



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

JOÃO DE SOUZA COSTA

**AVALIAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO POR METAIS
SOLÚVEIS E METAIS PESADOS DE UMA ÁREA DE
DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS COM O
ACOMPANHAMENTO DA PLUMA DE CONTAMINAÇÃO
SOB A INFLUÊNCIA DAS ESTAÇÕES DE CHUVAS**

Londrina
2007

JOÃO DE SOUZA COSTA

**AVALIAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO POR METAIS
SOLÚVEIS E METAIS PESADOS DE UMA ÁREA DE
DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS COM O
ACOMPANHAMENTO DA PLUMA DE CONTAMINAÇÃO
SOB A INFLUÊNCIA DAS ESTAÇÕES DE CHUVAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Química dos Recursos Naturais da Universidade Estadual de Londrina, para a obtenção do título de Mestre em Química dos Recursos Naturais.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Henrique Dall'Antonia.
Co-orientador: Prof. Dr. João Carlos Alves

Londrina
2007

JOÃO DE SOUZA COSTA

**AVALIAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO POR METAIS
SOLÚVEIS E METAIS PESADOS DE UMA ÁREA DE
DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS COM O
ACOMPANHAMENTO DA PLUMA DE CONTAMINAÇÃO
SOB A INFLUÊNCIA DAS ESTAÇÕES DE CHUVAS**

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Luiz Henrique Dall'Antonia
Orientador

João Carlos Alves

José Domingos Faraco Gallas

Sandra Márcia Cesária da Silva

Londrina, 07 de Novembro de 2007.

Aos meus pais, João Medeiros da
Costa (in memoriam) e Gerosina
Souza da Costa, Mestres por toda a
vida.

OFEREÇO

À minha esposa Simone, às minhas
filhas Thaís e Thamires, pela paciência
amor e carinho desde o início.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

A Deus pela vida, à natureza, à família e aos amigos.

Ao Dr Luiz Henrique Dall'Antônia e Dr. João Carlos Alves, pela orientação, apoio, confiança e amizade que nos dedicaram no decorrer dos trabalhos.

À Profa Dra Sônia Regina Giancolli Barreto e Profa Dra Sandra Márcia Cesário da Silva Pereira, pelo incentivo e confiança, além das valiosas contribuições dadas à dissertação no exame de qualificação.

À Universidade Estadual de Londrina nas pessoas das Dras..Keiko Takashima e Cristina Solci, e à Comissão Organizadora do Curso de Programa de Pós- Graduação em Química dos Recursos Naturais, pela oportunidade oferecida.

À Prefeitura Municipal de Londrina, na gestão do Sr. Prefeito Nedson Micheletti e do Sr. Vice-Prefeito Luiz Fernando Pinto Dias, à Companhia Municipal de Transporte e Urbanização - CMTU, nas pessoas de seus Diretores, e ao Vereador Lourival Germano, pela oportunidade e apoio dados à pesquisa realizada no Aterro Municipal.

Ao Prof. Dr. Hideaki Wilson Takahashi e aos amigos do Laboratório de Solos do Curso de Agronomia, pelo apoio ao trabalho de análises das amostras.

Um agradecimento muito especial aos meus Familiares, pelo apoio incondicional, apoio financeiro e por serem grandes exemplos de vida.

Aos Professores do Curso de Química dos Recursos Naturais, Antonio Alberto da Silva Alfaya, Carmen Luísa Barbosa Guedes, César Cornelio Andrei , Dalva Trevisan Ferreira, Dílson Norio Ishikawa, Dimas Augusto Morozin Zaia, Henrique de Santana, Ieda Spacino Scarmínio, Ilza Lobo, Maria Josefa Santos Yabe, Terezinha de Jesus Faria e Wagner J. Barreto, pela sua dedicação e sabedoria.

Aos Amigos e Colegas do curso de Química dos Recursos Naturais, pelo companheirismo no decorrer das aulas. Em especial aos amigos Fabiano Simões e Frank pelos bate-papos nos intervalos das aulas.

Aos amigos José Paulo e Elson Delavi, pela contribuição pessoal neste trabalho.

Aos técnicos de laboratório Dalva, Gisselma e André, pela ajuda e convivência.

Aos Funcionários do Aterro Municipal, pelo apoio dado às coletas de amostras, e pelo excelente trabalho realizado naquele local.

COSTA, João de Souza. **Avaliação da Contaminação por Metais Solúveis e Metais Pesados de uma Área de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos com o Acompanhamento da Pluma de Contaminação sob a Influência das Estações de Chuvas.** 2007. 74f. Dissertação (Mestrado em Química dos Recursos Naturais) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2007.

RESUMO

O presente estudo teve o objetivo de estudar alguns dos mecanismos que regem o comportamento dos metais na água subterrânea e no solo, lixiviados de um aterro controlado. A qualidade da água subterrânea do aterro controlado do Município de Londrina foi avaliada através dos parâmetros físico-químicos, metais solúveis, metais pesados, nitrato, demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO). O método de amostragem com o amostrador tipo *bailer*, sem a purga dos poços, foi utilizado com bons resultados. A temperatura da água dos poços na sua maioria segue as alterações da temperatura ambiente, com exceção dos poços que tangenciam a massa de resíduos. O pH demonstrou a tendência de baixar com a distância do aterro, somente o ponto rio, próximo ao Córrego dos Periquitos, tem valores mais altos. Com o aumento das chuvas, parâmetros como turbidez e sólidos totais dissolvidos tiveram valores diminuídos na maioria dos pontos amostrados. Os metais solúveis estudados foram Na, K, Mg e Ca. Neste aterro o material de cobertura das células de resíduos é constituído de resíduos de construção e demolição (RCD). A correlação entre a condutividade elétrica (CE) e os metais solúveis foi estudada, são determinantes da atividade dos íons em solução. Mapas de isoconcentrações dos parâmetros CE, Ca e Na foram confeccionados e neles podem ser visualizados os efeitos que o aumento das chuvas provoca sobre a concentração destes metais na água subterrânea. A CE e a razão de adsorção de sódio (RAS) foram utilizados para quantificar o risco de salinização e de sodificação do solo, constatando-se que alguns pontos amostrados já trazem riscos se forem utilizados para irrigação. A água do poço 01 possui severas restrições de seu uso. Os caminhos da pluma de contaminação, em direção ao ponto amostrado no rio, pode ter como curso o caminho que parte do poço 12. Ao se admitir que o poço 01 é representativo da concentração inicial dos metais solúveis, partindo do aterro, tem-se o percentual de atenuação da contaminação final até o córrego. A carga poluente dos metais pesados está sendo amenizada pelos processos químicos do solo.

Palavras-chave: Metais solúveis. Metais pesados. Lixiviados. Pluma de contaminação. Sodicidade. Salinidade.

COSTA, João de Souza. **Avaliação da Contaminação por Metais Solúveis e Metais Pesados de uma Área de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos com o Acompanhamento da Pluma de Contaminação sob a Influência das Estações de Chuvas.** 2007. 74f. Dissertação (Mestrado em Química dos Recursos Naturais) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2007.

ABSTRACT

The present study has the goal of mechanisms that guide the metals behavior in the subterranean water and in the ground, scouring from a controlled scree. The quality of the groundwater in the scree controlled by the district of Londrina was evaluated using physic and chemist parameters, soluble metals, heavy metals, nitrate, biochemistry demand of oxygen (DBO) and chemistry demand of oxygen. The method of sample with the sampler type "bailer", without the well's purge was used with good results. The temperature of the water in the weels, in the majority, follows the changes of the environment temperature, except for the wells which tangent the residues mass. The "ph" showed the tendency to lower when far from the scree, only the river point has higher values. With the raise of the rain, parameters like darkness and solids totally solved, had values decreased in most of the showed points. The soluble metals analysed were Na, K, Mg e Ca. In this scree the material to cover the residue cells is formed by residues of construction and demolishing (RCD). The correlation among the electric conductivity (EC) and the soluble metals was analysed, they determine the activity of the ions in solution. Map of isoconcentrations of the parameters CE, Ca, and Na, were made and on them can be observed the effects of the increasing of rains over the concentration of these metals on subterranean water. The EC and the division of absorption of sodium (DAS) were used to quantify the risk of salinization and solidification of the subterranean water, observing that some shown points already bring the risks if used for irrigation. The water in well 01 has severed restrictions to its use. The ways of the contamination plume, in the direction of the point shown in the river, can have as a route the path that starts from the well 12. When admitted that weel 01 is representative of the initial concentration of the metals starting from the scree, we have the percent of lowering in the final contamination to the brook. The pollution charge of the heavy metals has been decreased by chemist process of ground.

