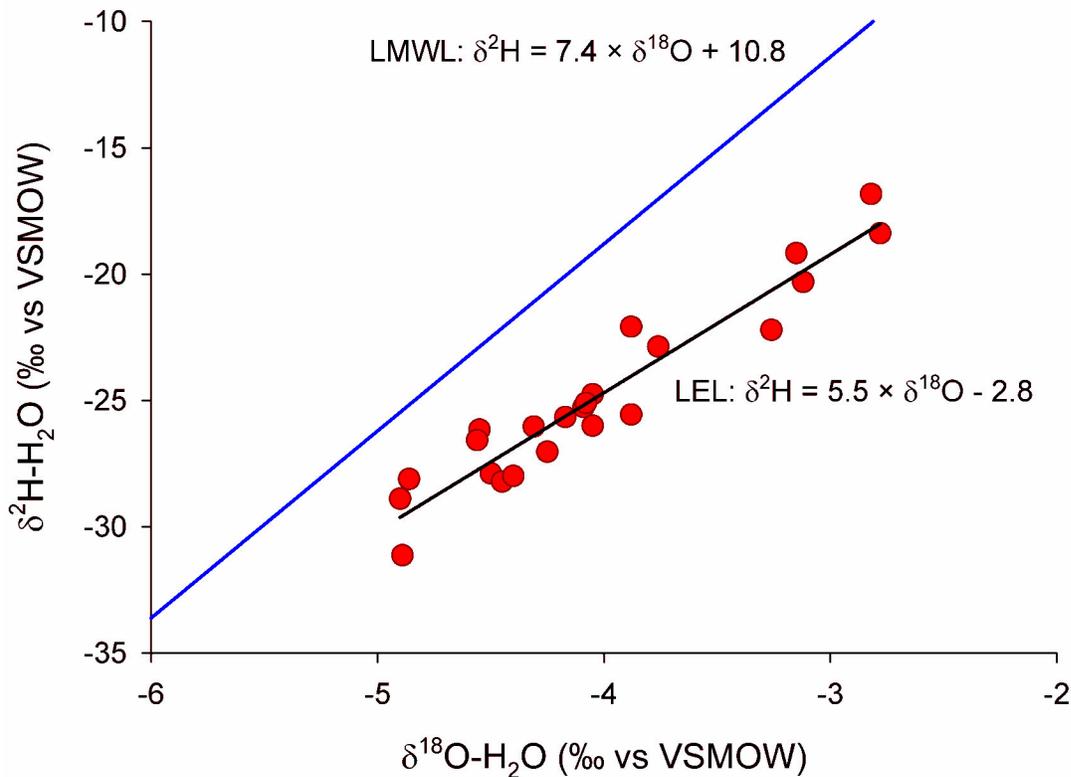


Figura 8. Distribuição de $\delta^{18}\text{O}$ e $\delta^2\text{H}$, mostrando a linha meteórica local (Salvador-BA) e a linha de evaporação local das águas subterrâneas (Caetitê-BA).

