

Estudo das Interações Físico-Químicas e Biológicas da água de superfície com a água nativa no reservatório subterrâneo de Cocorobó-Bahia.

JOAQUIM XAVIER CERQUEIRA NETO*

JOAQUINA LACERDA LEITE*

VÂNIA CAMPOS ROCHA**

ABSTRACT

In a project named Reservatórios Naturais de Água Subterrânea of Geophysical Research Program (PPPG/UFBA), O. Lima has defined a three-dimensional model of porous and permeable rocks which can be used as groundwater reservoirs. He found that in some arid environments, these structures are, in general, poorly fed by rainflow due to unfavorable climatic, topographic and geological conditions. He recommended that in a selected pilot area near Cocorobo (State of Bahia), an artificial recharge be carried out using wells. This study shows that there are no major physico-chemical and biological interactions between the recharge (or surface) water and the native water in the porous rock (Sergi Sandstone) as indicated by sodium adsorption ratio (RAS) and the exchange bases index (i.e.b.). Values of RAS' are 1,34 (with deviation 0,45) for the mixing of the two waters, 1,43 ($\pm 0,23$) for the native water and 1,34 ($\pm 0,45$) for the surface water. The i.e.b. has a maximum value of 0,34 for the mixed waters and an average of 0,48 ($\pm 0,14$) for the surface water. The turbidity of the surface water is 4,4 ($\pm 4,1$) FTU, while the native water has a much largest value (27 FTU) however, this high value may be due to contamination by drilling muds used in the observation well drilling. Biological analysis show a big micro-organism mass in the surface water including coliform bacteria (1,600 NMP/1) and fecal (220 NMP/1). Iron content in the sandstone samples is about 4,000 ppm as determined by atomic-absorption techniques. The following procedures are recommended before injection: (1) — chlorination and removal of suspended solids and micro-organisms in the water using flocculation, decantation and/or filtration and (2) injection of water under positive pressure and with a higher temperature than the native groundwater.

RESUMO

O programa de Pesquisa e Pósgraduação em Geofísica da UFBA, através do subprojeto de pesquisa Reservatórios Naturais de Água Subterrânea, definiu um modelo tridimensional constituído de rochas porosas, permeáveis e subsaturadas, o qual será tratado como reservatório subterrâneo de água injetada artificialmente, através de poço tubular. Nesse tipo de experiência é fundamental estudar-se, previamente, as interações físico-químicas e biológicas possíveis de ocorrer entre a água de injeção e a água nativa, presente na rocha.

Este trabalho constitui o estudo da qualidade das duas águas envolvidas na experiência de injeção, a fim de se prever as reações indesejáveis que podem ocorrer entre elas, e a indicação de medidas preventivas capazes de garantir o sucesso da experiência. Os resultados do estudo de compatibilidade química entre as águas externa e nativa mostram que não há maiores riscos de danos ao aquífero, ou de obstrução do poço de injeção, em virtude de reações de troca de base, como indicam a razão de adsorção do sódio (RAS) e o índice de troca de base (ieb). A RAS tem valor médio de 1,34

* Instituto de Geociências da UFBA/Programa de Pesquisa e Pósgraduação em Geofísica

** Instituto de Química da UFBA

(com desvio 0,45) na mistura das águas, contra o valor médio 1,43 ($\pm 0,23$) para a água nativa. O ieb tem valor máximo 0,34 na mistura das águas e média igual a 0,48 ($\pm 0,14$) na água do açude. A precipitação de produtos insolúveis (carbonatos, sulfatos e hidróxidos) é pouco provável, dados os baixos teores dos elementos químicos presentes e dos potenciais. A turbidez das águas do açude e nativa vale 4,4 ($\pm 4,1$) FTU e 27 FTU respectivamente. As análises hidrobiológicas indicam grande quantidade de microorganismos na água do açude, destacando-se as bactérias coliformes (1.600 NMP/1) e fecais (220NMP/1). O ferro nas amostras do arenito da Formação Sergi apresenta teor de 4.000 ppm, determinado por absorção atômica. Finalmente, são sugeridas medidas de combate à contaminação do aquífero e à obstrução do poço de injeção, compreendendo basicamente, cloração, coágulo sedimentação, filtração, injeção de água sob pressão positiva e com temperatura maior que a da água nativa e cuidados contra aeração da água de recarga, proveniente do açude público de Cocorobó, Bahia.

INTRODUÇÃO

A agressividade climática de cerca de 60% do Nordeste Brasileiro, caracterizado por elevadas temperaturas, forte insolação e pequena taxa de precipitação pluviométrica, tem dificultado a sobrevivência da população nordestina, obrigando-a, freqüentemente, a migrar para outras regiões do País, em busca de melhores condições de vida. Um dos meios de combate à seca, adotado pelas autoridades governamentais, tem sido a construção de açudes. Todavia, essa medida, em que pese os benefícios produzidos, contribui para dois aspectos bastante desfavoráveis, ou sejam; a redução do deflúvio disponível e a degradação qualitativa da água, em face da elevada taxa de evaporação, aliada à baixa renovação das águas represadas nos açudes, tornando-as salobras e biologicamente poluídas. Uma outra solução adotada tem sido a perfuração de poços tubulares, alternativa mais adequada que a anterior, do ponto de vista do abastecimento público, quando as rochas porosas ou fraturadas do subsolo apresentam água em quantidade suficiente para atender à demanda e em qualidade apropriada para o consumo humano. Por outro lado, os trabalhos realizados por Lima e Dias (1973), dentro do projeto Reservatórios Naturais de Água Subterrânea, desenvolvido pelo Programa de Pesquisa e Pósgraduação em Geofísica da UFBA, revelaram a presença, na Bacia Sedimentar de Tucano, de diversas estruturas subterrâneas, envolvendo litologias porosas e permeáveis, que se apresentam subutilizadas como aquíferos, devido à escassa realimentação, resultante de condicionamentos geológico, topográfico e climático. Esse fato sugeriu uma outra alternativa para o armazenamento da água, baseada no favorecimento da realimentação de aquíferos subsaturados, por meio da injeção artificial. A fim de analisar a viabilidade técnica da injeção e do armazenamento artificial de água nessas formações porosas, Lima selecionou uma área-teste, em Cocorobó, Bahia, para estudos de detalhe.

A área selecionada localiza-se na borda ocidental da Bacia de Tucano (Figura 1) onde localmente, existe uma unidade de arenito da Formação Sergi, encaixada entre duas unidades argilosas impermeáveis, limitada lateralmente por planos de falhas impermeabilizadas, ou semi-impermeabilizadas por processos de silicificação ou por contato com folhelhos deslocados pelas falhas. Mediante estudos geológicos, geofísicos e hidrogeológicos, foi definida a situação tridimensional do corpo do arenito e caracterizados os seus contornos litológicos, bem como as suas propriedades hidrodinâmicas. Através de análise matemática, foi previsto o comportamento da expansão da água injetada, dentro do aquífero, e estimadas as taxas de injeção adequadas. Na conclusão dos estudos descritos, Lima (1979) sugere a viabilidade da injeção artificial de água através de poços tubulares, na unidade de arenito analisada. Indica, ainda, que o provimento de água para a experiência de injeção, a ser conduzida na próxima etapa do Projeto de Pesquisa Reservatórios Naturais de Água Subterrânea, será feito mediante a adução de água do açude de Cocorobó, situado a aproximadamente 2.000m do ponto de injeção sugerido. Esta fase da pesquisa contará com recursos do Fundo de Incentivo à Pesquisa Técnico-Científica (FIPEC) do Banco do Brasil e do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

Experiências de recarga artificial, realizadas em outros países, têm mostrado que a água de injeção deve satisfazer a certos requisitos, a fim de que a sua interação com a água nativa, e com o aquífero, não provoque a obstrução do poço de injeção nem a contaminação do aquífero. Assim, antes de se proceder a injeção, é indispensável o conhecimento da qualidade das águas externa e nativa, para que se possa prever as possíveis interações físico-químicas entre elas. A previsão das interações entre os constituintes mineralógicos da rocha aquífera e os componentes químicos da mistura daquelas duas águas é igualmente importante.

Este trabalho compreendeu a análise das características físico-químicas e bacteriológicas da água de injeção e da água do aquífero, bem como uma revisão crítica das causas principais de obstrução de poços de injeção e dos poros do aquífero, aplicada às condições específicas da área-teste de Cocorobó, Bahia, visando a indicação de medidas preventivas indispensáveis ao sucesso da experiência de injeção.

CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E BACTERIOLÓGICA DAS ÁGUAS EXTERNA E NATIVA E DA ROCHA RESERVATÓRIO

Com a finalidade de se obterem os dados necessários à caracterização físico-química e biológica das águas de injeção e nativa, foram coletadas amostras de água tanto do açude de Cocorobó quan-

to do aquífero, em duas épocas diferentes, distanciadas de seis meses. Na primeira amostragem, foram coletadas 13 amostras de água do açude, em seis diferentes pontos da superfície da lâmina de água, todos próximos do ponto escolhido para tomada d'água do sistema de adução, em três níveis de profundidade, a 0,0m, a 1,0m e a 3,0m (amostras A1/0 a A6/1). Na segunda amostragem, foi coletada água do aquífero, em três poços de observação (amostra PZ-1, PZ-2 e PZ-3) e no poço injeção (PN-1), e recolhida mais uma amostra do açude (amostra A), a qual foi utilizada, na mesma oportunidade, em mistura com a água do poço PZ-2, em nove diferentes proporções volumétricas. Os resultados das análises físico-químicas, realizadas pela PETROBRÁS S/A, estão expressos na Tabela 1. As análises biológicas estão mostradas na Tabela 2. A Tabela 3 mostra outros dados, determinados experimentalmente (potencial; condutividade elétrica) ou calculados pelos autores (sólidos totais dissolvidos; alcalinidade; dureza; índice de troca de base, ieb; e razão de adsorção de sódio, RAS). A localização do açude e dos poços está mostrada na figura 1.

A validade das análises químicas foi verificada através do equilíbrio iônico. Sabe-se que, numa análise química completa, o número de miliequivalentes positivos deve ser aproximadamente igual ao número de miliequivalentes negativos. Quando isso não se verifica, temos um erro dado por:

$$e = \frac{rP - rN}{rP + rN} \times 100 \quad (1)$$

onde rP e rN são a soma dos eletropositivos e dos eletronegativos, em meq/l.

Logan (1965) admite que o erro relativo percentual deve ser função da quantidade total de cátions, conforme mostrado na figura 2. Nessa mesma figura onde foram lançados os erros relativos referentes às 27 análises químicas, os quais estão também listados na Tabela 3, podendo-se observar que cerca de 25% das análises apresentam um erro superior ao admissível, o que pode indicar erro de análise ou a presença de íons não considerados nas análises químicas. Dada a fidedignidade do laboratório químico responsável pelas análises, concluímos ser mais provável a segunda hipótese.

Para a classificação das águas, utilizamos o critério da comparação de teor de íons dominantes, expressos em meq/l, com 25% do total de cátions e ânions. Desse modo, foram encontrados os seguintes tipos de água:

Poço PZ-1: sulfato-cloro-bicarbonatada calcosódica.

Poço PZ-2: cloro-bicarbonatada sódica.

Poço PZ-3: cloro-bicarbonatada cálcica.

Poço PN-1: calco-cloretada.

Açude: cloro bicarbonatada calco-magnésiana.

Visando a comparação da água do açude com as águas dos poços, representamos graficamente os resultados das análises químicas, adotando-se o método do triângulo duplo (Figura 3). Observa-se que, do ponto de vista do conteúdo dos elementos eletronegativos, as águas dos poços são semelhantes entre si, excetuando-se a do poço PN-1, que se assemelha à do açude. Com referência aos eletronegativos, verifica-se que existe semelhança entre as águas dos poços PZ-1 e PZ-2, com a do açude, e entre as águas do PN-1 e do PZ-3.

A representação da composição química das águas do açude e dos poços através do diagrama logarítmico da figura 4 mostra não existir uma diferença apreciável entre essas águas. Com relação aos elementos químicos representados, tanto a água do açude de Cocorobó, quanto as águas dos poços, excetuando-se do poço PZ-3, apresentam boa qualidade de potabilidade. Entretanto, adotando-se os padrões de potabilidade definidos pela Organização Mundial de Saúde (OMS, 1971), verificamos algumas excessões. O teor de cloreto de sódio, por exemplo, ultrapassa o limite máximo (100 ppm), em todas as amostras, com excessão da amostra do poço PZ-1. O cálcio só está excedente no poço PZ-3, onde o teor é de 330 ppm. Esse poço apresenta também teor anômalo quanto ao cobre e à dureza. O teor de ferro é excessivo em todas as amostras da água do aquífero e em duas amostras do açude. Os baixos valores de potencial (Tabela 3) mostram que o ferro presente nas amostras encontra-se no estado ferroso. O teor de fosfato é anômalo em ambas as águas.

Conquanto as águas se apresentem dentro de limites toleráveis, no que se refere às propriedades químicas, é importante ressaltar a má qualidade biológica da água do açude, demonstrada pela presença de diversos tipos de bactérias, algas e outros microorganismos (Tabela 2), que a tornam proibitiva ao consumo humano, sem o devido tratamento. Isso demonstra a extrema contaminação a que ficam sujeitas as águas armazenadas em reservatórios superficiais. A água do poço PZ-2 também foi submetida a análise biológica. A Tabela 2 mostra existirem, embora em quantidade pequena, bactérias e algas, provenientes, provavelmente, da água do açude utilizada na lama de perfuração.

Com relação à turbidez (Tabela 1), a água do açude apresenta baixos valores, o que é explicável pela baixa movimentação experimentada pela água dos lagos. Já nos poços, observam-se valores altos, mostrando a influência de resíduos das argilas utilizadas no fluido de perfuração.