Keywords: Soluble metals. Heavy metals. Scoured. Contamination plume. Sodidity. Salinity.

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1 – Perfil do solo – horizontes adaptado de Galeti (1973) | 16 |
| Figura 2 – Composição volumétrica de um solo, adaptado de Galeti (1973)..... | 17 |
| Figura 3 – O ciclo hidrológico, a água passa pelos processos de evaporação, evapotranspiração da plantas, precipitação, escoamento superficial, infiltração e afloramento em rios, lagos e o oceano, para começar tudo novamente. (CETESB, 1978) | 20 |
| Figura 4 – Água subterrânea é a massa da água da superfície contida na zona de saturação. (CETESB, 1978) | 24 |
| Figura 5 – Equilíbrio entre íons adsorvidos à fase sólida do solo, na forma de complexos de esfera-externa (trocáveis) e os íons da solução do solo (MEURER, 2000)..... | 28 |
| Figura 6 – Adsorção específica (quimiossorção) de zinco na superfície de um óxido de ferro (adaptado de Camargo, 1991) (MEURER, 2000)..... | 29 |
| Figura 7 – Mapa do Aterro Sanitário de Londrina indicando os poços perfurados e suas respectivas coordenadas (Mapa de isorresistividade, Gallas (2005), sobreposto ao mapa topográfico, elaborado por equipes do Centro de Geologia e Engenharia da Universidade Estadual de Londrina)..... | 32 |
| Figura 8 – Datas das coletas e valores do volume de chuvas (soma dos trinta dias anteriores à coleta), fonte SIMEPAR – PR | 33 |
| Figura 9 – Influência do bombeamento na migração das plumas (DEUTSCH, 1963), adaptado de Clearly, 1984..... | 34 |
| Figura 10 – Contaminantes precipitados ou fixados nas fissuras e poros do solo se tornando uma fonte de poluição na zona não saturada adaptado de Clearly (1984)..... | 35 |
| Figura 11 – Processos que promovem a atenuação dos contaminantes em sistemas de águas subterrâneas, adaptado de Foster and Hirata (1988), ilustrado por Foster (1998) | 40 |
| Figura 12 – Gráfico da temperatura (superior) e do pH (inferior) das amostras de água nas coletas C1 (11/07/2005), C2 (30/08/2005), C3 (14/11/2005) e C4 (10/03/2006)..... | 45 |
| Figura 13 – Correlação de parâmetros entre a condutividade elétrica (CE) e: (a) Ca ²⁺ , (b) Mg ²⁺ e (c) Na ⁺ | 47 |

| | |
|--|----|
| Figura 14 – Mapa de Isoconcentração da condutividade elétrica (CE), nas coletas em: (a) 11/07/05, (b) 10/08/05, (c) 14/11/06 e (d) 10/03/06 | 50 |
| Figura 15 – Mapa de Isoconcentração de Ca, nas coletas em: (a) 10/08/05, (b) 14/11/06 e (c) 10/03/06..... | 53 |
| Figura 16 – Mapa de Isoconcentração de Na, nas coletas em: (a) 30/08/05, (b) 14/11/06 e (c) 10/03/06..... | 54 |
| Figura 17 – Diagrama da razão de adsorção de sódio (RAZ) x condutividade elétrica (CE), das amostras de água dos poços..... | 57 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|----|
| Tabela 1 – Composição dos resíduos sólidos em cidades brasileiras para datas diferentes, Rio de Janeiro(RJ), São Paulo (SP) e Porto Alegre (PA) | 13 |
| Tabela 2 – Profundidade e nível de água dos poços instalados no aterro | 31 |
| Tabela 3 – Codificação das coletas realizadas | 41 |
| Tabela 4 – Resultado dos parâmetros das coletas de amostras de águas subterrâneas avaliados | 42 |
| Tabela 5 – Valores das concentrações dos metais solúveis (mg/l) e condutividade elétrica (CE $\mu\text{S/cm}$) | 42 |
| Tabela 6 – Resultados das análises de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO) e nitratos | 43 |
| Tabela 7 – Resultados das concentrações dos metais pesados (mg/l)..... | 43 |
| Tabela 8 – Classificação das águas dos poços quanto ao risco de salinidade e risco de sodicidade, segundo Maia et al (1998) | 56 |
| Tabela 9 – Percentual de queda da concentração dos metais solúveis (-%), a partir do poço 01 | 58 |

SUMÁRIO

| | |
|---|----|
| 1 INTRODUÇÃO | 13 |
| 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA | 15 |
| 2.1 O SOLO | 15 |
| 2.1.1 O Perfil do Solo | 15 |
| 2.1.2 Composição do Solo | 16 |
| 2.1.2.1 A fase sólida do solo | 17 |
| 2.1.2.1.1 Os minerais do solo | 18 |
| 2.1.2.1.2 A matéria orgânica do solo | 18 |
| 2.1.2.2 A fase gasosa do solo | 19 |
| 2.1.2.3 A fase líquida do solo | 20 |
| 2.2 A ÁGUA SUBTERRÂNEA | 22 |
| 2.2.1 A Origem da Água Subterrânea | 23 |
| 2.2.1.1 Zona de aeração ou insaturada | 24 |
| 2.2.1.2 Zona saturada | 25 |
| 2.2.2 A Composição da Água Subterrânea | 26 |
| 2.3 Os PROCESSOS DE TROCAS IÔNICAS SOLO/SOLUÇÃO DO SOLO | 26 |
| 2.3.1 Origem das Cargas Elétricas no Solo | 27 |
| 2.3.2 A Adsorção de Íons | 28 |
| 2.4 PLUMA DE CONTAMINAÇÃO | 30 |
| 2.5 A SALINIZAÇÃO DOS SOLOS | 30 |
| 3 MATERIAL E MÉTODOS | 31 |
| 3.1 A ÁREA DE ESTUDO | 31 |
| 3.2 OS PONTOS DE COLETAS | 32 |
| 3.3. A COLETA DAS AMOSTRAS | 33 |
| 3.3.1 Procedimento de Coleta | 35 |
| 3.3.2 Períodos das Coletas | 36 |
| 3.4 AS ANÁLISES DAS AMOSTRAS | 36 |
| 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO | 40 |
| 4.1 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DAS AMOSTRAS | 43 |
| 4.2 OS METAIS SOLÚVEIS LIXIVIADOS DO ATERRO | 46 |

| | |
|--|----|
| 4.2.1 Os Metais Solúveis e a Condutividade Elétrica da Água | 47 |
| 4.2.2 Os Mapas de Isoconcentrações | 50 |
| 4.2.3 A Salinidade, a Sodicidade e a Razão de Adsorção de Sódio (RAS)..... | 55 |
| 4.2.4 Os Caminhos dos Lixiviados | 57 |
| 4.3 Os METAIS PESADOS | 59 |
| | |
| 5 CONCLUSÕES | 62 |
| | |
| REFERÊNCIAS | 63 |
| | |
| ANEXOS | 66 |
| ANEXO 1 | 67 |
| ANEXO 2 | 68 |
| ANEXO 3 | 72 |
| ANEXO 4 | 73 |
| ANEXO 5 | 74 |

1 INTRODUÇÃO

Os resíduos sólidos gerados nas atividades humanas precisam ter tratamento e destino adequado para não causar contaminação e desequilíbrio ao ambiente.