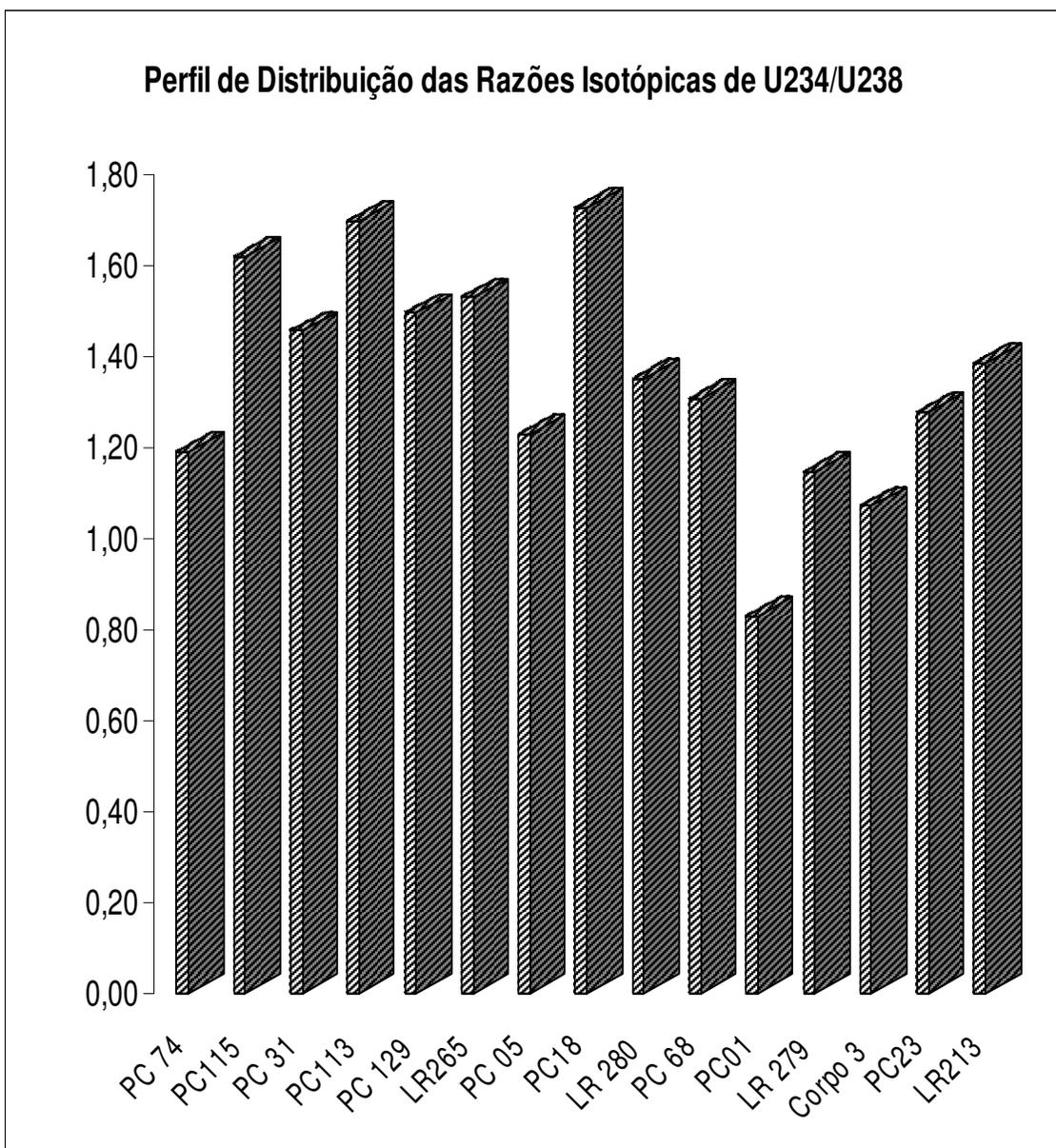


Figura 8: Distribuição dos valores de razão do urânio (234/238) nos poços amostrados e na cava da mina (corpo 3)

ESTUTURA DO AQÜÍFERO FISSURAL

Em um aquífero fissural, o fluxo subterrâneo ocorre principalmente através de descontinuidades da rocha. Nestas rochas, devido à sua baixa porosidade primária, o fluxo das águas subterrâneas dá-se através dos planos de foliação, e principalmente através das linhas de intersecção entre a foliação e outras descontinuidades, como fraturas, falhas e juntas (Fig. 9).