A análise da composição mineralógica do arenito Sergi, conduzida por Lima (1979), através de estudo petrográfico de lâminas delgadas dos testemunhos dos poços, mostrou que há predominância do quartzo, cujos grãos normalmente apresentam-se recobertos por finas películas de argila do

grupo caulinita. Foram detectadas também, em menores proporções, feldspato geralmente alterado para caulim, muscovita e acessórios. Através de absorção atômica com chama, fizemos análise de ferro em amostras externas e internas, extraídas dos testemunhos. Os resultados das análises revelaram um teor médio de ferro da ordem de 4.000 ppm, tanto nas amostras externas quanto nas internas obtidas do mesmo testemunho da rocha, justificando a abundância de ferro na água nativa.

INVESTIGAÇÃO DAS POSSÍVEIS CAUSAS DE OBSTRUÇÃO DE POÇOS DE INJEÇÃO E DA FORMAÇÃO POROSA NA ÁREA TESTE DE COCOROBÓ. INDICAÇÃO DE MEDIDAS PREVENTIVAS

Os resultados de experiências de injeção por poços tubulares, realizados em outros países, especialmente Estados Unidos e Israel, visando a recarga artificial de aquíferos (Barksdale e Debuhanne, 1946; Bliss e Johnson, 1952; Bernard, 1956; Davis et alii, 1965; Warner e Doty, 1967; Rubhun e Schwarz, 1968; Leneau, 1973; Woodetal, 1975) e no Brasil, visando a recuperação secundária de poços de petróleo (Araújo et alii, 1974) permitem sintetizar as seguintes causas de obstrução de aquíferos e de poços de injeção: partículas em suspensão na água de recarga; presença e desenvolvimento de bactérias e de outros microorganismos; presença de gases dissolvidos; choque térmico entre as águas externa e nativa e interações químicas entre estas duas águas. A seguir, examinaremos cada uma dessas causas, em confronto com as condições particulares da experiência de injeção a ser conduzida em Cocorobó. Esse exame permitirá a indicação das medidas preventivas indispensáveis ao sucesso da experiência.

PRESENÇA DE PARTÍCULAS EM SUSPENSÃO NA ÁGUA DE RECARGA

De um modo geral, as águas superficiais contêm partículas em suspensão, as quais, juntamente com algas e outros microorganismos, vivos ou mortos, constituem a turbidez da água. A intensidade e o aspecto dessa turbidez depende do tipo de solo em que a água tenha circulado, das características do ambiente onde fica retida e de sua velocidade de escoamento. Logo, parte dos materiais suspensos na água pode ser constituída de grãos de areia, silte, argila e produtos químicos insolúveis, os quais tornam-se mais abundante nas estações chuvosas, devido ao deflúvio superficial. Em águas paradas, como no caso de lagos e açudes, há boas condições para a sedimentação das partículas, mesmo as mais finas, com consequente redução da turbidez inorgânica. Em razão disto, as águas ficam mais claras, facilitando a penetração da luz solar a níveis mais profundos, o que por sua vez, estimula o crescimento de algas.

O efeito mais imediato das partículas em suspensão é a obstrução dos filtros do poço de injeção ou mesmo dos poros da rocha, na vizinhança do poço de injeção. Certamente a máxima turbidez permitida para a água de recarga depende do volume do líquido a ser armazenado e de certas propriedades do aquífero, especialmente da porosidade. Por exemplo, apenas para dar uma idéia da magnitude desse efeito, consideremos uma experiência de recarga executada à taxa de 200 l/s, com água contendo 3 ppm de sedimentos em suspensão. Nesse caso, decorridos 30 dias do início da operação, terão sido lançados 1.500 kg de sedimentos no interior do poço ou da formação. Naturalmente, quando as partículas são maiores que os poros da formação rochosa, a obstrução limita-se às paredes do poço. Nesta hipótese, o poço poderá ser recuperado através de desenvolvimento mecânico. Porém, quando as partículas em suspensão são inferiores às dimensões dos poros da formação, a obstrução atinge distâncias consideráveis no interior do aquífero. Nessas circunstâncias, a sua recuperação é improvável ou praticamente impossível (Krone, 1970).

A turbidez da água do açude de Cocorobó, com valor 4,4 FTU e desvio padrão $\sigma = 4,1$ em 13 amostras, apresenta-se bem mais baixa que a turbidez da água do aquífero, para a qual o valor 27 FTU é o mais representativo, uma vez que os valores de turbidez referentes aos piezômetros estão viciados, em virtude da bentonita empregada no fluido de perfuração (Tabela 1). Também foram feitas medidas da turbidez da mistura das águas do açude e do poço PZ-2, em diferentes proporções volumétricas. Os valores obtidos não são coerentes com o esperado comportamento de diluição, conforme pode ser apreciado na figura 6. Não obstante a turbidez da água do açude ser inferior à turbidez obtida para as águas coletadas no aquífero, é necessária a sua remoção ou, pelo menos, redução, pois a presença de sólidos em suspensão na água de recarga, mesmo em pequena quantidade, causa depósitos apreciáveis no aquífero, especialmente quando a recarga é conduzida por poços tubulares, onde são injetados grandes volumes de água, através de pequena área lateral (Directo e Lindahl, 1969). Krone (1970) sugere que a máxima concentração de sólidos em suspensão admissível na água a ser injetada deve ser 6 ppm, a fim de se evitar dano ao aquífero.

Na Tabela 2 observa-se que a água do açude exhibe elevada turbidez orgânica, haja vista a variedade de algas e de outros microorganismos presentes, ao contrário do que ocorre com a água dos poços. Este fato revela ser absolutamente necessário o tratamento da água, não apenas para prevenir a obstrução biológica do poço de injeção e do aquífero mas, sobretudo, para evitar a contaminação bacteriológica da água do aquífero.

As medidas preventivas recomendadas para o combate ou redução da turbidez orgânica e inorgânica das águas compreendem coágulo-sedimentação seguida de filtração e cloração. Krone (1970) recomenda uma dosagem de cloro suficiente para deixar um resíduo de cloro de 2 mg/l, na entrada do poço. De acordo com observações de Price (1961), cloro residual de 0,35 mg/l já é suficiente pa-

ra destruir bactérias patogênicas, mas é incapaz de destruir os microorganismos que trazem problemas à operação de recarga.

Em experiências onde as medidas preventivas não foram tomadas, tem-se observado obstrução do aquífero num raio de poucos metros em torno do poço de recarga (Wright, 1970). Essa obstrução pode ser combatida pela aplicação de cloro ou hipoclorito de cálcio no interior do poço, seguida de surgimento e bombeamento, após um período de contato da ordem de 1/2 a 01 dia (Sternau, 1967).

PRESENÇA DE GASES DISSOLVIDOS

A presença de gases dissolvidos no poço de injeção pode provocar a obstrução rápida do aquífero, dada a facilidade com que esses gases podem reagir com outros elementos, como ferro e manganês, porventura existentes na água nativa, formando compostos insolúveis ou, simplesmente, pelo bloqueio dos poros da rocha pelos gases sob a forma de bolhas (Foxworthy e Briant, 1967), as quais seriam mantidas dentro do aquífero por atração molecular ou sob efeito de pressão. Entre os mecanismos que podem fornecer gases aos poços de injeção e ao aquífero podemos citar entrada de ar junto com a água externa, liberação de gases dissolvidos na água de recarga, quando esta chega ao interior do poço, e a decomposição anaeróbica, no aquífero, da matéria orgânica contida na água de recarga.

A entrada de ar junto com a água de recarga pode ocorrer em virtude da aeração desta água e/ou eventuais defeitos nas juntas das tubulações (Sniegocki, 1959). Um exemplo da ação prejudicial da presença de gases dissolvidos é dado pela experiência de injeção artificial conduzida por Sniegocki (1963), em formações arenosas e conglomeráticas, onde foi constatada uma redução da ordem de 50% na permeabilidade do aquífero, em apenas cinco horas de operação, motivada exatamente pela entrada de ar através das juntas da tubulação da adutora e pelo seu posterior espalhamento no aquífero, ao redor do poço de recarga. Esses efeitos devem ser evitados pela vedação cuidadosa das conexões, bem como através de medidas de precaução contra a aeração da água do açude, dentro e fora do poço de injeção.

Os gases dissolvidos na água externa, como oxigênio, gás carbônico e outros, poderão ser desprendidos se esta experimentar um aumento de temperatura e/ou alívio de pressão, ao chegar no interior do poço. Este fenômeno é prejudicial à experiência de recarga, uma vez que os gases liberados vão ocupar os poros da rocha, dificultando, ou mesmo impossibilitando, o fluxo da água subterrânea. Um meio de evitar a obstrução do aquífero, por desprendimento de gases, consiste em se injetar água com temperatura superior à da água nativa. Isso pode ser conseguido enegrecendo-se o reservatório de água da adutora e, talvez, as tubulações que, nessas circunstâncias, deveriam ser expostas. Outra medida consiste em submeter a água externa a uma pressão positiva, na entrada de poço, tendo-se, ainda, o cuidado de descarregá-la abaixo do nível d'água no interior do poço de injeção. Esta providência é imprescindível, tendo em vista que a pressão tem mais efeito sobre a solubilidade dos gases que a temperatura.

O processo de decomposição anaeróbica da matéria orgânica porventura transportada pela água de recarga, para o interior do poço, pode ocorrer tanto no poço de injeção quanto no corpo do aquífero adjacente (Vecchioli, 1970). Esse processo sempre vem acompanhado da liberação de calor, o que facilita o desprendimento dos gases, como anidrido carbônico e gás sulfídrico. Deve-se prevenir esse efeito removendo a matéria orgânica presente na água do açude, através de filtração e cloração.

As experiências de outros países têm mostrado que a obstrução causada por gases, geralmente alcança poucos metros ao redor do poço de recarga. Em vista disso, se o poço e o aquífero forem acidentalmente obstruídos, pode-se recuperá-los através de técnicas de desenvolvimento químico e mecânico. Inicialmente, deve ser feito o tratamento químico injetando-se no poço uma solução de hexametáfosfato de sódio, se a obstrução ocorreu por entrada de ar, ou de hipoclorito de cálcio, se por microorganismos trazidos pela água de recarga. Após um período de contato de aproximadamente 24 horas, deverá ser feito o redensolvimento mecânico mediante surgimento e bombeamento do poço, durante o intervalo de tempo necessário para a remoção completa do composto químico, de natureza tóxica. Na experiência de Sniegocki (1963a), realizada em aquífero arenoso e conglomerático de Arkansas, a recuperação do poço de injeção foi bem sucedida aplicando-se 45 kg de hexametáfosfato de sódio em solução com 0,38 m³ de água, seguido da injeção de 11,4 m³ de água potável, com a finalidade de promover a movimentação da solução dentro do aquífero.

Vale salientar que o hexametáfosfato de sódio tem o poder de desagregar e fracionar partículas argilosas. Este fato exclui o uso deste bactericida em formações contendo tais partículas, principalmente montmorilonita, devido à sua alta capacidade de inchamento. Nessas condições é aconselhável substituí-lo por petnaclorofenado de sódio (Araújo, 1978).

DIFERENÇA DE TEMPERATURA ENTRE AS ÁGUAS EXTERNA E NATIVA

A viscosidade dos fluidos é inversamente proporcional à sua temperatura. Desse modo, se a temperatura da água injetada for inferior à temperatura ambiente do aquífero, a água presente na formação experimentará um decréscimo de temperatura, tornando-se mais viscosa e passando a mover-se com mais dificuldade dentro da rocha. Na prática, esse efeito corresponde a uma redução da permeabilidade do aquífero que pode criar problemas para a experiência de injeção. Um meio seguro de evitar esse efeito é injetar no subsolo água mais quente que a água nativa.

INTERAÇÃO QUÍMICA ENTRE AS ÁGUAS NATIVA E EXTERNA

Quando se misturam duas águas quimicamente diferentes, estas podem reagir, precipitando produtos insolúveis capazes de causar a obstrução lenta do aquífero. Infelizmente essa obstrução tende a expandir-se através do aquífero, tornando a sua recuperação praticamente impossível. De acordo com Selm e Hulse (1960), Warner e Doty (1967), Sniegocki (1963) e (Hem, 1969), as principais reações químicas entre duas águas diferentes são as seguintes:

- precipitação de metais alcalino-terrosos como bário, cálcio, estrôncio e magnésio, originando carbonatos, ortofosfatos, sulfatos, fluoretos e hidróxidos relativamente insolúveis.
- precipitação de metais como ferro, alumínio, manganês, cromo, zinco e cádmio, dando carbonatos, bicarbonatos, hidróxidos, ortofosfatos e sulfetos insolúveis.
- reações de troca de ions que podem resultar em dispersão ou inchamento de partículas de argilo-minerais.
- precipitação de produtos de reação de oxiredução, envolvendo reações de ferro ferroso e manganês com oxigênio dissolvido na água de recarga, originando hidróxidos insolúveis.

Muitas das reações descritas nos dois primeiros itens não são comuns em experiências de recarga artificial, porque as águas superficial e subterrânea geralmente contêm baixas concentrações de vários daqueles elementos químicos. Entre os metais alcalino-terrosos, apenas o cálcio e o magnésio são encontrados com mais abundância nessas águas. Os outros metais frequentes são alumínio e ferro. O alumínio não foi detectado nas águas examinadas, exceto no poço PZ-3. Com base nos valores dos potenciais das águas dos poços e do açude (Tabela 3), determinados experimentalmente, pode-se concluir que todo o ferro detectado nessas águas encontra-se sob a forma de ion ferroso, uma vez que o potencial normal de redução para a reação

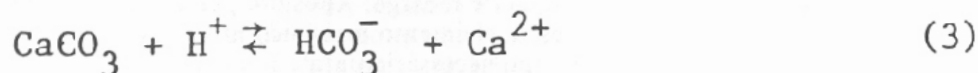


é 0,77 volts.