A grande concentração de pessoas nas regiões urbanas nas últimas décadas, o aumento do consumo e a maior variedade de alimentos e produtos industrializados, trazem consigo um grande problema quanto ao tratamento e descarte dos produtos pós-consumo, que na maioria dos casos são dispostos em áreas de lixões sem qualquer infra-estrutura e planejamento. No município de São Paulo, no período de 1991 a 1998, enquanto a população sofreu um aumento de 3,34% o volume de lixo domiciliar cresceu 33,5%, resultando numa variação de geração per capita de 0,80 para 1,05 (kg/hab/dia), (CAMPOS, 2002). Esse aumento reduz a vida útil das áreas de disposição (aterros e lixões). Somando-se a isto, a mudança da composição do lixo urbano vem tornando cada vez mais difícil o manejo e o controle dos locais de destino final (Tabela 01).

Tabela 1 – Composição dos resíduos sólidos em cidades brasileiras para datas diferentes, Rio de Janeiro (RJ), São Paulo (SP) e Porto Alegre (RS).

| Materiais | 1965 | | | 1993 | | |
|----------------------|------|------|------|------|------|------|
| | RJ | SP | PA | RJ | SP | PA |
| Papel e papelão | 20,1 | 16,8 | 5,2 | 23,0 | 14,4 | 24,9 |
| Panos e trapos | 2,8 | 2,4 | 6,8 | 3,0 | 4,5 | -- |
| Vidros | 1,6 | 1,5 | 1,5 | 2,0 | 1,1 | 1,7 |
| Metais e latas | 3,5 | 2,2 | 2,5 | 4,0 | 3,2 | 2,7 |
| Couros | 0,7 | 0,7 | 0,3 | -- | -- | -- |
| Material fermentação | 69,0 | 76,6 | 83,0 | 44,0 | 64,4 | 67,6 |
| Ossos | 0,1 | 0,1 | 0,3 | -- | -- | -- |
| Plásticos | -- | -- | -- | 12,0 | 12,0 | 3,1 |
| Outros materiais | 2,2 | 0,3 | 0 | 12,0 | 0 | 0 |

Fonte: Campos et al. (2002).

O controle dos aterros sanitários dotados de técnicas, instalações e equipamentos adequados pode conter e tratar muitos dos produtos gerados na decomposição dos resíduos ali depositados. A impermeabilização da base e das encostas, a cobertura diária das células, a canalização dos gases e a coleta dos líquidos percolados na massa de resíduos, reduzem sobremaneira a contaminação das regiões vizinhas ao aterro, principalmente aquelas que ficam a jusante da área. A ausência ou negligência em tais técnicas pode causar sérios

problemas de contaminação do solo, das águas subterrâneas e superficiais próximas.

A avaliação da eficiência das técnicas de controle e operação de um aterro pode ser efetuada através do monitoramento das águas do lençol freático e afloramentos destes em nascentes de córregos e rios. A forma e cuidados na coleta de amostras em poços instalados no aterro e a análise de diversos parâmetros químicos, físico-químicos e biológicos podem ser determinantes para avaliar a qualidade da água e do controle ambiental da área. Os parâmetros: pH; condutividade; demanda bioquímica de oxigênio (DBO); demanda química de oxigênio (DQO); nitrato; metais solúveis como sódio, potássio, cálcio e magnésio; e metais pesados como cádmio, cromo, cobalto, chumbo, níquel e manganês (CETESB, 1990), integram uma lista de parâmetros importantes, necessários para esta avaliação.

A localização estratégica e a construção racional dos poços de monitoramento, aliadas aos métodos eficientes de coleta, além do acondicionamento e análise de amostras, permitem resultados bastante precisos sobre a influência do método de disposição dos resíduos na qualidade da água subterrânea (CETESB, 1988).

Neste sentido este trabalho foi conduzido, através do monitoramento da água subterrânea, tendo o intuito de avaliar a qualidade da água subterrânea do aterro controlado de Londrina verificando a contaminação do lençol freático, a influência das precipitações atmosféricas e a área da pluma de contaminação durante os anos de 2005 e 2006.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 O SOLO

O produto resultante da alteração das rochas por agentes físicos, químicos e biológicos é caracterizado como solo. O calor, o frio, a água e outros agindo sobre rochas como granito, gnaisse e basalto vão progressivamente desintegrando, pulverizando, reduzindo-as a partículas cada vez menores. Paralelamente a isto vão ocorrendo mudanças químicas tais como a oxidação, hidratação, desidratação e carbonatação dos elementos constituintes da rocha matriz, dando condições ao desenvolvimento de organismos como os líquens e outros. Estes, por sua vez, nascendo, crescendo, morrendo e se incorporando ao substrato, originam a matéria orgânica do solo, que tem papel fundamental para que outros vegetais ali se instalem (GALETI, 1973).

O solo pode ser definido também pelos seus diversos usos ou situações em que seja percebido, no caso da dona de casa que reclama dos incômodos da sujeira por ele causados, ou um bem precioso para o agricultor que dele depende para retirar o seu sustento.

É a base de sustentação das plantas que nele se fixam e retiram os elementos minerais para crescer e se reproduzir. É nele que o homem armazena e espera que sejam transformados os resíduos resultantes de suas atividades (MEURER, 2000; GALETI, 1973).

2.1.1 O Perfil do Solo

As transformações na rocha de origem podem ser percebidas nas mudanças de cor, estrutura, espessura e distribuição das partículas sólidas, que vão formando camadas denominadas de horizontes, podendo ser apreciados numa secção vertical de um solo qualquer. O conjunto destes horizontes é chamado de perfil do solo.

Num perfil de solo, observando-se de baixo para cima, na Figura 01 podem ser identificadas as diversas fases de transformação da rocha: a rocha viva e bruta; o material mineral já formado, argilas, siltes, fragmentos de rochas, areias, etc.; próximo e na superfície, a parte de material enriquecido de matéria orgânica (GALETI, 1973).

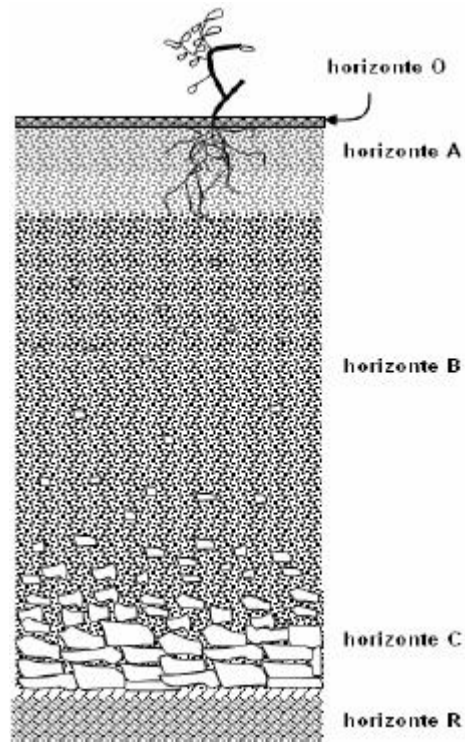


Figura 1 – Perfil do solo – horizontes, adaptado de Galetti (1973).

Os horizontes visualizados no perfil do solo são designados pelas letras maiúsculas A, B, C, O e R. O horizonte ou camada R é a rocha intacta, sem alterações. O horizonte C ou camada C é formado por material inconsolidado, é o horizonte R com algumas alterações físicas. O horizonte B ou camada B é a camada C (rocha fisicamente alterada) passando por transformações químicas e algumas biológicas. O horizonte A é denominado de solo agrícola ou arável, é resultante do acúmulo de material orgânico misturado com material mineral, geralmente possui coloração mais escura devido ao material orgânico humificado. E, por fim, na parte superficial do solo, o horizonte O composto de matéria orgânica fresca ou em decomposição (MEURER, 2000).

2.1.2 A Composição do Solo

O solo como um sistema natural originado de uma mistura de minerais e restos orgânicos sob a influência do clima e do meio biológico, possui quatro componentes importantes: minerais, matéria orgânica, ar e água (FASSBENDER, 1982). Na Figura 02

observa-se que os minerais e a matéria orgânica constituindo a fase sólida do solo perfazem 50% do volume do solo. A fase líquida é constituída pela água e por compostos nela dissolvidos e ocupam em média 25% do volume. O restante é ocupado pelo ar ou fase gasosa do solo, que quanto mais próximo da superfície tem composição semelhante à do ar atmosférico.