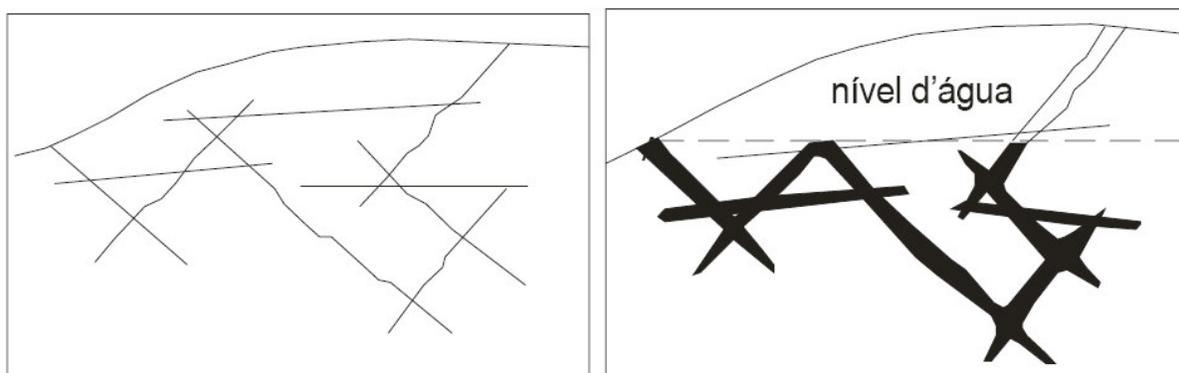


Figura 9. A esquerda: Exemplo da organização espacial das estruturas do aquífero; A direita: Esquema do acúmulo e definição do nível de água.

Durante o mapeamento notou-se uma grande zona de cisalhamento, onde se observa faixas de zonas cisalhadas, alternadas por faixas pouco cisalhadas. As estruturas das rochas estão expostas nos afloramentos (pouco expressivos em área), cobertas por uma camada de solo que têm média 5m (aproximadamente 90% da área), ou material aluvio-coluvionar nos leitos dos rios temporários, tendo seu fluxo ligado aos períodos chuvosos.

Observou-se muitos gnaisses com variações texturais e composicionais, quartzitos e dique de diabásio. As rochas gnáissicas do Complexo Lagoa Real afloram em grande parte da área de influência do empreendimento mineral, exibindo forte controle estrutural (foliação regional) de direção NW-SE, as medidas de xistosidade (S_x) são de aproximadamente $020^\circ/55^\circ$ (dip/dip), podendo haver variações locais tais como: $055^\circ/65^\circ$, $90^\circ/70^\circ$, $070^\circ/68^\circ$ (dip/dip). Todo o conjunto de rochas está fortemente fraturado, com fraturas que vão de sub-verticais a sub-horizontais (Fig.10). As fraturas sub-horizontais são as mais recentes cortando todas as outras estruturas e chegam a profundidades de 90 metros como observado na base da cava mais profunda e nas descrições dos furos de sondagem. Foram igualmente observadas na área de estudo dobras intrafoliares, apertadas, que interpretamos como dobras reclinadas, de escala mesoscópica, cujos eixos são orientados paralelamente à lineação das rochas gnáissicas. Ondulações suaves com planos axiais empinados de direção NE também são comuns

As drenagens também exibem controle geológico, possuindo preferencialmente orientação NW-SE, e secundariamente SW-NE (padrão retangular). O controle geológico-estrutural é observado em quase todas as drenagens, mas principalmente no alto curso dos riachos Fundo e das Vacas e dos córregos do Engenho e Mangabeira. Na borda leste do domínio geomorfológico do Espinhaço, as drenagens exibem padrão dendrítico. Assim, o aquífero fissural da área de estudo não pode armazenar água por muito tempo, sendo atravessado, durante o intervalo de alguns meses até alguns anos, pela carga que penetra nas fraturas e se perde nas drenagens principais após percolar o sistema..