A previsão das reações de precipitação de sulfato e hidróxido, mencionados nos dois primeiros itens, foi feita com base nos produtos de solubilidade dos prováveis compostos originados das reações, e das concentrações dos ions formadores desses compostos. A Tabela 4 mostra os resultados desse estudo, permitindo concluir-se a impossibilidade de ocorrência de precipitação de CaSO_4 , Fe(OH)_2 e Al(OH)_3 , para temperaturas inferiores ou igual a 25°C , nos poços PZ-1 e PZ-2, bem como no poço PZ-3, apesar da água deste poço apresentar concentrações elevadas de ions cálcio, sulfato e alumínio. Resultado semelhante pode ser previsto para o sulfato de magnésio, dada a sua alta solubilidade. Como as concentrações dos ions analisados são menores na água do açude, depreende-se que a mistura das águas externa e nativa também não oferece condições de precipitação de sulfatos e hidróxidos. Dada a pequena variação dos produtos de solubilidade, com a temperatura, acreditamos que os resultados obtidos permanecem válidos para temperaturas em torno de 30°C .

A previsão de reações de precipitação de carbonatos foi feita através do método de Langelier (1936). Este método consiste em calcular-se o pH no equilíbrio e compará-lo ao pH medido. Se o primeiro exceder o segundo, a água é capaz de dissolver mais carbonato de cálcio; em caso contrário, a água estará supersaturada e tenderá a depositar aquele carbonato (Hem, 1960). A diferença entre os valores de pH medido e calculado é chamada de índice de saturação e seus valores altos indicam um elevado grau de instabilidade com conseqüente probabilidade de precipitação de carbonatos.

O equilíbrio da reação entre carbonato de cálcio e água contendo ions hidrogênio é representada pela equação:



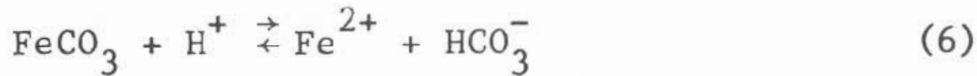
Assim, conhecendo-se a constante de equilíbrio para esta reação, igual a $0,98 \times 10^2$ (Hem, 1970), tem-se a seguinte relação de atividades para o cálculo do pH no equilíbrio:

$$\frac{[\text{HCO}_3^-] [\text{Ca}^{2+}]}{[\text{H}^+]} = 0,98 \times 10^2 \quad (4)$$

permitindo escrever:

$$\text{pH}_{\text{CaCO}_3} = -\log \frac{[\text{Ca}^{2+}] [\text{HCO}_3^-]}{0,98 \times 10^2} \quad (5)$$

Cálculo semelhantes podem ser aplicados ao ferro, em sistemas onde pode ocorrer carbonato ferroso. Este, frequentemente, associa-se ao carbonato de cálcio, principalmente quando o ambiente é redutor, condição frequente em reservatórios de água subterrânea (Hem, 1960). O carbonato de ferro é atacado da mesma maneira que o carbonato de cálcio, em presença de ions hidrogênio:



A constante de equilíbrio para esta reação é igual a 0,46 (Latinier, 1952) de modo que o pH no equilíbrio pode ser calculado pela expressão:

$$\text{pH}_{\text{FeCO}_3} = -\log \frac{[\text{Fe}^{2+}] [\text{HCO}_3^-]}{0,46} \quad (7)$$

Nos cálculos relacionados às expressões (5) e (7) os valores das concentrações foram preteridos em favor das atividades dos ions, descritas no parágrafo seguinte. Este procedimento é recomendado sempre que os sólidos totais dissolvidos na água ultrapassa 500 ppm. Isso acontece com os sólidos totais dissolvidos nas águas em estudo (Tabela 3), obtidos a partir dos valores de condutividade elétrica, através de relação empírica recomendada por Logan (1965).

As atividades para cada ion foram calculadas pelas expressões:

$$A_i = C_i f_i \quad ; \quad (8)$$

$$-\log f_i = \frac{0,51 Z_i^2 \sqrt{I}}{1 + \sqrt{I}} \quad ; \quad (9)$$

$$I = \frac{1}{2} \sum (C_i Z_i^2) \quad ; \quad (10)$$

onde A_i é a atividade do ion i , C_i é a concentração, f_i é o coeficiente de atividade, I é a força iônica e Z_i é a carga iônica.

Na Tabela 5 encontram-se os valores da força iônica calculados para as diversas amostras de água, bem como os coeficientes de atividade e os valores das atividades para os ions Ca^{2+} , Fe^{2+} e HCO_3^- . A Tabela 6 apresenta os índices de saturação daquelas águas, com relação aos carbonatos de cálcio e de ferro. Com esses dados, foi construído o diagrama mostrado na figura 5, o qual tem uma banda central de uma unidade de pH ao longo de cada eixo, representando o equilíbrio com relação aos dois referidos carbonatos. Os quatro quadrantes externos às áreas de equilíbrio representam diferentes tipos de condições de desequilíbrio com relação àqueles carbonatos.

A observação da Figura 5 permite concluir que somente duas amostras situam-se em áreas de desequilíbrio: a do poço PZ-3 (no quadrante A) e a amostra da mistura entre as águas do açude e do poço PZ-2, A40/P60 (no quadrante D). De acordo com Hem (1970), águas supersaturadas com relação a FeCO_3 ou a CaCO_3 , como a do poço PZ-3, podem ter estado anteriormente em equilíbrio com estes carbonatos e terem sido posteriormente transportados para um ambiente diferente, onde teriam alcançado um pH maior, devido, por exemplo, a perda de dióxido de carbono. Ainda de acordo com aquele autor, essa supersaturação pode ser apenas aparente, caso o pH medido não represente fielmente o pH da água dentro do aquífero. Como as análises da água do poço PZ-3, e das demais amostras, foram conduzidas no laboratório, um dia após a coleta, a segunda hipótese levantada por Hem parece ser a mais plausível. O desequilíbrio da amostra A60/P40 representaria supersaturação com relação a FeCO_3 e subsaturação com relação a CaCO_3 , o que significaria um enriquecimento de FeCO_3 com relação a CaCO_3 na formação subterrânea em contato com aquela mistura. Como esta condição é bastante rara em aquíferos (Hem 1960), acreditamos que o desequilíbrio daquela amostra seja também aparente, pelo mesmo motivo apresentado para a água do poço PZ-3. Esses resultados permitem concluir sobre a estabilidade das águas em estudo, quanto à precipitação de carbonatos.

Entre as reações químicas possíveis de ocorrer quando uma água estranha é injetada num aquífero, as reações de troca de base, envolvendo argilo-minerais, são de grande importância no processo de obstrução de aquíferos (Sniegocki, 1963). Alguns desses minerais, principalmente a montmorilonita, quando expostos a água contendo alto teor dos cátions sódio e potássio, tendem a absorver estes cátions e a liberar cálcio, magnésio e ferro. Como resultado dessas trocas, aumentam de volume ou são dispersos como coloides. Ambos os resultados concorrem para diminuir a permeabilidade do aquífero, sendo portanto considerados problemas potenciais em recarga artificial. Uma medida desse poder de agregação ou de desagregação de sódio, cálcio e magnésio é dada pela razão de absorção de sódio, definida por:

$$\text{RAS} = \frac{[\text{Na}]}{\sqrt{([\text{Ca}] + [\text{Mg}]) / 2}} \quad (11)$$

onde as concentrações são expressas em miliequivalentes por litro

De acordo com Krone (1970), somente águas com valores de RAS superiores a 3 podem afetar a permeabilidade do aquífero. Nas suas experiências de recarga de aquífero por espalhamento superficial de água, Directo e Lyndahl (1969), concluíram ser desejável RAS inferior a 18. Analisando os valores de RAS exibidos na Tabela 3, concluímos não existir perigo de obstrução do poço de injeção, por reações de troca de base, na experiência a ser conduzida em Cocorobó, já que o máximo valor encontrado para o RAS foi de 3,26. Esta conclusão é favorecida pelo fato da argila presente na formação Sergi ser do tipo caulinita.

Schoeller (1962) propõe um outro parâmetro, chamado índice de troca de base (ieb), para avaliar a facilidade da água reagir com as substâncias contidas no aquífero, durante o seu percurso subterrâneo. Esse índice é definido por:

$$\text{ieb} = \frac{[\text{Cl}] - [\text{Na} + \text{K}]}{[\text{Cl}]}$$

Os baixos valores de ieb, mostrados na Tabela 3, corroboram os resultados mostrados pelo RAS.

As reações de oxidação-redução descritas no item (d), envolvendo os íons ferro ferroso e manganês da água nativa e o oxigênio dissolvido da água do açude, foram estudados apenas para o ferro, por não ter sido feita determinação de manganês. Entretanto, em razão da ausência de manganês no arenito Sergi, acreditamos que o mesmo também não seja encontrado na água nativa. Conforme mostrado na Tabela 4, não existe probabilidade de precipitação de hidróxido de ferro, dada a natureza extremamente redutora da atmosfera das águas estudadas e o fato dos teores dos íons de ferro serem suficientemente baixos para a ocorrência de precipitação de produtos de oxidação-redução.

É extremamente difícil a previsão de todas as reações químicas possíveis de ocorrer dentro do aquífero, quando a água externa entra em contato com a água nativa da formação. Em vista dessa dificuldade, paralelamente às previsões teóricas já mencionadas, foi conduzido um estudo experimental da compatibilidade química das águas do açude e do aquífero. Para tanto, foram feitas misturas das águas do açude e do poço piezômetro PZ-2, em nove diferentes proporções volumétricas, as quais foram mantidas em temperaturas ambiente por um período de três meses, antes de serem analisadas. Os resultados das análises físico-químicas estão representados na Tabela 1, no diagrama triangular da figura 6 e nas figuras 7 a 10.

A pequena dispersão dos valores plotados na figura 6, em torno de uma seta ligando a amostra A10/P90 à amostra A90/P10, revela que não ocorreram reações químicas entre as águas, envolvendo os íons mencionados. A figura 7 mostra a variação da turbidez, do sulfato e da sílica, observando-se para os dois últimos um comportamento sensivelmente linear e decrescente com o aumento da proporção da água do açude. A turbidez, entretanto, não apresenta um comportamento uniforme, como seria esperado, provavelmente devido à falta de agitação das amostras na ocasião da determinação desse parâmetro.

Na figura 8 estão mostradas as variações do bicarbonato e da dureza, onde se pode observar que a dureza aumenta de modo praticamente linear com o aumento da proporção da água do açude na mistura, o contrário acontecendo com o bicarbonato. Na figura 9 observa-se que, em termos de cloreto de sódio, cloro e sódio, há um decréscimo linear do teor com o aumento da proporção da água do açude, concordando com o fato desses elementos serem mais abundantes na água do poço que na água do açude. Com referência ao potássio, a relação é decrescente com o aumento da proporção da água do açude na mistura. O baixo coeficiente de correlação linear é explicado pelo erro analítico acrescido da variação da grandeza medida, relativa ao seu valor médio. O comportamento do magnésio é linear e ascendente com o aumento da proporção da água do açude, conforme se observa na figura 10, onde são mostrados também os resultados das análises do pH, do RAS, do ieb e do cálcio. O RAS apresenta comportamento similar ao do sódio. O pH apresenta uma correlação linear muito fraca ($r=0,48$) enquanto a concentração do cálcio aumenta nas misturas de maiores proporções de água do açude sem, contudo, obedecer a uma relação linear. Para o ieb verifica-se comportamento ascendente linear apenas a partir da amostra A40/P60.

Os resultados fornecidos pelo estudo experimental realizado, mostram uma correlação linear muito boa entre as concentrações da maioria dos elementos químicos analisados e as proporções das misturas, indicando, de um modo geral, que não se verificaram acentuadas interações químicas entre as águas misturadas. Este fato constitui um dado altamente favorável para a experiência de injeção a ser conduzida em Cocorobó. O comportamento não linear do magnésio, do cálcio, do ieb, e do potássio, sugerem, por outro lado, reações de troca de base. Entretanto, dados os baixos valores dos índices RAS e ieb acreditamos que essas reações não prejudicarão a experiência de injeção.

CONCLUSÕES

As principais causas de obstrução de poços de injeção e de aquíferos alimentados artificialmente são as seguintes: presença de materiais em suspensão, de gases dissolvidos e de microorganismos na água de recarga; precipitações químicas de substâncias insolúveis causadas pela interação química entre as águas externa e nativa e o aquífero, bem como diferenças de temperatura entre as duas águas. No caso específico da experiência de injeção a ser conduzida em Cocorobó, todas essas causas de obstrução foram devidamente analisadas, tendo-se chegado às seguintes conclusões:

- (a) Não existem grandes diferenças entre as características físico-químicas das águas do açude e do aquífero. Salvo algumas excessões, ambas as águas satisfazem aos padrões de potabilidade da Organização Mundial de Saúde. Merece destaque especial a má qualidade biológica da água do açude, dada a abundância de bactérias e outros microorganismos.
- (b) O estudo da compatibilidade química entre as águas nativa e do açude foi conduzido através de procedimentos teórico e prático. Para a previsão experimental das possíveis interações entre essas duas águas, foram utilizadas misturas da água do poço PZ-2 e do açude, em nove diferentes proporções volumétricas, as quais, após três meses, foram quimicamente analisadas. De um modo geral, o teor dos elementos químicos nas diversas misturas variou linearmente com a proporção da água do açude, indicando a inexistência de reações químicas apreciáveis. O comportamento do magnésio, do cálcio, do sódio e do potássio sugerem reações de troca de base, indicadas pela razão de adsorção do sódio (RAS) e pelo índice de troca de base (ieb). A RAS tem valor máximo igual a 3,26 na mistura das águas, contra o valor médio de 1,34 ($\sigma=0,45$) na água do açude. O ieb apresenta um máximo de 0,34 na mistura e a média de 0,48 ($\sigma=0,14$) na água do açude. Conclui-se, portanto, que em face dos baixos valores desses indicadores, essas reações químicas provavelmente não causarão danos ao aquífero nem a obstrução do poço de injeção, sobretudo considerando a ausência de montmorilonita no arenito Sergi.
- (c) Os estudos teóricos visando a previsão de reações químicas capazes de fornecer precipitados insolúveis como carbonatos, sulfatos e hidróxidos, demonstram a impossibilidade de ocorrência dessas reações, dados os baixos valores de concentrações dos elementos químicos e dos potenciais.
- (d) Dada a presença de ferro na formação Sergi, em concentrações da ordem de 4.000 ppm, existe o perigo deste ferro, bem como do ferro presente na água nativa, reagirem com oxigênio dissolvido na água de recarga, se houver alguma mudança na atmosfera extremamente redutora das águas em estudo. Em vista disso, é importante que seja feito o acompanhamento da evolução temporal dessa atmosfera, através de medidas sistemáticas de pH no campo, bem como do teor de oxigênio dissolvido, se a atmosfera passar a ser oxidante.
- (e) A turbidez inorgânica da água do açude de Cocorobó apresenta valor médio igual, a 4,4 FTU ($\sigma=4,1$) em 13 amostras. Conquanto seja uma turbidez relativamente baixa, poderá transportar, para o interior do aquífero, cerca de 1.500 kg de sedimentos em apenas um mês de operação do sistema de injeção, se a vazão for mantida à taxa de 200 l/s. Na verdade, parte deste material poderá ser retirado, mediante surgimento e bombeamento do poço de injeção mas, a depender da granulometria, uma parcela apreciável poderá intrometer-se nos poços da formação, produzindo redução de sua permeabilidade. A redução da turbidez inorgânica da água do açude de Cocorobó poderá ser feita através dos procedimentos normais da floculação, decantação e filtração. Recomendamos, além disso, que a tomada d'água do sistema de adução seja colocada o mais distante possível do fundo do açude, a fim de evitar o carreamento das partículas decantadas o fundo do lago.
- (f) Para prevenir os efeitos da obstrução biológica, deverão ser eliminadas as bactérias e outros microorganismos muito abundantes na água do açude, antes de se proceder à injeção, através do uso de bactericidas. Recomendamos a cloração da água, após a filtração, com uma dosagem de cloro suficiente para deixar um resíduo de 2 mg/l na entrada do poço. É oportuno lembrar que outros bactericidas, à base de hexametáfosfato de sódio, devem ser evitados, devido ao seu poder de desagregar e fracionar partículas argilosas.
- (g) A entrada de ar junto com a água de recarga, e sua ação prejudicial sobre a permeabilidade do aquífero, pode ser impedida vedando-se cuidadosamente as juntas das tubulações e precavendo-se contra uma possível aeração dessa água, dentro e fora do poço de injeção. Quanto ao problema da liberação de gases dissolvidos, conduzidos pela água de recarga, cujo efeito prejudicial é similar ao da entrada de ar, pode ser minimizado desde que a água de recarga esteja a uma temperatura superior ou igual à temperatura do aquífero, ou submetendo a água injetada a uma pressão positiva. No caso da experiência de Cocorobó, em face da pequena profundidade do aquífero (aproximadamente 70 m), não existe diferença apreciável de temperatura entre a água subterrânea e a água do açude. Contudo, por medida de segurança, recomendamos que a água de injeção não tenha temperatura inferior àquela reinante no aquífero, para impedir que a água nativa experimente redução de temperatura, o que dificultaria a sua circulação dentro do aquífero. Além disso, parece-nos aconselhável que a água seja injetada sob um pressão da ordem de 70 m.c.a., à altura do nível d'água no poço, com base na recomendação de

Foxworthy e Briant (1967), e tendo em vista que a pressão tem maior efeito sobre a solubilidade dos gases que a temperatura.

- (h) Desde que nem sempre é possível prever e eliminar todos os fatores intervenientes na obstrução do poço de recarga e do próprio aquífero, fatalmente o poço de injeção terá que ser periodicamente desenvolvido. Assim, torna-se necessário incluir no projeto do sistema de injeção uma bomba para as operações de surgimento e bombeamento do poço, e uma tubulação de descarga, para escoamento da água turbida resultante dessas operações.

TABELA 1A: RESULTADOS DAS ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS DAS ÁGUAS DO AÇUDE, DOS POÇOS E DAS MISTURAS DAS ÁGUAS DO AÇUDE E DO POÇO PZ-2.

AMOSTRA	CONCENTRAÇÕES (meq/l)							
	CLORO Cl ⁻	CÁLCIO Ca ⁺⁺	MAGNÉSIO Mg ⁺⁺	POTÁSSIO K ⁺	SÓDIO Na ⁺	BICARBONATO HCO ₃ ⁻	SULFATO SO ₄ ⁼	NITRATO NO ₃
A1/0	3,61	1,60	1,81	0,15	1,83	1,56	0,23	0,01
A1/1	3,61	1,70	1,81	0,15	2,17	1,56	0,67	0,01
A1/3	3,61	1,65	1,73	0,15	2,00	1,51	0,44	0,01
A2/0	3,61	1,65	0,65	0,15	1,87	1,51	0,21	0,01
A2/1	3,72	1,65	1,56	0,15	2,48	1,33	0,77	0,02
A3/0	3,67	1,60	1,89	0,15	1,78	1,51	0,25	0,01
A3/1	3,67	2,15	2,30	0,15	0,78	1,51	0,21	0,01
A4/0	3,67	2,45	1,15	0,15	1,44	1,34	0,19	0,01
A4/1	3,67	1,90	1,81	0,14	1,57	1,44	0,33	0,01
A5/0	3,67	1,80	1,15	0,14	2,39	1,52	0,29	0,01
A5/1	3,67	1,90	1,65	0,12	2,00	1,52	0,46	0,01
A6/0	3,61	1,60	1,48	0,14	1,70	1,21	0,10	0,01
A6/1	3,47	1,60	2,63	0,15	0,70	1,34	0,25	0,01
PZ-1	1,04	2,05	1,18	0,15	1,74	1,00	1,52	0,01
PZ-2	3,64	1,52	1,40	0,22	1,84	3,34	0,44	0,01
PZ-3	4,03	16,47	3,37	0,93	5,26	5,25	2,64	0,01
PN-1	3,86	4,39	0,58	0,24	1,80	1,10	1,58	0,01
A90/P10	3,10	2,05	1,73	0,18	2,61	1,61	0,23	0,01
A80/P20	3,13	1,79	1,89	0,22	1,84	1,71	0,25	0,001
A70/P30	3,16	1,38	1,40	0,15	2,27	1,90	0,23	0,002
A60/P40	3,27	1,37	1,34	0,15	2,49	2,00	0,33	0,002
A50/P50	3,33	1,46	1,40	0,16	2,98	2,20	0,38	0,01
A40/P60	3,38	1,45	1,48	0,21	3,34	2,29	0,33	0,003
A30/P70	3,38	1,31	1,32	0,18	3,39	2,56	0,25	0,01
A20/P80	3,44	1,24	1,23	0,20	3,60	2,66	0,31	0,002
A10/P90	3,47	1,38	1,23	0,18	3,73	2,85	0,40	0,001
A(100%)	3,41	2,70	1,40	0,12	1,26	1,39	0,15	0,001

NOTA: A40/P50 é a amostra da mistura contendo 40% de água do açude e 60% de água do poço PZ-2. A1/3 é a amostra de água do açude, coletada no ponto 1, a 3,0m de profundidade, etc.

TABELA 1B: RESULTADOS DAS ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS DAS ÁGUAS DO AÇUDE, DOS POÇOS E DAS MISTURAS DAS ÁGUAS DO AÇUDE E DO POÇO PZ-2.

AMOSTRA	CONCENTRAÇÕES (meq/l)						
	CLORETO NaCl	COBRE Cu ⁺⁺	FERRO Fe ⁺⁺	FOSFATO PO ₄ ⁼	SILICA SiO ₂	pH	TURBIDEZ (F.T.U.)
A1/0	3,62	-	-	0,05	0,08	6,25	2,5
A1/1	3,62	-	-	0,05	0,05	6,35	3,6
A1/3	3,62	-	1,01	0,05	0,07	5,55	31
A2/0	3,62	-	-	0,05	0,06	6,15	1,4
A2/1	3,71	-	0,05	0,05	0,06	5,50	5,2
A3/0	3,67	-	-	0,05	0,07	6,45	3,3
A3/1	3,67	-	-	0,04	0,06	6,57	1,7
A4/0	3,67	-	-	0,05	0,07	5,35	1,8
A4/1	3,67	-	-	0,04	0,06	5,54	1,6
A5/0	3,67	-	-	0,05	0,08	7,00	1,3
A5/1	3,68	-	-	0,04	0,007	6,05	1,4
A6/0	3,62	-	-	0,01	0,06	5,40	7,9
A6/1	3,47	-	0,01	0,05	0,06	6,25	12
PZ-1	0,96	0,004	0,1	0,14	0,3	7,5	110
PZ-2	3,62	0,01	0,49	0,07	0,22	7,8	180
PZ-3	4,13	0,13	0,19	0,09	0,22	8	-
PN-1	3,84	0,13	0,05	0,09	0,14	7,5	27
A90/P10	3,11	-	0,05	0,06	0,11	7,6	54
A80/P20	3,11	0,003	0,12	0,05	0,12	7,7	69
A70/P30	3,15	-	0,1	0,07	0,125	7,6	86
A60/P40	3,27	-	0,1	0,01	0,14	7,9	86,5
A50/P50	3,33	0,003	0,11	0,08	0,16	7,8	88
A40/P60	3,37	-	0,15	0,07	0,16	7,5	93
A30/P70	3,37	0,003	0,13	0,06	0,22	8,0	68
A20/P80	3,42	0,003	0,10	0,080	0,21	7,8	67
A10/P90	3,45	-	0,05	0,07	0,24	7,9	26,6
A(100%)	2,94	-	0,01	0,05	0,11	7,7	13

TABELA 2A: RESULTADO DAS ANÁLISES BIOLÓGICAS DAS ÁGUAS DO AÇUDE E DO POÇO DE OBSERVAÇÃO PZ-2

AMOS TRA	BACTÉRIAS AE RÓBIAS (NMP/ml)		BACTÉRIAS ANAERÓBIAS Sulfo-redu toras	ALGAS CLOROFÍCEAS	ALGAS CIANOFÍCEAS	ALGAS DIATOMÁCEAS	OUTROS MICRO ORGANISMOS
	Coli- formes totais	Coli- formes fecais					
A1/0	1600	220	presente	Ankistrodesmus Staurastrum Botrycoccus	Oscilatória Merismopédia Anabaena	Fragilária	Flagelados pig- mentados Ciliados Larvas de inse- tos
A1/1	350	240	presente	Staurastrum Ankistrodesmus	Oscilatória Merismopédia Anabaena	Fragilária Navícula	Flagelados pig- mentados Ciliados Microcrustáceos
A1/3	1700	490	presente	-	Oscilatória	Navícula Pinnulária Gyrozigma	Flagelados pig- mentados Ciliados
A2/0	1600	110	presente	Ankistrodesmus Mongeotia Staurastrum	Anabaena Chroococcus Merismopédia Microcystis Oscilatória	Cyclotella Fragilária Navícula	Flagelados pig- mentados
A2/1	-	-	-	Staurastrum	Anabaena Merismopédia Microcystis Oscilatória	Navícula Tabellaria	Flagelados pig- mentados
A3/0	-	-	-	Staurastrum Crucigenio Ankistrodesmus	Oscilatória Merismopédia Lyngbya	Fragilaria Navícula Stephanodis- cus	Flagelados pig- mentados

TABELA 2B: RESULTADO DAS ANÁLISES BIOLÓGICAS DAS ÁGUAS DO AÇUDE E DO POÇO DE OBSERVAÇÃO PZ-2

AMOS TRA	BACTÉRIAS AE RÓBIAS (NMP/ml)		BACTÉRIAS ANAERÓBIAS Sulfo-redu toras	ALGAS CLOROFÍCEAS	ALGAS CIANOFÍCEAS	ALGAS DIATOMÁCEAS	OUTROS MI- CROORGANIS MOS
	Coli- formes totais	Colifor- mes fecais					
A3/1	240	8	presente	Ankistrodesmus Arthrodesmus Elakatothris Palmella	Oscilatória Merismopédia Lyngbya Microcystis	Fragilaria Navícula Tabellaria	Flagelados pigmentados Microcrustá- ceos
A4/1	2400	33	presente	Ankistrodesmus Palmella Staurastrum	Anabaena Microcystis Oscilatório	-	Flagelados pigmentados
A5/0	-	-	-	Chlorella Ankistrodesmus Staurastrum	Merismopédia Microcystis Oscilatória	Navícula Tabellaria	Flagelados pigmentados Cilindros Microcrustá- ceo
A5/1	1600	540	presente	Dictyosphaenum Gloccystis Staurastrum	Merismopédia Microscystis Oscilatória	Navícula Tabellaria	
A6/1	540	240	presente	Desmidium	Anabaena		
PZ-2	7	2	-	-	-	Membranas de pinnula- ria e fragi- laria	-

NOTA: A3/1 é a amostra coletada no ponto 3 a um metro de profundidade.

TABELA 3: CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DAS ÁGUAS DO AÇUDE, DOS POÇOS E DAS MISTURAS DAS ÁGUAS DO AÇUDE E DO POÇO PZ-2.