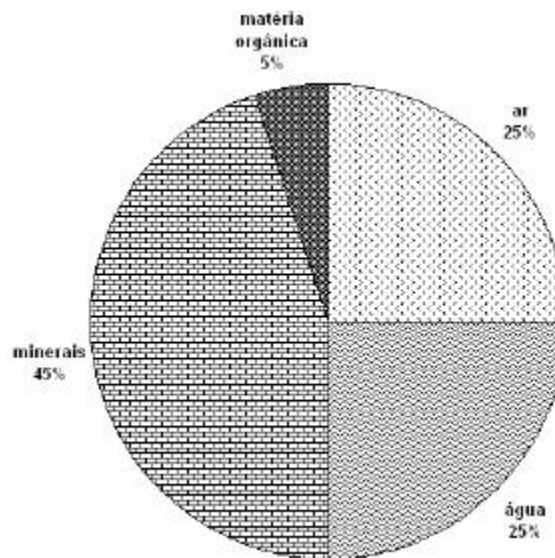


Figura 2 – Composição volumétrica de um solo, adaptado de Galeti (1973).

2.1.2.1 A fase sólida do solo

A fase sólida é constituída pelos minerais provenientes da decomposição da rocha-mãe, pela meteorização ou intemperismo, e da matéria orgânica, em constante processo e mineralização e humificação (LUCHESE, 2002). A maioria dos solos é composta principalmente por partículas pequenas provenientes das rochas expostas aos agentes de alteração, que são os silicatos minerais. Com o tempo, as alterações dos silicatos minerais das rochas podem envolver reações químicas com água e ácidos em que ocorre substituição de íons. Finalmente, essas reações formam substâncias que são exemplos importantes de uma classe de materiais presentes no solo conhecidos como minerais de argila (BAIRD, 2002).

A proporção da matéria orgânica dentro da fase sólida varia entre os solos. Na superfície dos desertos arenosos pode alcançar 0,5% do seu peso total; na maioria dos solos cultivados varia entre 2 e 5%; em alguns chega a 8 e 10% e em casos extremos, como nos solos turfosos, pode alcançar 90 a 95% (FASSBENDER, 1982).

2.1.2.1.1 Os minerais do solo

O mineral é um material sólido encontrado na natureza, que apresenta uma composição química definida e propriedades que o caracterizam, tais como; cor, brilho, dureza, sistema cristalino, densidade e outros (LUCHESE, 2002). Os minerais do solo podem ser divididos em minerais primários e minerais secundários, com tamanhos variando desde <0,002mm até matacão e rochas (MEURER, 2000). Os minerais primários mantêm as características da rocha de origem como, por exemplo, o quartzo e os feldspatos. Os minerais secundários sofreram alterações do intemperismo e perderam ou tiveram alteradas muitas das características de origem, como exemplos os aluminossilicatos (caulinita e a montmorilonita) e os óxidos (gibbsita).

A composição mineralógica do solo depende do material de origem e do grau de intemperização a que esteve submetido. Assim, solos de regiões tropicais têm composição mineralógica bastante diferente da dos solos de regiões temperadas, pois se desenvolvem sob condições quentes e úmidas, favorecendo a presença de minerais em estágios mais avançados de intemperismo (MEURER, 2000).

A argila é a menor das partículas da parte mineral do solo, além de ser a menor é também a mais ativa. É dessas partículas que a planta retira, através da solução do solo, o fósforo, potássio, cálcio, enxofre, manganês, magnésio, zinco, ferro, boro, molibdênio, cobre e cloro (GALETI, 1973).

2.1.2.1.2 A matéria orgânica do solo

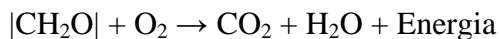
As fontes de matéria orgânica do solo são os restos de vegetais e animais que se depositam em sua superfície. Estes resíduos na decomposição sofrem os processos de mineralização de seus componentes elementares, proteínas, carboidratos e outros. Os produtos resultantes podem ser objeto de novos processos de recíntese e polimerização, dando lugar a novos agregados químicos que recebem o nome de ácidos húmicos de características e propriedades específicas. A influência da matéria orgânica no solo é resumida segundo Fassbender (1982):

- 1) na cor, pode alterar entre pardo escuros ou negros;
- 2) na formação de agregados, favorecendo-a;
- 3) na plasticidade, coesão, reduzindo-as;
- 4) na capacidade de retenção de água, aumentando-a;
- 5) na capacidade de troca catiônica, aumentando muito esta propriedade;
- 6) no intercâmbio de ânions, especialmente fosfatos e sulfatos, aumentando-a;
- 7) na disponibilidade de N, P e S, favorecendo através dos processos de mineralização;
- 8) na regulação do pH do solo através do aumento de sua capacidade de tamponamento;
- 9) na produção de substâncias inibidoras e ativadoras do crescimento, importantes para a vida microbiana do solo;
- 10) na participação em processos pedogenéticos, devido às suas propriedades de peptização, coagulação, formação de quelatos e outros.

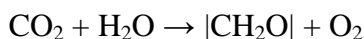
2.1.2.2 A fase gasosa do solo

A fase gasosa do solo ocupa os espaços vazios da fase sólida do solo que não estiverem preenchidos pela fase líquida. Seus volumes são inversamente proporcionais (LUCHESE, 2002).

A presença de ar no solo é importante porque ajuda a promover a mineralização da matéria orgânica segundo a reação:



A presença de CO_2 é também importante para os organismos autotróficos do solo, conforme a reação:



O ar do solo contém de 10 a 100 vezes mais CO_2 e pouco menos O_2 que o ar atmosférico normal (MEURER, 2000).

Entre o ar do solo e o atmosférico existe um constante intercâmbio gasoso. Este é mais intenso na presença de ventos superficiais fortes e por ação das chuvas ou irrigação que, ao percolarem o solo promove a renovação do ar do solo. Geralmente se estabelece um equilíbrio entre ambas as fases, com uma velocidade de intercâmbio mais ou menos estável (FASSBENDER, 1982).

2.1.2.3 A fase líquida do solo

A água que se encontra no solo é de grande importância, pois participa de todos os processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem desde a formação deste a partir da rocha-mãe. Esta fase aquosa que ocupa o espaço poroso do solo constitui a solução do solo. Ela contém, assim, além da água, eletrólitos, substâncias minerais e orgânicas dissolvidas e gases. Seu estudo fornece informações importantes para a agricultura e para o ambiente (MEURER, 2000).

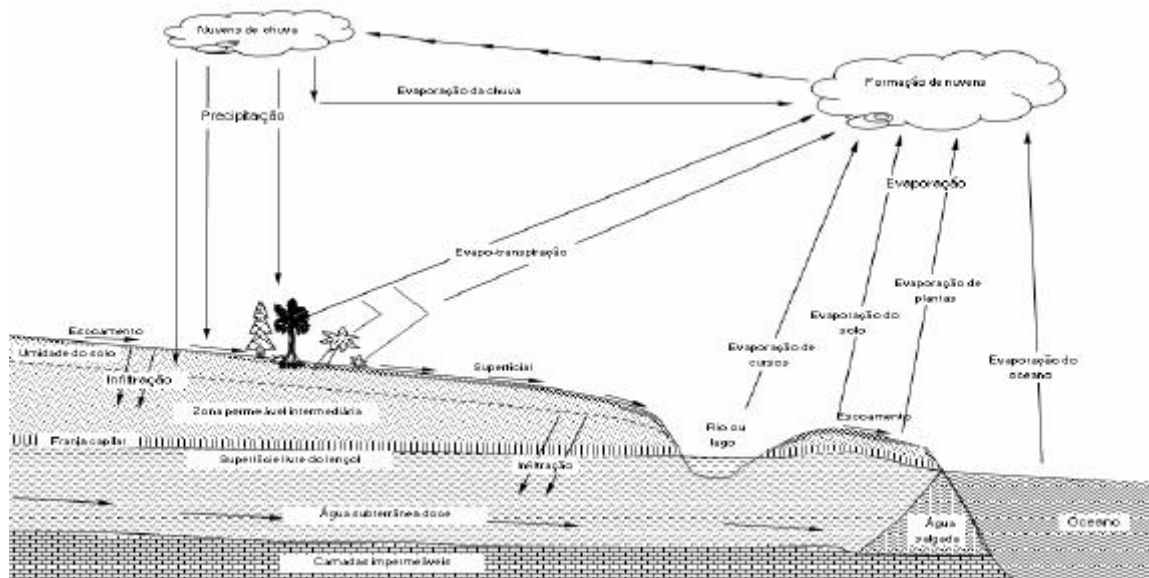


Figura 3 – O ciclo hidrológico, a água passa pelos processos de evaporação, evapotranspiração da plantas, precipitação, escoamento superficial, infiltração e afloramento em rios, lagos e o oceano, para começar tudo novamente. (CETESB, 1978).