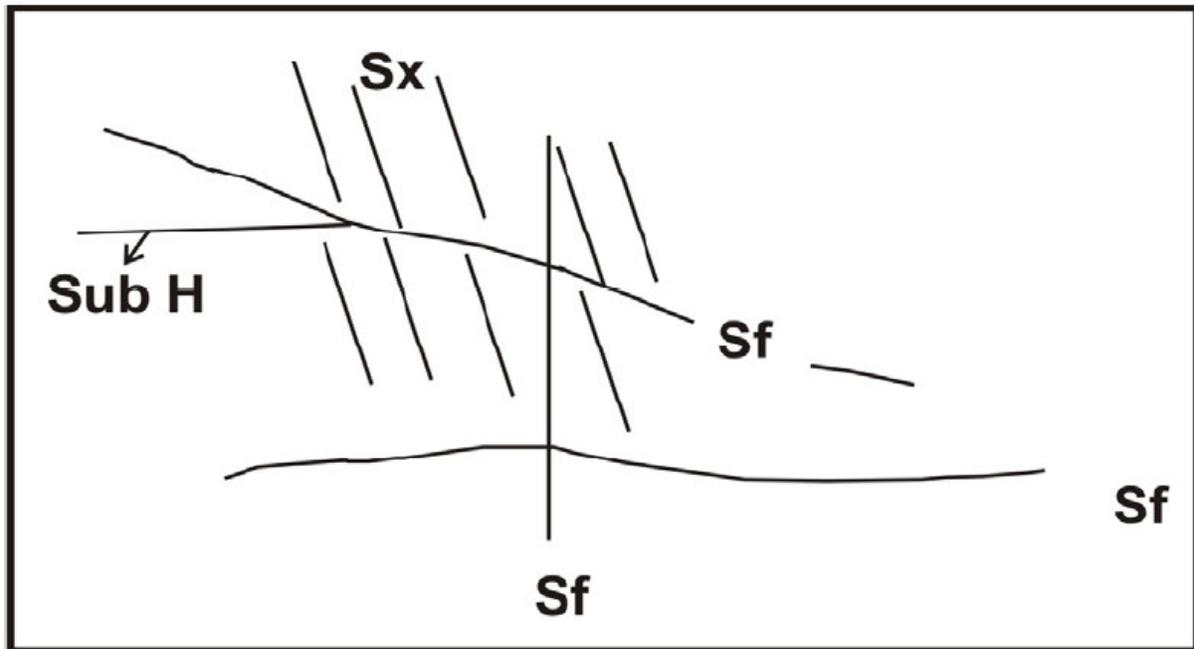


Figura 10. Interseção de estrutura: Xistosidade da rocha (Sx) $020^{\circ}/55^{\circ}$ (medida em dip/dip), os sistemas de fraturas (Sf) $035^{\circ}/20^{\circ}$, $078^{\circ}/52^{\circ}$, $045^{\circ}/52^{\circ}$, $060^{\circ}/52^{\circ}$, $068^{\circ}/52^{\circ}$ e $062^{\circ}/52^{\circ}$ (medidas em dip/dip) e as fraturas sub-horizontais (Sub-H).

CONCLUSÕES

Os estudos realizados sobre o aquífero fissural da área da URA permitem concluir que:

- 1) O aquífero existente na Mina Cachoeira é um sistema fissural aberto com presença dominante de plagioclásios, combinado com porosidade cárstica localizada, de alta permeabilidade e alimentado por conjunto de fraturas sub-verticais interconectadas por fraturas sub-horizontais.
- 2) Os poços apresentam, em sua maioria, concentrações de urânio características de áreas graníticas, com exceção de dois. Um desses está relacionado há proximidade da cava da mina de onde provem aporte de urânio formando complexos com o carbonato, enquanto o outro apresenta variação sazonal com aportes ainda maiores que o primeiro, somente durante as chuvas, provavelmente associado ao transporte através da recarga aluvial (Riacho Fundo), que permanece retida temporariamente possivelmente devido à presença de um bolsão carbonático.
- 3) A especiação do urânio mostrou três padrões básicos: i) Exclusividade dos compostos carbonáticos; ii) Dominância da uranila livre e sem carbonato iii) Miscelânea de complexos aquosos (fluoretos, carbonatos, silicatos e hidroxilas). Os dois últimos podem ser relacionados a padrões de zonas de recarga, sendo o segundo tipo com taxa de recarga mais rápida do que o terceiro.
- 4) Os isótopos da água mostraram que a percolação é afetada pela evaporação e que quanto maior for o tempo de infiltração, maior será a concentração de sais disponíveis para complexar o urânio, enquanto que a razão $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ mostrou que o urânio encontra-se próximo ao equilíbrio secular e, portanto, associado mais ao carbono inorgânico dissolvido proveniente da atmosfera do que aos carbonatos presentes nas rochas.
- 5) O aquífero tem baixa capacidade de retenção de água, apresentando produção por pouco tempo após a recarga pluvial, podendo variar de alguns meses (de acordo com o CI) até alguns anos, sendo apenas atravessado pela carga que penetra nas fraturas indo se perder nas drenagens principais após percolar o sistema.