AMOSTRA	R.A.S.	i.e.b.	e(%)	Dureza (Ca+Mg+Fe) (mg/l)	Alcali- nidade (mg/l)	Soma de Cátions (meg/l)	Soma de Ânions (meg/l)	Conduti- vidade (20°C) (mho/cm)	S.T.D. (mg/l)	Potencial (mV)
A1/0	1,399	0,452	-0,67	170,45	95	5,383	5,456	$0,9 \times 10^{-3}$	600	
A1/1	1,642	0,357	-0,53	175,45	95	5,828	5,890	$0,95 \times 10^{-3}$	633,3	
A1/3	1,540	0,406	7,59	169,45	92	6,532	5,610	10^{-3}	666,7	
A2/0	1,458	0,440	-0,65	164,70	92	5,315	5,385	$1,05 \times 10^{-3}$	700,0	
A2/1	1,956	0,294	-0,14	162,95	81	5,886	5,903	$0,94 \times 10^{-3}$	626,7	
A3/0	1,350	0,473	-0,57	174,55	92	5,419	5,481	10^{-3}	666,7	
A3/1	0,525	0,746	-0,48	222,60	92	5,380	5,432	$0,94 \times 10^{-3}$	626,7	
A4/0	1,070	0,569	-0,77	180,0	82	5,177	5,257	$0,94 \times 10^{-3}$	626,7	
A4/1	1,15	0,534	-0,71	185,45	88	5,413	5,49	$0,94 \times 10^{-3}$	626,7	
A5/0	1,97	0,309	-0,53	147,50	93,1	5,479	5,537	10^{-3}	666,7	
A5/1	1,503	0,421	-0,28	177,20	93,0	5,665	5,697	$0,94 \times 10^{-3}$	626,7	
A6/0	1,367	0,491	-0,79	154,40	73,8	4,914	4,992	$0,95 \times 10^{-3}$	633,3	
A6/1	0,479	0,756	-0,42	211,95	82,0	5,070	5,119	$0,89 \times 10^{-3}$	503,3	
PZ1	1,370	-0,812	16,9	166,25	61,2	5,216	3,709	$0,75 \times 10^{-3}$	500	-50
PZ2	1,523	0,434	-15,6	170,6	208,9	5,474	7,500	$1,33 \times 10^{-3}$	866,7	-40
PZ3	1,670	-0,535	37,3	1002,0	223	26,344	12,018	$1,93 \times 10^{-3}$	1286,7	-71
PN1	1,140	0,472	3,92	250,90	67,2	7,179	6,638	$1,33 \times 10^{-3}$	886,7	-20
A90/P10	1,902	0,101	13,9	191,50	99,4	6,616	4,999	$0,96 \times 10^{-3}$	640	-25
A80/P20	1,355	0,344	6,47	190,05	104,5	5,851	5,14	10^{-3}	666,7	-30
A70/P30	1,929	0,232	1,65	144,15	116,4	5,305	5,133	$1,04 \times 10^{-3}$	693,3	-60
A60/P40	2,139	0,193	-1,9	140,80	122,9	5,451	5,666	$1,08 \times 10^{-3}$	720	-25
A50/P50	2,493	0,057	1,0	148,45	137,2	6,106	5,984	$1,17 \times 10^{-3}$	780	-79
A40/P60	2,832	-0,074	4,87	154,05	140,4	6,711	6,068	$1,16 \times 10^{-3}$	773,3	-60
A30/P70	2,958	-0,054	0,53	137,80	157,5	6,323	6,257	$1,22 \times 10^{-3}$	813,3	-40
A20/P80	3,238	-0,104	-0,89	128,25	165,9	6,374	6,488	$1,24 \times 10^{-3}$	826,7	-32
A10/P90	3,261	-0,128	-1,58	134,10	175,3	6,580	6,791	$1,26 \times 10^{-3}$	840,0	-78
A(100%)	0,881	0,597	4,47	205,1	85,4	5,474	5,006	$0,93 \times 10^{-3}$	620,0	-40

TABELA 4: PREVISÃO DE PRECIPITAÇÕES DE COMPOSTOS DO TIPO $X_n Y_m$ NAS ÁGUAS DOS POÇOS BASEADA EM PRODUTOS DE SOLUBILIDADE PARA A TEMPERATURA DE 25°C.

POÇO	ION	CONCENTRAÇÃO Moles/l	PRODUTO DE SOLUBILIDADE A 25°C	$[X]^n [Y]^m$	OCORRÊNCIA DE PRECIPITAÇÃO
PZ-1	Ca ²⁺	$1,02 \times 10^{-3}$	CaSO ₄ : $6,1 \times 10^{-5}$	$7,79 \times 10^{-7}$	não
	SO ₄ ²⁻	$7,60 \times 10^{-4}$		Fe(OH) ₂ : $8,0 \times 10^{-16}$	$5,00 \times 10^{-18}$
	Fe ²⁺	$5,01 \times 10^{-5}$			
	*OH ⁻	$3,16 \times 10^{-7}$			
PZ-2	Ca ²⁺	$2,25 \times 10^{-3}$	CaSO ₄ : $6,1 \times 10^{-5}$	$1,09 \times 10^{-5}$	não
	SO ₄ ²⁻	$1,32 \times 10^{-3}$			
	Fe ²⁺	$9,49 \times 10^{-5}$	Fe(OH) ₂ : $8,0 \times 10^{-16}$	$9,49 \times 10^{-17}$	não
	*OH ⁻	$1,00 \times 10^{-6}$			
	Al ³⁺	$5,71 \times 10^{-3}$			

* Valor calculado

TABELA 5: FORÇA IÔNICA (I) DAS ÁGUAS DOS POÇOS, DO AÇUDE E DAS MISTURAS, COEFICIENTES DE ATIVIDADE (f) E ATIVIDADES (a).

AMOSTRA	I (moles/l)	$f_{Ca^{2+}} = f_{Fe^{2+}}$	$f_{HCO_3^-}$	$a_{Ca^{2+}}$	$a_{Fe^{2+}}$ moles/litro	$a_{HCO_3^-}$
PZ-1	$7,02 \times 10^{-3}$	$6,94 \times 10^{-1}$	$9,13 \times 10^{-1}$	$7,06 \times 10^{-4}$	$3,47 \times 10^{-5}$	$9,13 \times 10^{-4}$
PZ-2	$8,50 \times 10^{-3}$	$6,72 \times 10^{-1}$	$9,05 \times 10^{-1}$	$5,11 \times 10^{-4}$	$1,68 \times 10^{-4}$	$3,02 \times 10^{-3}$
PZ-3	$5,61 \times 10^{-2}$	$4,05 \times 10^{-1}$	$7,97 \times 10^{-1}$	$3,33 \times 10^{-3}$	$3,64 \times 10^{-5}$	$4,18 \times 10^{-3}$
PN-1	$1,04 \times 10^{-2}$	$6,47 \times 10^{-1}$	$8,97 \times 10^{-1}$	$1,42 \times 10^{-3}$	$1,29 \times 10^{-5}$	$9,87 \times 10^{-4}$
AÇUDE	$7,42 \times 10^{-3}$	$6,89 \times 10^{-1}$	$9,11 \times 10^{-1}$	$9,30 \times 10^{-4}$	$2,07 \times 10^{-6}$	$1,27 \times 10^{-3}$
A ₉₀ P ₁₀	$7,88 \times 10^{-3}$	$6,82 \times 10^{-1}$	$9,09 \times 10^{-1}$	$6,96 \times 10^{-4}$	$2,05 \times 10^{-5}$	$1,46 \times 10^{-3}$
A ₈₀ P ₂₀	$7,56 \times 10^{-3}$	$6,87 \times 10^{-1}$	$9,10 \times 10^{-1}$	$6,18 \times 10^{-4}$	$4,12 \times 10^{-5}$	$1,55 \times 10^{-3}$
A ₇₀ P ₃₀	$6,95 \times 10^{-3}$	$6,96 \times 10^{-1}$	$9,14 \times 10^{-1}$	$4,80 \times 10^{-4}$	$3,48 \times 10^{-5}$	$1,74 \times 10^{-3}$
A ₆₀ P ₄₀	$7,21 \times 10^{-3}$	$6,92 \times 10^{-1}$	$9,12 \times 10^{-1}$	$4,71 \times 10^{-4}$	$3,42 \times 10^{-5}$	$1,82 \times 10^{-3}$
A ₅₀ P ₅₀	$7,82 \times 10^{-3}$	$6,83 \times 10^{-1}$	$9,09 \times 10^{-1}$	$4,98 \times 10^{-4}$	$4,10 \times 10^{-5}$	$1,99 \times 10^{-3}$
A ₄₀ P ₆₀	$8,18 \times 10^{-3}$	$6,77 \times 10^{-1}$	$9,07 \times 10^{-1}$	$4,87 \times 10^{-4}$	$5,42 \times 10^{-5}$	$2,07 \times 10^{-3}$
A ₃₀ P ₇₀	$7,85 \times 10^{-3}$	$6,82 \times 10^{-1}$	$9,09 \times 10^{-1}$	$4,50 \times 10^{-4}$	$4,09 \times 10^{-5}$	$2,33 \times 10^{-3}$
A ₂₀ P ₈₀	$7,96 \times 10^{-3}$	$6,81 \times 10^{-1}$	$9,08 \times 10^{-1}$	$4,22 \times 10^{-4}$	$3,40 \times 10^{-5}$	$2,41 \times 10^{-3}$
A ₁₀ P ₉₀	$8,28 \times 10^{-3}$	$6,76 \times 10^{-1}$	$9,07 \times 10^{-1}$	$4,66 \times 10^{-4}$	$1,35 \times 10^{-5}$	$2,58 \times 10^{-3}$

TABELA 6: ÍNDICES DE SATURAÇÃO DAS ÁGUAS DOS POÇOS E MISTURAS COM ÁGUA DO AÇUDE COM RELAÇÃO AOS CARBONATOS DE CÁLCIO E FERRO.

AMOSTRA DE ÁGUA	PONTO NO DIAGRAMA	pH CALCULADO		pH MEDIDO	ÍNDICE DE SATURAÇÃO	
		pH_{CaCO_3}	pH_{FeCO_3}		$pH(\text{med.}) - pH_{CaCO_3}$	$pH(\text{med.}) - pH_{FeCO_3}$
PZ-1	PZ-1	8,18	7,16	7,5	-0,68	0,34
PZ-2	PZ-2	7,80	6,00	7,8	0,00	1,80
PZ-3	PZ-3	6,84	6,48	8,0	1,16	1,52
PN-1	PN-1	7,84	7,56	7,5	-0,34	-0,06
AÇUDE	AÇUDE	7,91	8,24	7,7	-0,21	-0,54
A ₉₀ P ₁₀	1	7,98	7,19	7,6	-0,38	0,41
A ₈₀ P ₂₀	2	8,00	6,86	7,7	-0,30	0,84
A ₇₀ P ₃₀	3	8,06	6,88	7,6	-0,46	0,72
A ₆₀ P ₄₀	4	8,84	6,87	7,9	-0,94	1,03
A ₅₀ P ₅₀	5	7,99	6,75	7,8	-0,19	1,05
A ₄₀ P ₆₀	6	7,98	6,61	7,5	-0,48	0,89
A ₃₀ P ₇₀	7	7,97	6,68	8,0	0,03	1,32
A ₂₀ P ₈₀	8	7,98	6,75	7,8	-0,18	1,05
A ₁₀ P ₉₀	9	7,91	7,12	7,9	-0,01	0,78

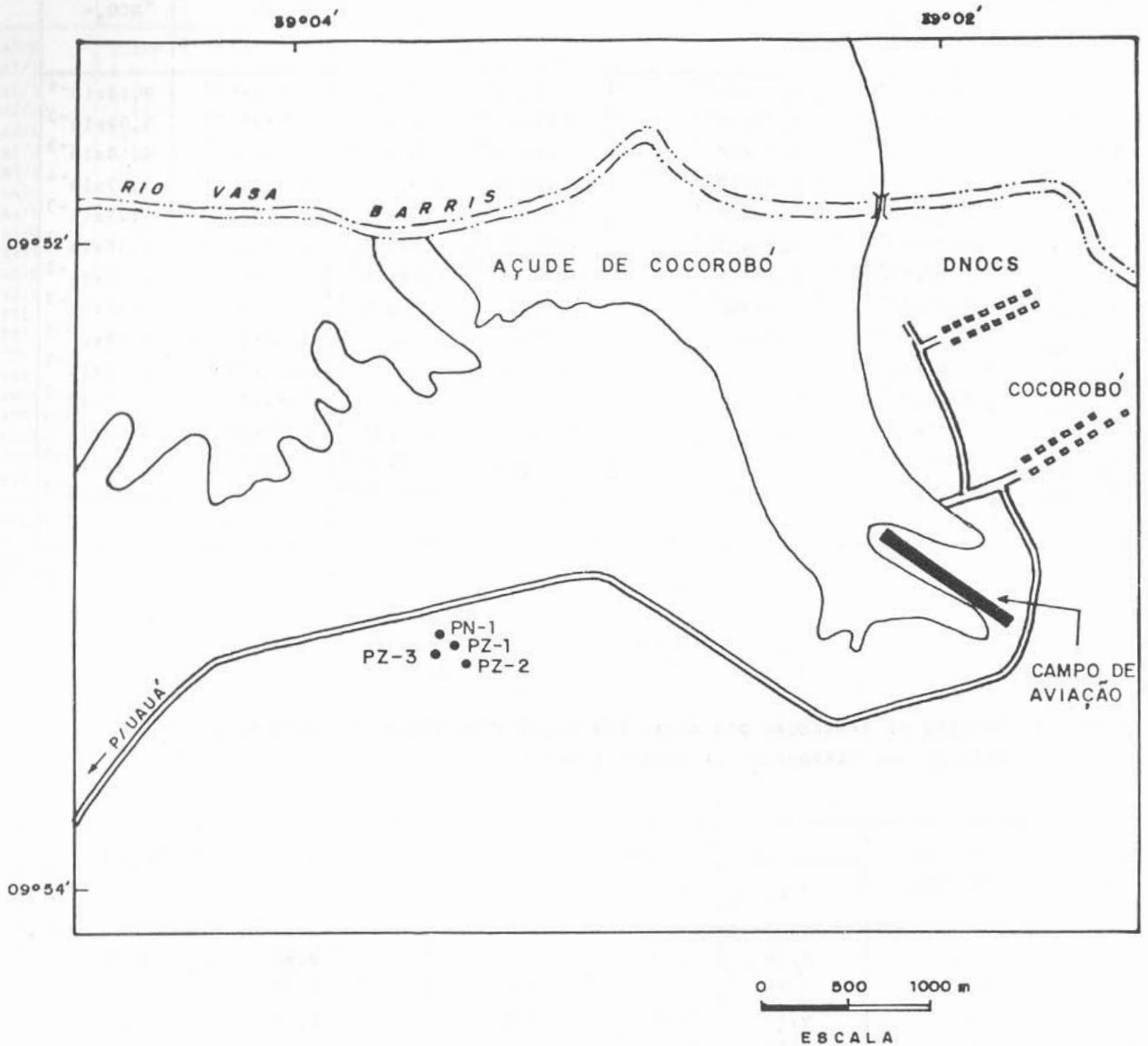


FIGURA 1 - MAPA DE LOCALIZAÇÃO DO AÇUDE DE COCOROBÓ, DO POÇO DE INJEÇÃO E DOS POÇOS DE OBSERVAÇÃO (Apud Lima, 1979)