Diferentes formas de condicionamento da água do solo podem ocorrer conforme a sua distribuição dentro deste. Na Figura 03 pode-se observar como a água que

participa do ciclo hidrológico se comporta no solo. Através das precipitações pluviais que ocorrem sobre o solo a água pode tomar caminhos diferentes: parte dela irá escorrer pela superfície do terreno, indo parar em um lago ou rio próximo, e outra parte irá penetrar no solo. Esta última se divide em água gravitacional e de retenção. A primeira passa a formar parte da água subterrânea, já que a força de retenção é menor que a gravidade terrestre. A água gravitacional, ou água livre, ou, ainda, água supérflua, existe, principalmente, depois das chuvas saturando o solo e se perde por gravidade (GALETI, 1973). E a água retida se divide em água da capilaridade e de higroscopicidade (FASSBENDER, 1982).

A água higroscópica encontra-se fortemente presa às partículas do solo; sua quantidade é pequena e não é aproveitada pela planta (a planta não consegue retirá-la). Grande parte dela se encontra sob a forma de vapor d'água. A água por estar ligada aos constituintes sólidos do solo sofre influência direta das partículas coloidais destes (matéria orgânica e argilas). A presença dos diferentes minerais argilosos influencia a água higroscópica, sendo sua quantidade maior em solos montmorloníticos que em solos caulíníticos. Igualmente aos tipos de íons adsorvidos que rodeiam os complexos de trocas catiônicas, influem também sobre a água higroscópica, sendo esta maior para íons divalentes que para monovalentes (FASSBENDER, 1982).

A água capilar é aproveitada pelas plantas; distribui-se pelos poros (onde se encontra solta ou levemente presa às partículas do solo). A água entra nos poros que existem entre os agregados e forma meniscos na superfície dos mesmos. Tem certa mobilidade nos capilares e obedece a leis específicas (FASSBENDER, 1982). A capilaridade retém água nos pequenos interstícios das partículas do solo. Só quando penetrou água suficiente nesta faixa, saturando a capacidade de retenção de água das forças capilares, é que a água começa a se infiltrar (CETESB, 1978).

Existe uma condição de equilíbrio entre os componentes da solução do solo e, nesta interface, fase sólida-fase líquida, ocorrem importantes reações químicas, com transferência de espécies de uma fase para outra. Portanto, os elementos que se encontram na solução do solo mantêm uma estreita relação e dependem da composição da fase sólida (mineral e orgânica). A composição da solução do solo pode ser utilizada para prever transformações e reações de sorção, dissolução e precipitação que ocorrem no solo (MEURER, 2000).

2.2 A ÁGUA SUBTERRÂNEA

Nos últimos anos tem-se falado muito nas reservas de água subterrânea, que constituem os aquíferos confinados, apesar de muitas cidades já serem quase que totalmente abastecidas por elas, o aumento dos custos para o tratamento das águas superficiais para o abastecimento público tem feito com que a atenção se volte para estas reservas de água.

O Brasil tem o privilégio de possuir uma grande quantidade de águas superficiais e subterrâneas, porém, isto não está sendo tratado como se deveria, já que esta condição nos dá uma errada impressão de que se trata de recursos inesgotáveis, e acabamos por perdê-los mais rapidamente.

As águas subterrâneas podem estar em locais e profundidades mais ou menos acessíveis no solo, sendo chamados de aquíferos livres ou confinados conforme sua profundidade, além de outros critérios. Quando se encontra em fraturas na rocha de origem, rochas sedimentares ou cristalinas, ou entre camadas de materiais de rochas impermeáveis, os locais que contêm água são chamados de aquífero porosos, fraturados ou confinados.

Tradicionalmente, as águas subterrâneas têm sido consideradas como uma forma pura de água. Devido à sua filtração através do solo e ao longo tempo de permanência no subsolo, ela contém uma quantidade muito menor de matéria orgânica natural e muito menos microorganismos causadores de doenças que as águas de lagos e rios (BAIRD, 2002).

Fatores como, a poluição atmosférica, causadora das chuvas ácidas, a disposição de resíduos sólidos a céu aberto, produtos químicos agropecuários e outros produtos que são lançados sobre um solo qualquer, podem ser levados com as chuvas para rios e lagos, contaminando estas fontes de água, assim como o solo e conseqüentemente a água subterrânea.

A poluição das águas está chegando ao limite do suportável, segundo Vinatea (2004), apenas 2,3% da água doce existente na superfície terrestre encontra-se disponível para o nosso aproveitamento, entretanto, graças à poluição, a metade deste 2,3% é inapropriada para o consumo.

2.2.1 A Origem da Água Subterrânea

Ao cair em direção ao solo, a água das chuvas pode evaporar-se antes de atingi-lo; pode cair sobre material impermeável ou a parte aérea da vegetação, evaporando dali; uma parte perde-se por escoamento superficial, e, apenas uma parte infiltra-se no solo formando a solução do solo.

A água que se infiltra no solo chama-se subsuperficial. Fundamentalmente três acontecimentos podem resultar. Primeiro, a água pode voltar à superfície por capilaridade e evaporar-se na atmosfera, desviando bastante da seqüência do ciclo hidrológico. Segundo, pode ser absorvida pelas raízes das plantas e retornar à atmosfera pela transpiração vegetal. Terceiro, a água que penetrou bastante desce por gravidade até atingir o nível da zona de saturação, que constitui o reservatório da água subterrânea que abastece os poços (CETESB, 1978).

A solução do solo pode estar distribuída em três formas com características distintas, água higroscópica, água capilar e água gravitacional como visto anteriormente. A água gravitacional é a água subterrânea popularmente conhecida, já que é esta água que pode ser realmente usada para o consumo humano.

Uma outra fonte de água subterrânea é a chamada água conata. Esta teve origem em tempos mais remotos, e se deu pelo aprisionamento da água do mar em aquíferos pela elevação acima do nível do mar dos sedimentos que a continham. Esta elevação foi causada por processos geológicos de grande magnitude.

Quando os estudos se direcionam para a água subterrânea o solo é dividido em zona de aeração ou insaturada e zona saturada, referindo-se à quantidade de água existente em cada porção do perfil do solo, Figura 04.