Desta forma, a liberação de efluentes dentro do limite estabelecido (1,6 ppm de urânio) no período de chuvas não representa qualquer risco de contaminação das águas subterrâneas, tal como demonstrado através dos estudos apresentados nesse trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CLARK, I., Fritz, P., 1997, *Environmental Isotope in Hydrogeology*, Lewis Publisher, New York.

FERNANDES, H.M., Simões Filho, F.F., Perez, V.; Franklin, M.R. E Gomiero, L.A. 2006, Radioecological characterization of a uranium mining site located in a semi-arid region in Brazil, *Journal of Environmental Radioactivity*, v.88, p. 140-157.

GASCOYNE, M., 1992, “Geochemistry of the actinides and their daughters” In: Ivanovich, M., Harmon, R.S., *Uranium-series Disequilibrium*, 2 ed, cap. 2, New York, Oxford Science Publications.

GONFIANTINI, R. 1983, “Stable isotope reference samples for geochemical and hydrological investigations”, *IAEA, Adv.Group Meet. Vienna, Proceedings*. pp 1-77.

INTERNACIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY - WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION, 2004, “GLOBAL NETWORK OF ISOTOPES IN PRECIPITATION”, *THE GNIP DATABASE. ACCESSIBLE AT: [HTTP://ISOHIS.IAEA.ORG](http://isohis.iaea.org)* .

LANGMUIR, D. 1997. *Aqueous environmental geochemistry*, New Jersey, Prentice-Hall.

MURPHY, W. M. e Shock, E. L., 1999. “Environmental aqueous geochemistry of actinides” In: Burns, P.C. e Finch, R. *Uranium: Mineralogy, Geochemistry and the Environment (Reviews in Mineralogy, vol 38)*, cap. 5. Washington, DC, Mineralogical Society of America.

OSMOND, J.K. e Cowart J.B., 1976, The theory and uses of natural uranium isotopic variations in hidrology, *Atomic Energy Review*, v. 14 , pp. 621-679.

REYES, E., et al., 2007 “ ^{234}U and ^{238}U behavior in groundwaters extracted from fractured granitic bodies of ITU intrusive Suite”, *International Nuclear Atomic conference*, Santos, ABEN.

SCHECHER, W.D. e McAvoy, D.C., 2003. “MINEQL+. A chemical equilibrium modeling system (Version 4.6 for Windows)”. 2nd edition, Hallowell, Environmental Research Software.

SIMÕES FILHO, F.L., Fernandes, H.M., Santos, R.R., Silva, L.F., Aravena, R., Pereira Fo, H.A. 2006. “Caracterização hidrogeoquímica, avaliação da qualidade e da recarga em aquíferos do semi-árido associados a mineração de urânio (Caetité, BA)” In: XIV Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, Curitiba, ABAS

SIMÕES FILHO, F.L., Aravena, R., Fernandes, H.M. 2007. “Geochemistry and isotope evolution of groundwater and recharge mechanisms at a uranium production center in the semi-arid region of Caetité-BA, Brazil. Implications for groundwater management”. In: Internat Symp. on Advances in Isotope Hydrology and its Role in Sustainable Water Resources Management, Vienna, IAEA.