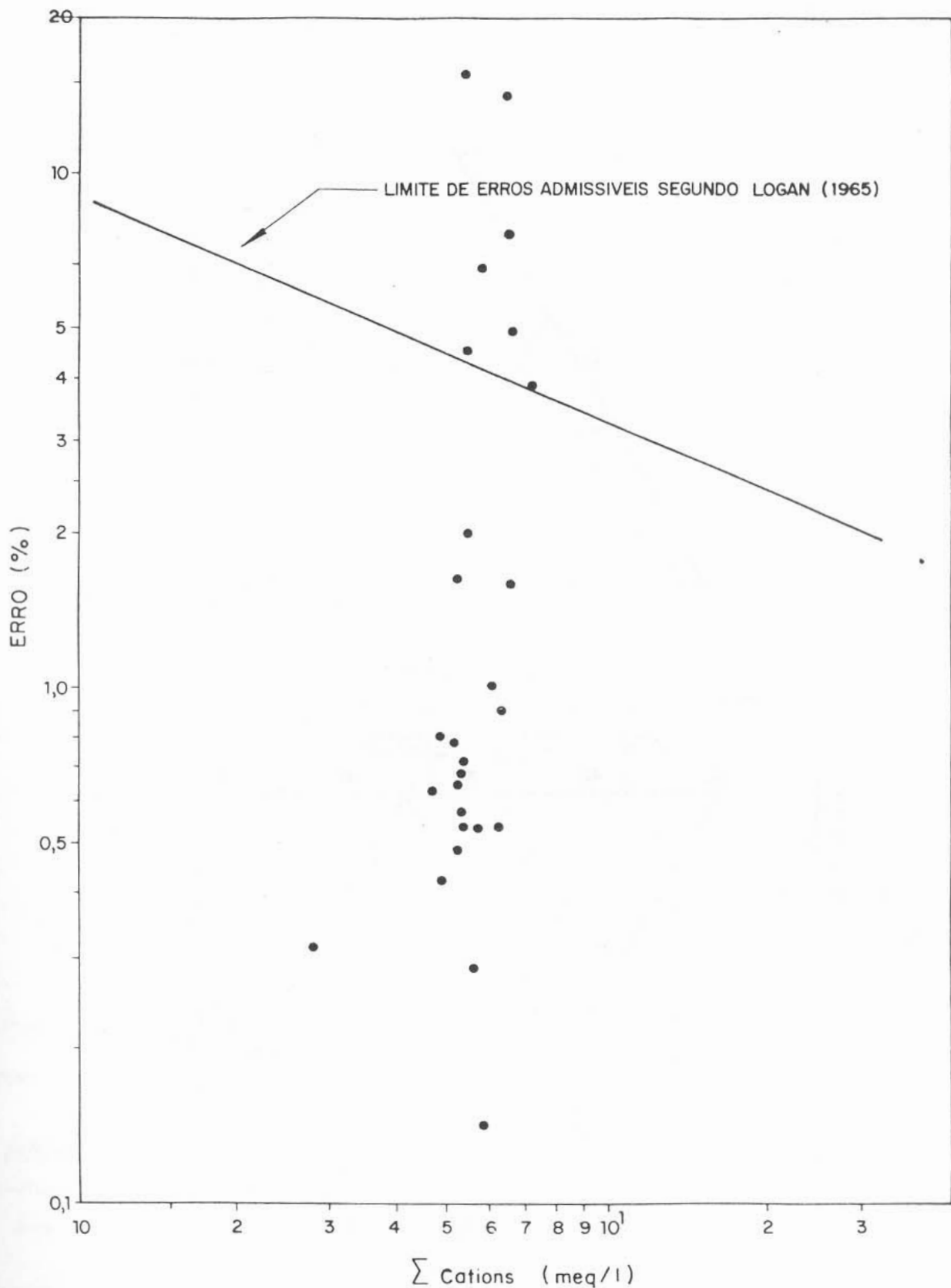


FIGURA 2 - DISTRIBUIÇÃO DE ERROS DAS ANÁLISES QUÍMICAS DAS ÁGUAS DO AÇUDE DE COCOROBÓ E DOS POÇOS TUBULARES PERFURADOS NO ARENITO SERGI.

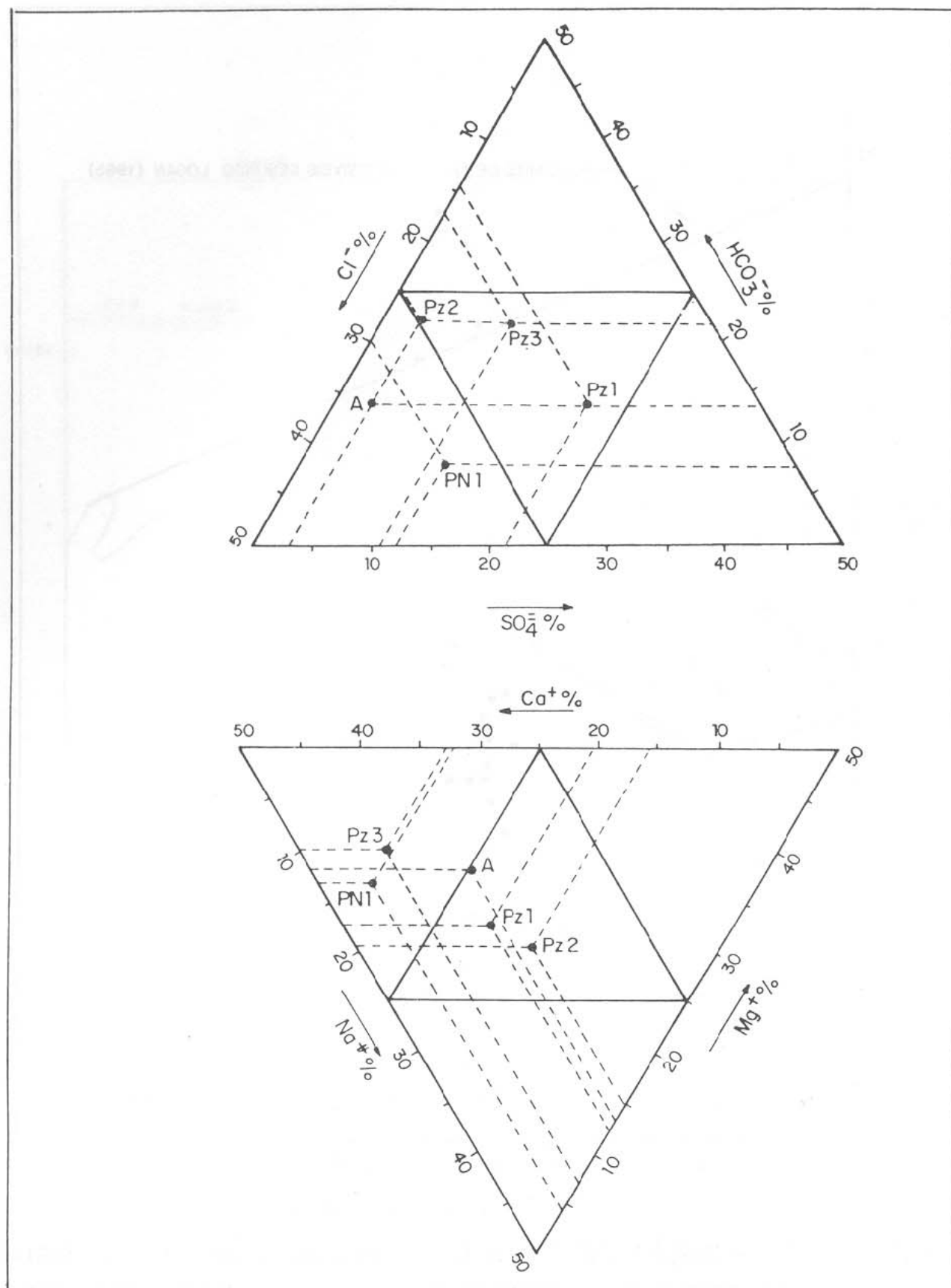


FIGURA 3 - REPRESENTAÇÃO TRIANGULAR DUPLA DA COMPOSIÇÃO QUÍMICA DAS ÁGUAS DO AÇUDE E DOS POÇOS.

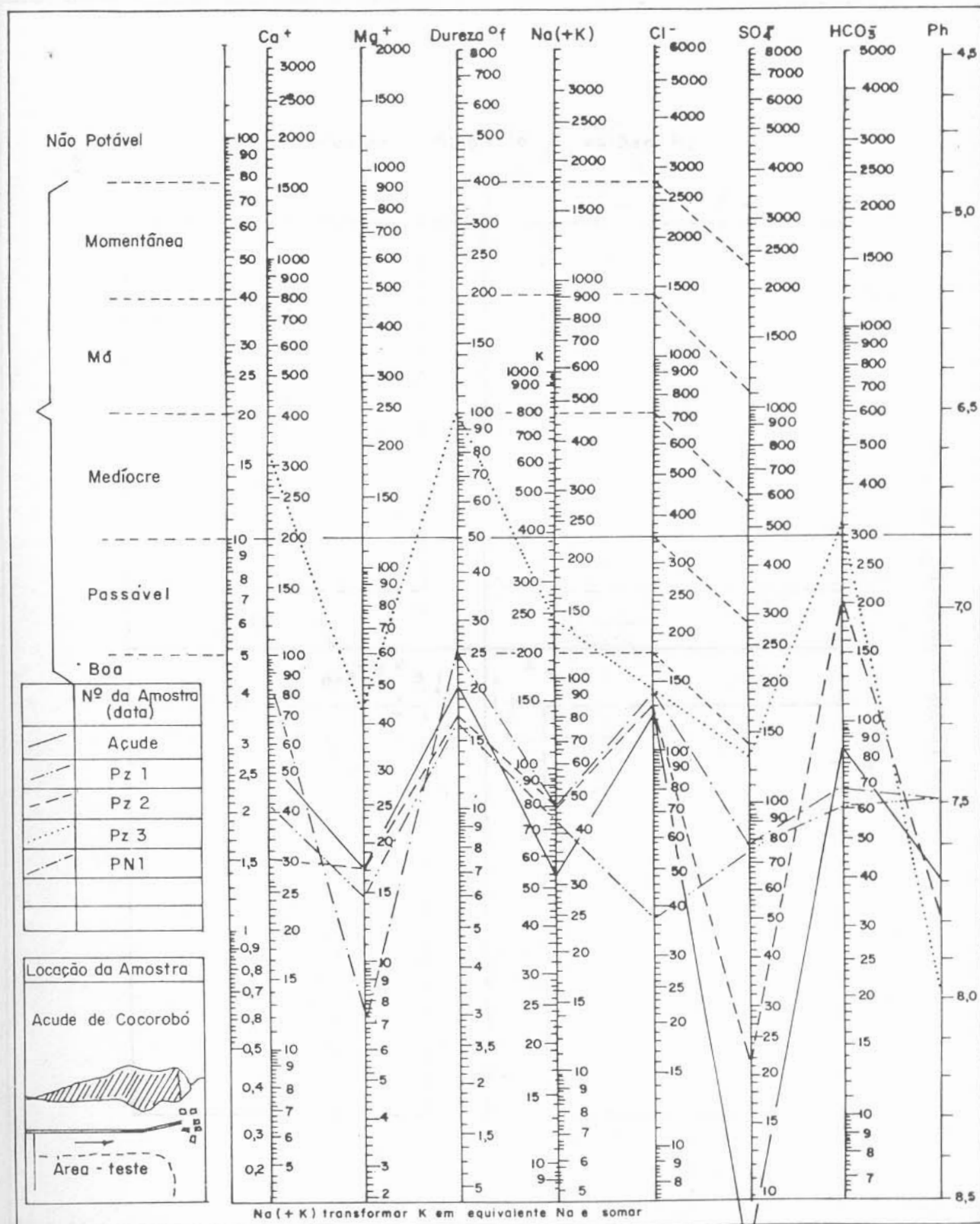


FIGURA 4 - REPRESENTAÇÃO DA COMPOSIÇÃO QUÍMICA DAS ÁGUAS DO AÇUDE E DOS POÇOS.