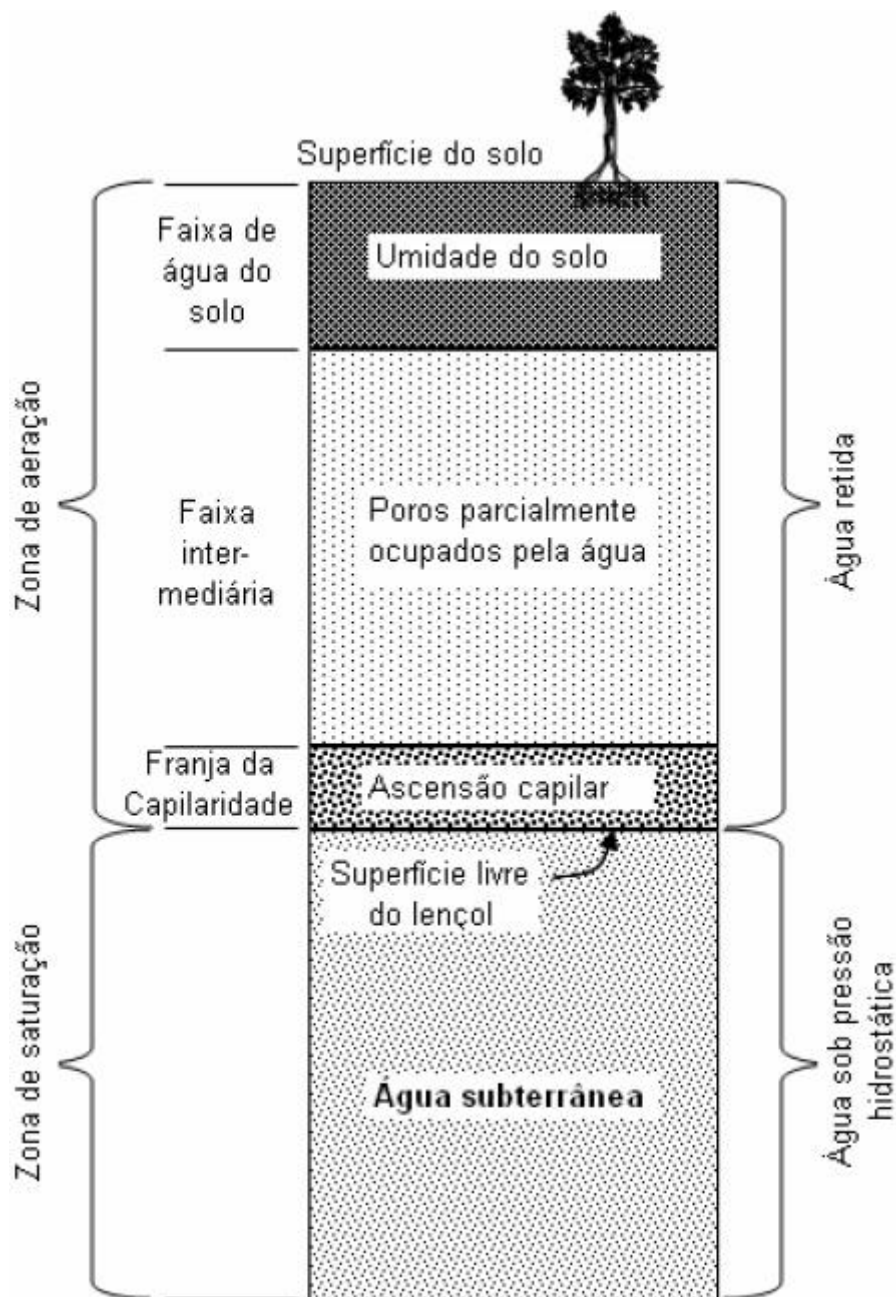


Figura 4 – Água subterrânea é a massa da água da superfície contida na zona de saturação. (CETESB, 1978).

2.2.1.1 Zona de aeração ou insaturada

A faixa do solo onde ocorrem praticamente todas as reações químicas importantes, as reações bioquímicas do solo, as trocas gasosas, a extração de nutrientes e água pelas plantas é onde boa parte dos contaminantes que poderiam chegar à água subterrânea ficam retidos, e é considerada a zona de aeração. Esta é dividida em três faixas: a faixa da

água do solo, a faixa intermediária e a franja da capilaridade, podendo variar de profundidade, indo de menos de um metro a muitos metros abaixo da superfície do terreno.

As forças que retêm a água do solo são as forças de coesão que mantêm as moléculas de água unidas umas às outras, responsáveis pelo fenômeno da tensão superficial e pelas forças de adesão que mantêm a água ligada à superfície das partículas sólidas do solo. Estas duas forças são as responsáveis pelo fenômeno de capilaridade da água que age contra a força gravitacional (CETESB, 1978).

A água do solo ou umidade do solo é de onde as plantas retiram os nutrientes e a água de que precisam. A faixa intermediária não pode ser aproveitada para qualquer uso, é apenas uma zona de transição entre a franja da capilaridade e a água do solo. A franja da capilaridade retém a água acima da zona de saturação por capilaridade, opondo-se à força da gravidade. A quantidade de água retida nesta faixa depende da granulometria do material do solo da região (CETESB, 1978).

2.2.1.2 Zona saturada

Nesta faixa de solo todos os poros, fraturas e fissuras estão cheios de água, por isso é denominada de zona de saturação. A água se encontra sob pressão hidrostática como ocorre com a água da superfície.

A água na zona saturada pode estar em condições freáticas ou condições artesianas, isto se dá devido à localização do lençol d'água. Na condição freática, na superfície do lençol, a água nos poros do aquífero está sob pressão atmosférica, como se estivesse em um reservatório ao ar livre. O nível de água de um poço escavado nesta condição é o mesmo que o da superfície livre do aquífero. Na condição artesianas o aquífero se encontra sob duas camadas de material impermeável, confinado, e assim a água se encontra sob pressão diferente da pressão atmosférica, geralmente maior. Quando um poço é escavado neste aquífero, geralmente a água se eleva bem acima do aquífero livre, até o mesmo nível do topo do aquífero, a isto se denomina pressão artesianas do aquífero (CETESB, 1978).

2.2.2 A Composição da Água Subterrânea

A água se infiltra lentamente no solo, dissolvendo substâncias que se encontravam na superfície do solo, além de outras com as quais vai tendo contato pelo caminho até a zona de saturação. A água subterrânea dispensa um tempo de contato significativo com as rochas e isto resulta na dissolução de minerais e nutrientes (HOWARD, 1998). Os minerais dissolvidos na água afetam seus usos específicos (CETESB, 1978). A fase líquida do solo constitui-se de solução na qual se mantêm solubilizados elementos, tais como: complexos, íons, gases etc. (LUCHESE, 2002).

Segundo Luchese (2002), os íons que se apresentam em maiores quantidades na solução do solo são: Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , NH_4^+ , H^+ , Al^{3+} , NO_3^- , SO_4^{2-} , H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} , HCO_3^- , CO_3^{2-} , geralmente encontram-se entre eles os macronutrientes. Dentre os íons de menor participação, podem ser citados; Fe^{3+} , Fe^{2+} , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Mn^{2+} , BO_3^{3-} , $\text{C}^{\text{l-}}$, MoO_4^{2-} , dentre esses, encontra-se os micronutrientes.

Espera-se que a maior parte das águas subterrâneas não contenha matéria suspensa e, praticamente, nenhuma bactéria. É, de regra, límpida e incolor. Estas características contrastam com as das águas de superfície que em geral são túrbidas e de considerável teor de bactérias (CETESB, 1978).

2.3 OS PROCESSOS DE TROCAS IÔNICAS SOLO/SOLUÇÃO DO SOLO

Way e Thompson em 1850 descobriram a capacidade de troca iônica, trabalhando com solos. Verificaram que quando se percola uma solução de íons amônio em uma porção de solo, há retenção dos cátions NH_4^+ e liberação de uma quantidade equivalente de íons cálcio (Ca^{2+}), (ROCHA, 2003).

As trocas de íons podem ser catiônicas ou aniônicas, sendo a troca catiônica uma das propriedades mais importantes do solo, influenciando suas características. Os cátions trocáveis influem na estrutura, na atividade biológica, no regime hídrico e gasoso, nas reações, nos processos genéticos do solo e em sua formação. Os colóides do complexo de

trocas apresentam algumas vezes cargas externas positivas que originam processos de trocas aniônicas. Estas cargas eletropositivas são compensadas pelos ânions presentes na solução do solo dando origem às trocas aniônicas (FASSBENDER, 1982).

2.3.1 Origem das Cargas Elétricas no Solo

As substituições isomórficas ocorrem quando da formação de um mineral, podendo ocorrer a substituição em sua estrutura de um ou mais íons por outros. O exemplo mais comum é o Si^{4+} ser substituído por Mg^{2+} e Fe^{2+} , na estrutura do mineral (MEURER, 2000; LUCHESE, 2002).

Segundo Meurer (2000), as cargas negativas que surgem na superfície dos silicatos são decorrentes destas substituições, e são chamadas de cargas permanentes. Assim, se na substituição isomórfica um íon de menor carga substituir um de maior carga, haverá desbalanceamento de cargas no mineral, havendo, nesse caso, um excesso de carga negativa, que se manifesta na superfície do mineral.

As cargas permanentes são as maiores responsáveis pela trocas catiônicas no solo. Nos minerais argilosos predomina a carga permanente como fonte de cargas eletronegativas para a adsorção de cátions (FASSBENDER, 1982).

Um outro tipo de carga existente nos minerais são as cargas dependentes de pH, que ocorrem nos silicatos, nas superfícies quebradas desses minerais (LUCHESE, 2002). Explica o autor que na caulinita as cargas dependentes de pH, nas superfícies quebradas, em pH baixo, ou seja, ácido, apresentam cargas positivas e, em pH alto ou alcalino, cargas negativas, portanto em determinado pH as cargas positivas, dependentes de pH, podem contrabalancear as cargas permanentes, ponto que é denominado de ponto de carga zero (PCz). Outros exemplos de minerais com cargas dependentes de pH são os óxidos e hidróxidos de Si, Fe, Mn e Al (FASSBENDER, 1982, LUCHESE, 2002).

Segundo Fassbender (1982) a capacidade de trocas da matéria orgânica se deve aos grupos funcionais carboxílicos (-COOH), os fenólicos (-OH), alcoólicos (-OH) e metóxicos (-CH₃O) que se encontram na periferia das moléculas dos ácidos húmicos. E também são dependentes do pH do meio.

2.3.2 A Adsorção de Íons

A adsorção dos íons à superfície dos colóides da solução do solo pode ser de natureza eletrostática (forças de Van Der Waals), covalente ou iônica. Quando um íon ou molécula presente na solução do solo reage com um grupo funcional de superfície, forma um complexo de superfície, que pode ser classificado como complexo de superfície de esfera-externa ou complexo de superfície de esfera-interna (MEURER, 2000).

Segundo Sposito (1989) apud Moreira (2004), no mecanismo de complexo de esfera-externa ou adsorção não-específica, o íon é atraído eletrostaticamente pelas superfícies carregadas do solo sem que haja grande dependência da configuração eletrônica do grupo funcional da superfície do solo. Além do que, a interação envolve a adsorção do íon na sua forma hidratada, o que diminui a energia de ligação entre a superfície do solo e o elemento.

Conforme Yong et al.(1992) apud Moreira (2004), na adsorção específica ou complexo de esfera-interna, os íons penetram na estrutura do átomo e ligam-se por meio de ligações covalentes com grupos O e OH da superfície do solo. Os principais tipos de ligações químicas envolvidas entre os átomos neste tipo de adsorção são a ligações covalente e covalente-coordenada.

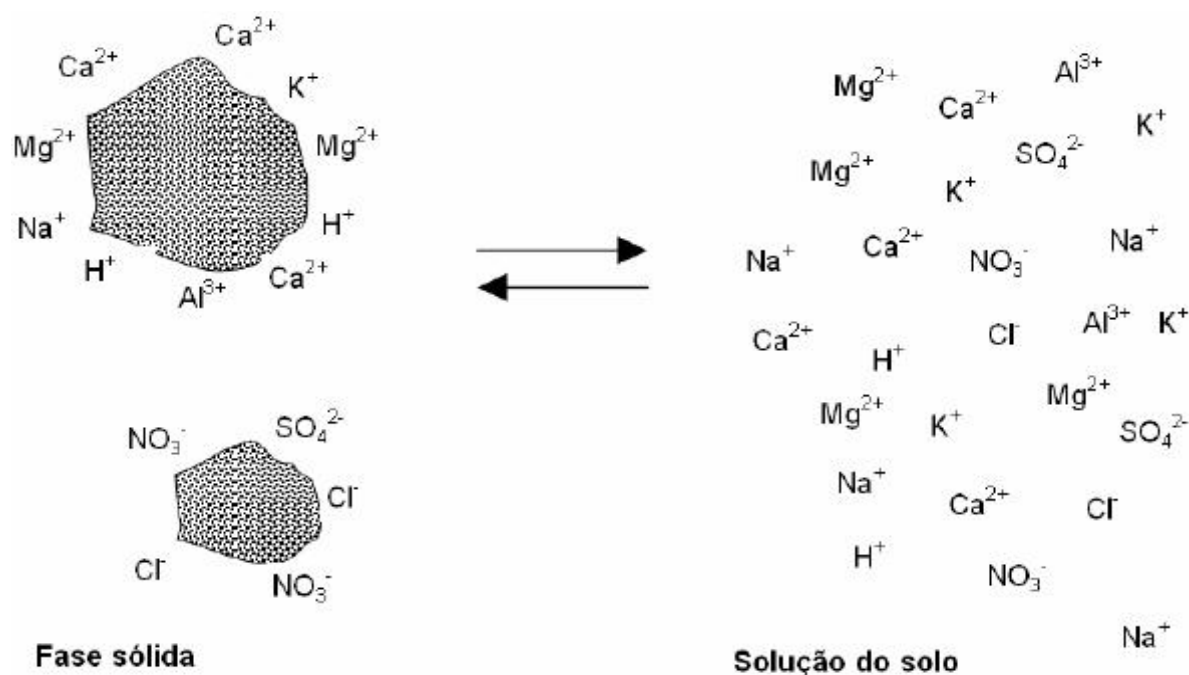


Figura 5 – Equilíbrio entre íons adsorvidos à fase sólida do solo, na forma de complexos de esfera-externa (trocáveis) e os íons da solução do solo (MEURER, 2000).

No processo de troca iônica ocorre uma reação química reversível entre os íons das duas fases imiscíveis. Pode se considerar um trocador iônico como uma substância insolúvel que pode trocar alguns de seus íons por outros do mesmo tipo de carga, contidos em um meio com o qual está em contato. As principais características de um trocador iônico é a capacidade de troca iônica e a seletividade (ROCHA, 2003).

Conforme a Figura 05, os cátions e ânions que estão adsorvidos à superfície das partículas do solo na forma de complexos de esfera-externa, por forças eletrostáticas, podem ser trocados por outros íons da solução, seja para repor os nutrientes retirados da solução do solo pelas plantas, seja para retomar o equilíbrio quando os íons são levados pela água para porções mais profundas do solo (MEURER, 2000).

A adsorção específica, também chamada de quimiossorção de íons, é responsável pela retirada de elementos metálicos potencialmente tóxicos, que estariam disponíveis na água do solo para as plantas e os animais, fixando-os nas partículas sólidas do solo, Figura 06.

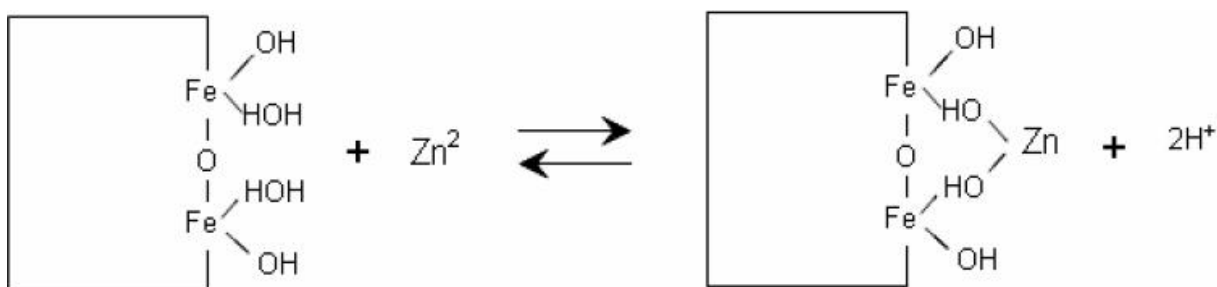


Figura 6 – Adsorção específica (quimiossorção) de zinco na superfície de um óxido de ferro (adaptado de Camargo, 1991) (MEURER, 2000).