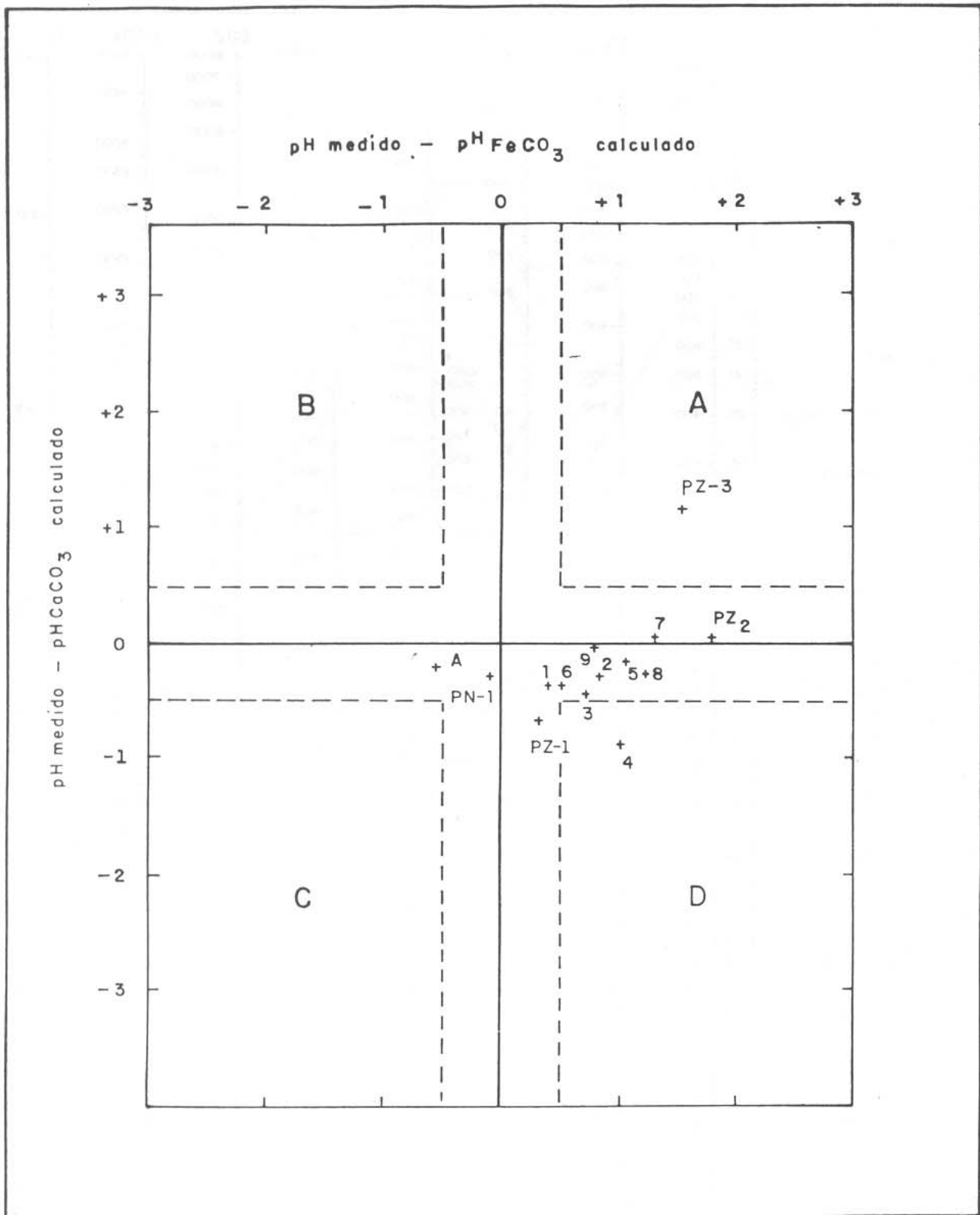


FIGURA 5 - DIAGRAMA DO ÍNDICE DE SATURAÇÃO RELATIVO A $\text{CaCO}_3 - \text{FeCO}_3$, DAS ÁGUAS DO AÇUDE, DOS POÇOS E DAS MISTURAS.

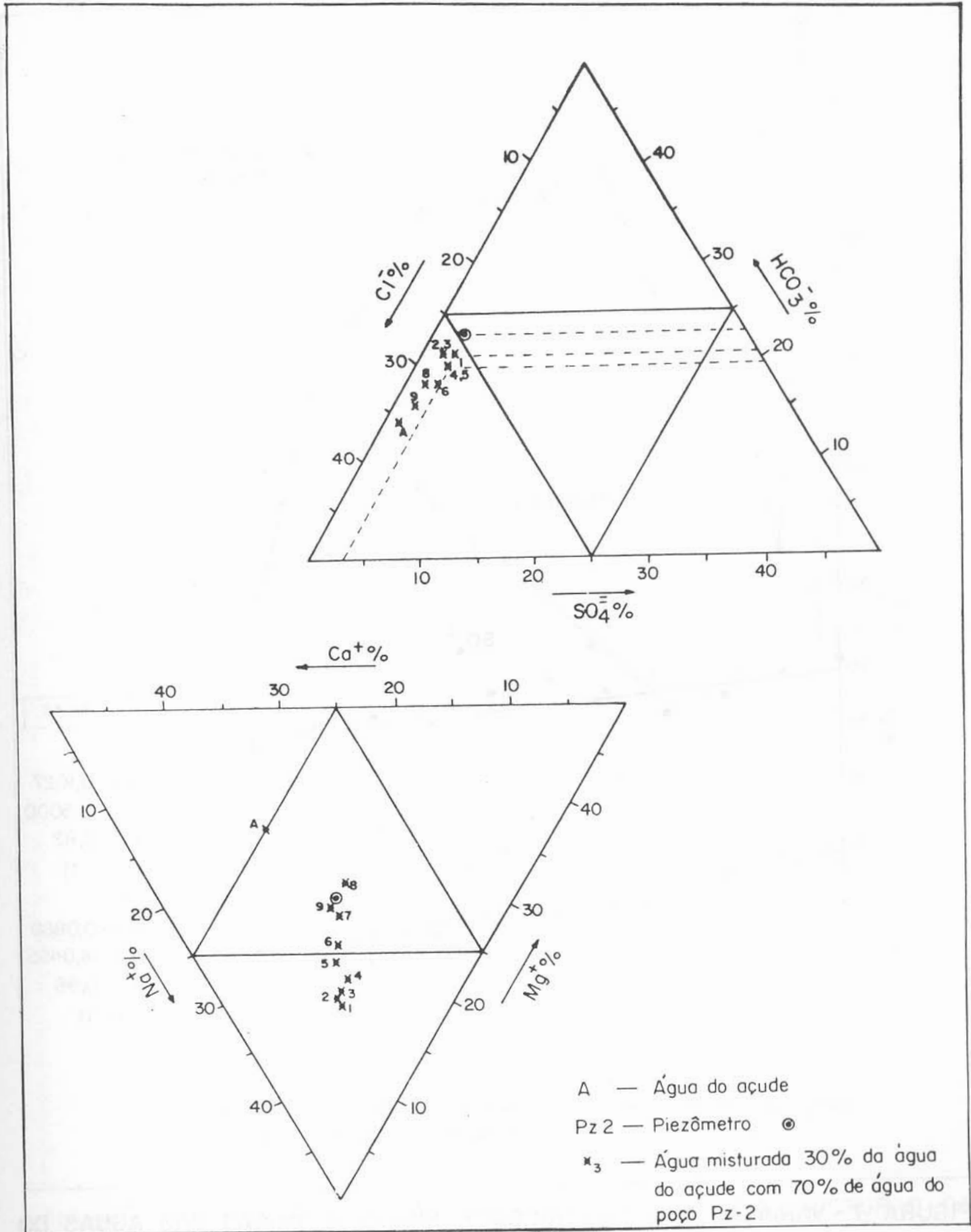


FIGURA 6 - DIAGRAMA DAS MISTURAS DAS ÁGUAS DO AÇUDE E DO AQUÍFERO.

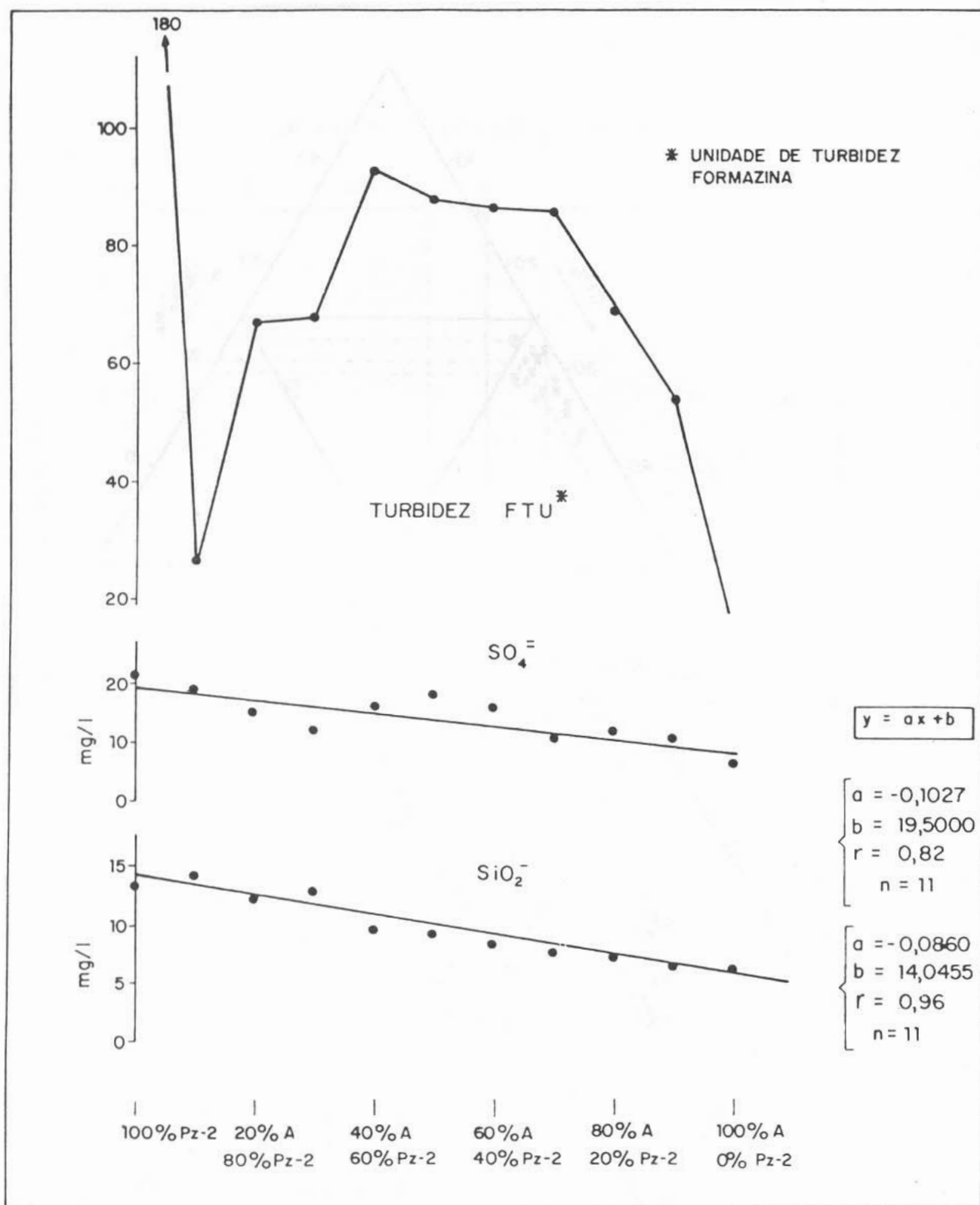


FIGURA 7 - VARIAÇÃO DAS PROPRIEDADE FÍSICO - QUÍMICAS DAS ÁGUAS DO AÇUDE E DO POÇO PZ 2.

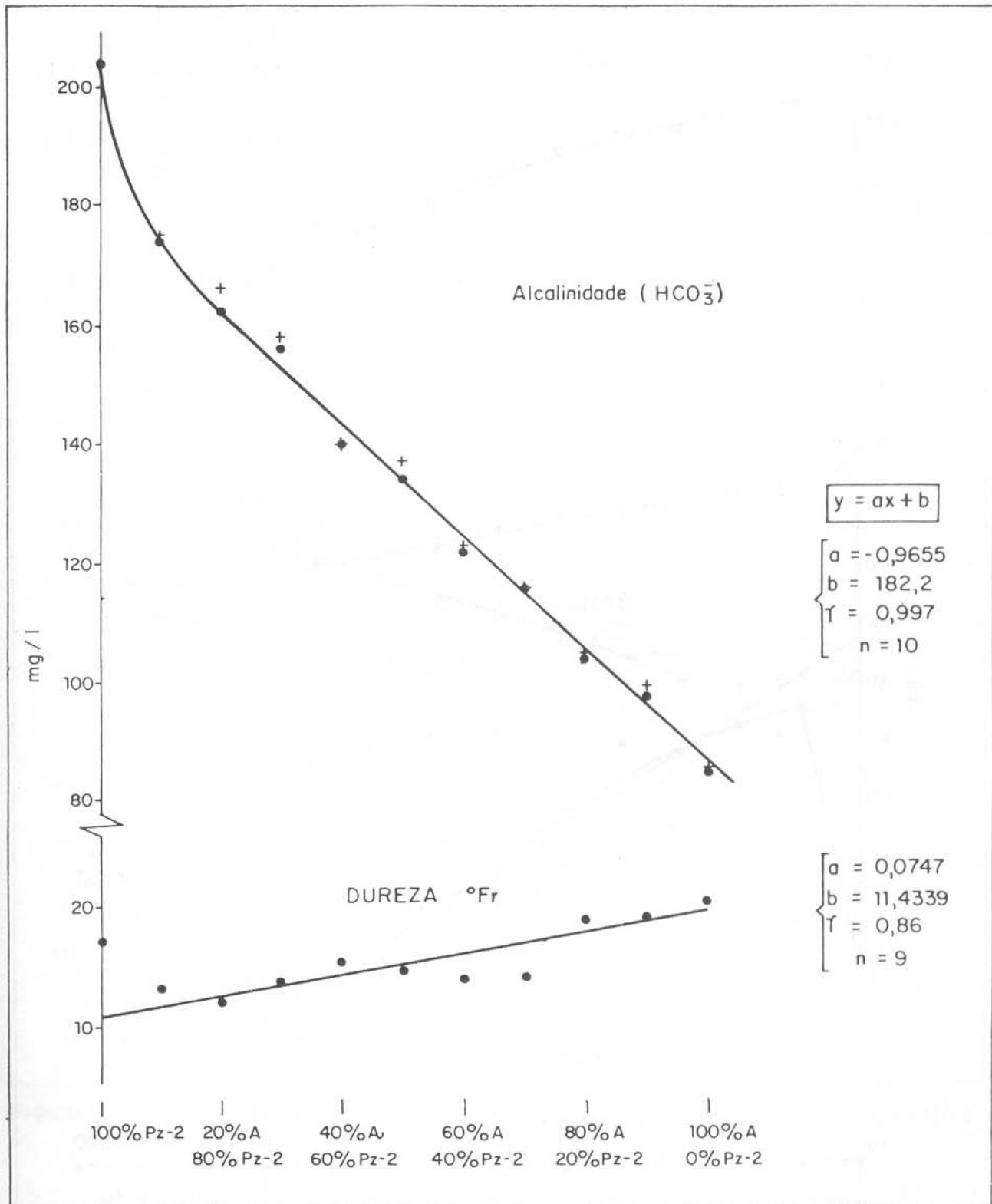


FIGURA 8 - VARIAÇÃO DAS PROPRIEDADES QUÍMICAS DAS MISTURAS DAS ÁGUAS DO AÇUDE E DO POÇO Pz-2

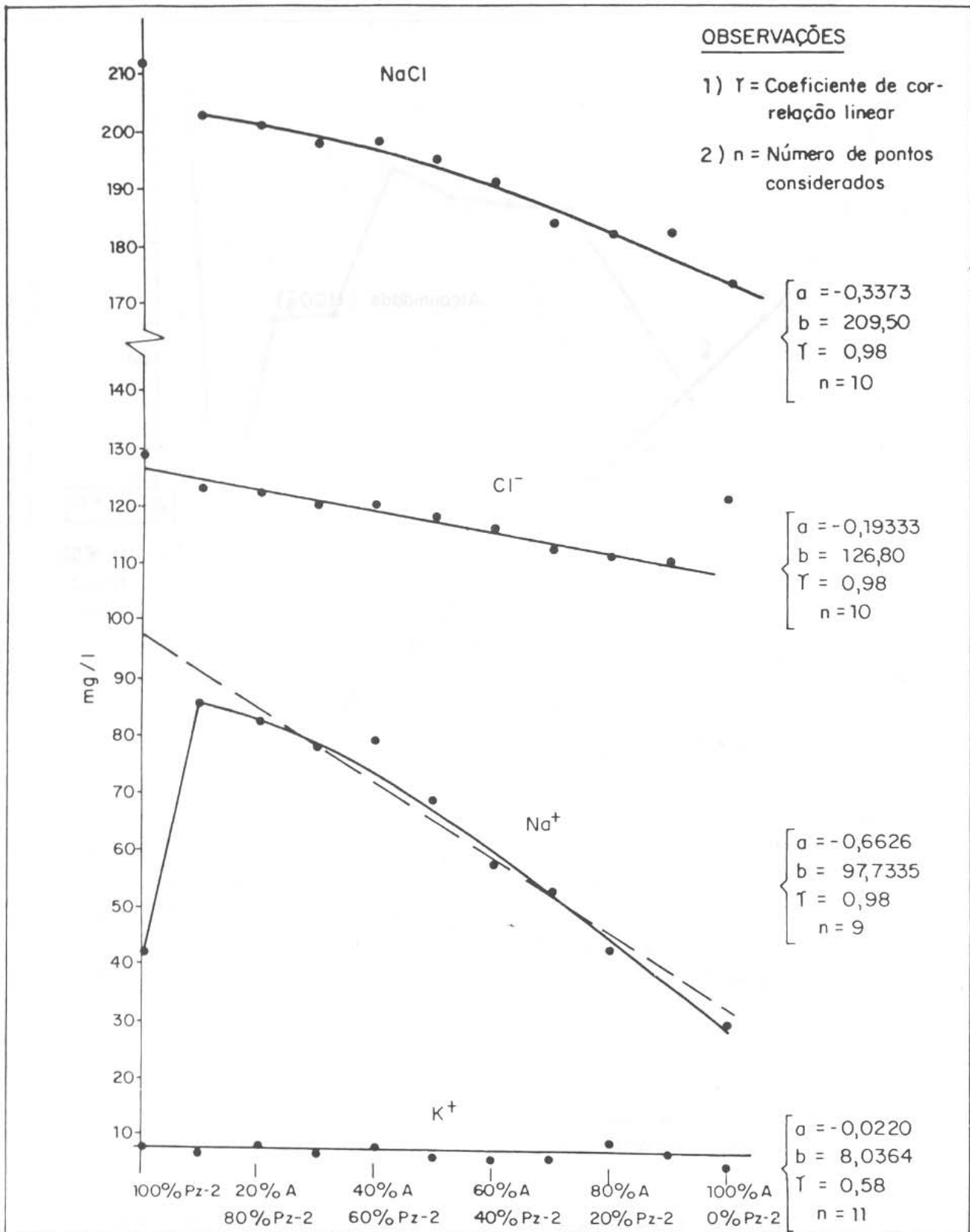


FIGURA 9 - VARIAÇÃO DAS PROPRIEDADES QUÍMICAS DAS MISTURAS DAS ÁGUAS DO AÇUDE E DO POÇO Pz-2

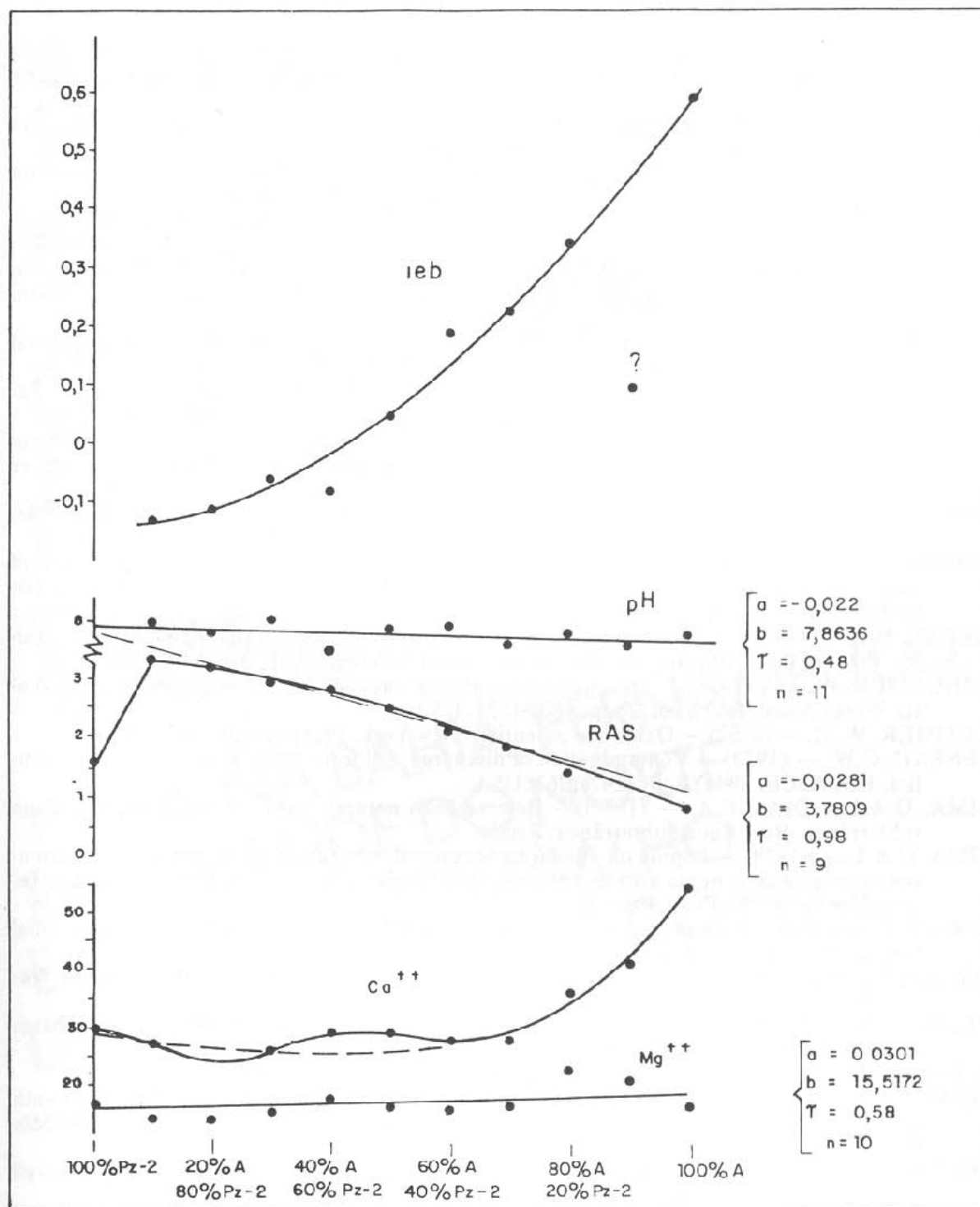


FIGURA 10 - VARIAÇÃO DAS PROPRIEDADES QUÍMICAS DAS MISTURAS DAS ÁGUAS DO AÇUDE E DO POÇO PZ-2

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à FINEP e ao CNPq o financiamento concedido para esta pesquisa. Agradecem a Carlos Alberto Dias, Coordenador do Programa de Pesquisa e Pósgraduação em Geofísica da UFBA, pela sua dedicação em obter financiamentos para a pesquisa científica e a Olivar Antônio Lima de Lima, pela leitura prévia deste trabalho. Agradecem, finalmente, a Jaudete Cardoso Rezende pela cuidadosa datilografia do texto.

BIBLIOGRAFIA

ARAÚJO, J.I.S. — (1978) — Comunicação pessoal.

- ARAÚJO, J.I.S.; ARAÚJO, J.L.C.; MELO NETO, A.F. — (1974) — Estudo sobre o tratamento de água de Buracica, visando areinação, Rio de Janeiro. Boletim Técnico da Petrobrás. Rio de Janeiro.
- BARKSDALE, H.C. e DEBUCHANANNE, G.D. — (1946) — Artificial recharge of productive groundwater aquifers in New Jersey. *Econ. Geol.*, v.41, p. 726-737. USA.
- BERNARD, G.G. — (1956) — Effect on the reaction between interstitial and injected waters on permeability of rocks. *Producers Monthly*, vol. 20, nº 2, p. 26-32. USA.
- BLISS, E.S. e JOHNSON, C.E. — (1952) — Some factors involved in groundwater replenishment. *Transaction Am. Geoph. Union*, v. 33 (4), p. 147-158. USA. DAVIS, G.H.; LOFGREN, B.E.; MARK, S. — (1965) — Use of groundwater reservoir for storage of surface water in the San Joaquin Valley, California. U. S. Geological Survey, Water-Supply Paper, nº 1618, 125 p. USA.
- DIRECTO, L.S. e LYND AHL, M.E. — (1969) — River quality for artificial recharge. *Journal American Water Works Assoc.*, v. 61 P. 175 USA.
- FOXWORTHY, B.L. e BRIANT, C.T. — (1967) — Artificial recharge through a well tapping basalt aquifers at the Dallas, Oregon. *Geological Survey Water Supply, Paper 1594-E*. USA.
- HEM, J.D. — (1960) — Chemistry of iron natural water. Restraints on dissolved ferrous iron imposed by bicarbonat redox potential and pH. U.S. Geological Survey Water-Supply, Paper 1459-B. USA.
- HEM, J.D. — (1970) — Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. *Geological Survey Water-Supply, Paper 1473*, 2ª ed. USA.
- JOHNSON, A.I. e SNIEGOCKI, R.T. — (1967) — Comparison of laboratory and field analysis of aquifer and well characteristics at an artificial recharge well site. *International Ass. Sci. Hydrology*, publ. 72, 182-191. USA.
- KRONE, R.B. — (1970) — Borehole recharge: the compactibility of recharge water with the aquifer. *Proc. of the Artificial Groundwater Recharge Conference*, v. 2, Paper 10, England.
- LANGELIER, W.F. — (1936) — The analytical control of anticorrosion water treatment. *Am. Water Works Assoc. Jour.*, vol. 28, p. 1500-1521. USA.
- LATIMER, W.M. — (1952) — Oxidation potentials. New York, Prentice-Hall, 392 p. USA.
- LENEAU, C.W. — (1973) — Contamination of discharge well from recharge well. *Journ. Hydraulics, Div. ASCE*, nº HY8, p. 1247-1263. USA.
- LIMA, O.A.L. e DIAS, C.A. — (1973) — Reservatórios naturais para armazenamento de água subterrânea. *Rev. Água Subterrânea*. Recife.
- LIMA, O.A.L. — (1979) — Estudo da utilização de reservatórios subterrâneos naturais para armazenamento de água numa área experimental na região semiárida do Nordeste Brasileiro. Tese de Doutorado. PPPG/UFBA. Bahia.
- LOGAN, J. — (1965) — Interpretação de análises químicas de água. U.S. Agency for International Development. Recife. Brasil.
- ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DE SAÚDE — (1971) — International Standards for Drinking Water. Geneva.
- REBHUN, H. e SCHWARZ, J. — (1968) — Clogging and contamination processes in recharge wells. *Water Resource Research*, v.4 (6), p. 1207-1217. USA.
- SCHOELLER, H. — (1962) — Les eaux souterraines. Masson et Cie Editeurs. Paris.
- SELM, R.P. e HULSE, B.T. — (1969) — Deep well disposal of industrial wastes. *Proc. Fourteenth Ind. Waste Conference. Engineering Extension Series*, nº 104, V. XLIV, nº 5, p. 566-586. Purdue University. USA.
- SNEGOCKI, R.T. — (1959) — Plugging by air entrainment in artificial recharge tests. *Water well Journal*, v. 13, nº 6, USA.
- SNIEGOCKI, R.T. — (1963a) — Problems in artificial recharge through wells in the grand prairie region. Arkansas. U.S. Geol. Survey, Water-Supply Paper, nº 1615-F, 25 p. USA.
- SNIEGOCKI, R.T. — (1963b) — Geochemical aspects of artificial recharge in the grand prairie region. Arkansas. U.S. Geol. Survey, Water-Supply Paper, nº 1615-E. USA.
- STERNAU, R. — (1967) — Artificial recharge of water through wells; Experience and techniques. *Intern. Assoc. Sci. Hydrology, Publ. 72*, p. 91-100. USA.
- VECCHIOLI, J. — (1970) — A note on bacterial growth around a recharge well at Bay Park, Long Island, New York. *Water Resources Research*, V. 6 (5), p. 1415-1419. USA.
- WRIGHT, C.C. — (1970) — The use of water associated with petroleum for water flood purposes. 4ª Symposium on treatment and control of injection waters. Anaheim, California.
- WARNER, D.L. e DOTY, L.F. — (1967) — Chemical reactions between recharge water and aquifer water. *Proceedings of the Artificial Groundwater Recharge Conference*, v.2, Paper 11. England.
- WOOD, W.W. e BASSETT, R.L. — (1975) — Water quality changes related to the development of anaerobic conditions during artificial recharge. *Water Resource Research*, V. 11 (4), p. 553-558. USA.