Os óxidos e hidróxidos de ferro, alumínio, manganês, em menor extensão, as superfícies laterais dos minerais silicatados, apresentam grupos funcionais de superfície capazes de adsorver quimicamente os cátions metálicos, como complexos de superfície de esfera-interna (MEURER, 2000).

Em alguns solos a matéria orgânica apresenta papel importante na quimiossorção de cátions, formando ligações fortes, covalentes e iônicas, entre os grupos funcionais e o íon metálico.

2.4 PLUMA DE CONTAMINAÇÃO

As substâncias contaminantes que se infiltram no solo, seja por ocasião de chuvas que percolam a massa de um resíduo contaminado ou por irrigação com água inadequada, quando atingem o lençol subterrâneo, dilui-se neste, e adquire o mesmo movimento da água subterrânea, formando o que é chamado de pluma de contaminação.

Segundo Clearly (1984), devido aos fluxos de água subterrânea que ocorrem em regime laminar, os produtos químicos dissolvidos seguirão as linhas de fluxo e formar plumas distintas. Segundo o mesmo autor, a forma e o tamanho de uma pluma depende de uma série de fatores incluindo o perfil geológico, fluxo de água subterrânea local e regional, o tipo e a concentração dos contaminantes e variações nas taxas de fluxo.

Baird (2002) comenta que, compostos orgânicos que formam “bolhas” sobre a água, forma livre, dissolvem-se gradualmente, proporcionando, assim, um suprimento contínuo de contaminantes para as águas subterrâneas. Dessa maneira, vão se desenvolvendo plumas de água poluída na direção do fluxo da água, contaminando, portanto, todo o volume do aquífero.

2.5 A SALINIZAÇÃO DOS SOLOS

Em condições específicas se produz a acumulação de sais no solo, dando origem a solos salinos e sódicos, este último quando o íon predominante é o sódio. Podem ser produzidos solos salinos próximos ao mar, ou solos salinos ou sódicos continentais, este último, por elevação da superfície de águas ricas em sais ou por acumulação nas zonas de raízes de plantas pelo uso de água de irrigação salina (FASSBENDER, 1982).

Quando a água com um elevado teor de sódio é aplicada ao solo, um pouco de sódio é retido pela argila, em troca de cálcio e magnésio, havendo o que se chama permuta de bases. As propriedades físicas do solo são alteradas. A argila com um bom excesso de cálcio ou de magnésio deixa-se lavar facilmente e tem boa permeabilidade. Se ela passa a receber sódio torna-se pegajosa e escorregadia quando úmida, e bem pouco permeável; quando ressecada, contrai-se em duros torrões, difíceis de serem desfeitos pelo cultivo da terra (CETESB, 1978).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 A ÁREA DE ESTUDO

As amostras foram coletadas no aterro sanitário da cidade de Londrina-PR, que possui aproximadamente 500.000 habitantes, conforme dados do IBGE (CENSO DEMOGRÁFICO, 2000). Possui uma área total de 19hectares, recebe diariamente 420 toneladas de resíduos domiciliares e comerciais e está a 9Km do centro da cidade. O local pertence à bacia do rio Tibagi, e a 700 metros, na linha do aterro, está localizada a nascente do córrego dos Periquitos.

Tabela 2 – Profundidade e nível de água dos poços instalados no aterro.

| Poço | Perfuração em solo (m) | Perfuração em rocha semi alterada (m) | Profundidade Total (m) | Nível estático da água (m) |
|------|------------------------|---------------------------------------|------------------------|----------------------------|
| 04 | 11 | 8.5 | 19.5 | - |
| 05 | 4.5 | 7.5 | 12 | 4.6 |
| 06 | 12 | 3.55 | 15.5 | - |
| 07 | 2 | 2 | 6 | 2.5 |
| 08 | 8 | 17 | 25 | 19.6 |
| 09 | 5 | 3 | 8 | - |
| 10 | 9 | 2.5 | 11.5 | 9.10 |
| 11 | 6 | 13 | 19 | 15 |
| 12 | 5 | 7 | 12 | - |

Os 12 poços de monitoramento que foram perfurados na área do aterro, Figura 07, fazem parte do projeto “Conservação dos recursos hídricos subterrâneos através da definição de metodologia para avaliação da poluição causada pela má disposição de resíduos sólidos urbanos”, aprovado pelo CNPq – demanda CT-Hidro 01/2001, processo 550097/2002-3. Foram demarcados baseando-se nas medidas de eletroresistividade do solo, conforme relatados por Gallas (2005), possuindo profundidades variáveis conforme o relevo da área, Tabela 02.

Dos poços perfurados somente dez estão ativos, dois deles (poços 06 e 09)

nunca apresentaram água, mesmo após longos períodos chuvosos. O poço 04 apresenta água nos períodos de maior pluviometria.

Utilizou-se para o branco um poço fora da área do aterro, numa propriedade particular em uma parte mais alta do relevo, que foi chamado poço da lagoa (PL).

O local escolhido para as coletas no córrego dos Periquitos está situado num ponto de afloramento do lençol subterrâneo em sua margem esquerda.

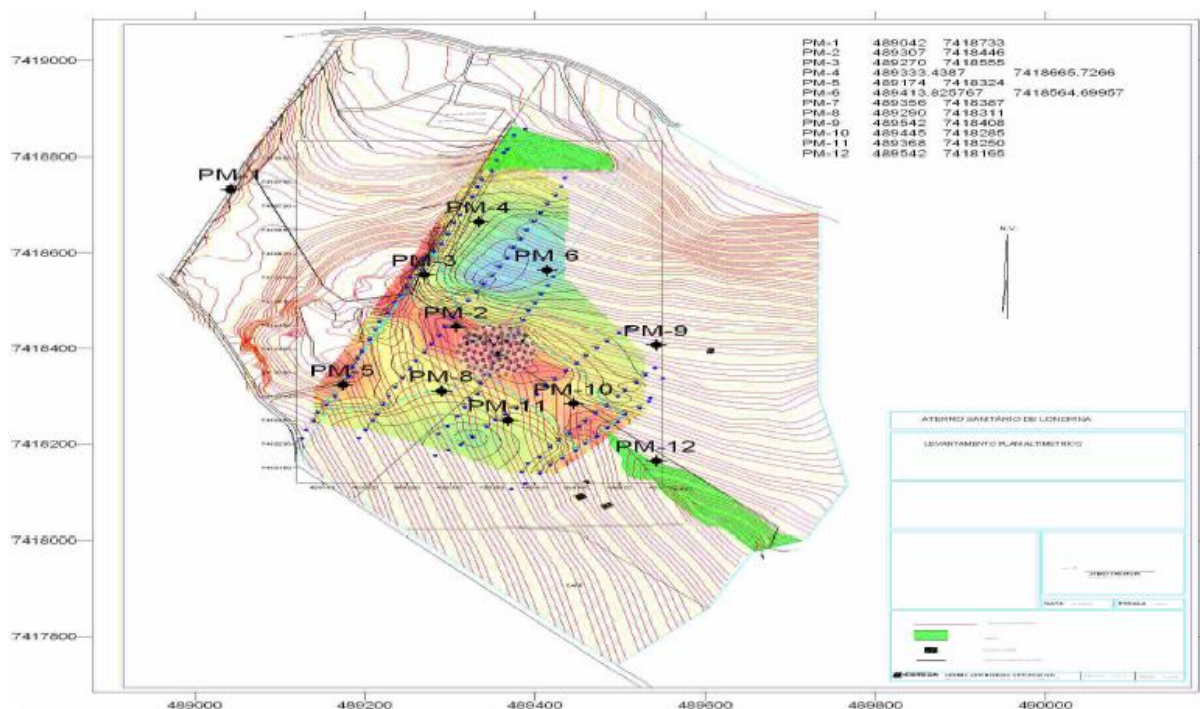


Figura 7 – Mapa do Aterro Sanitário de Londrina indicando os poços perfurados e suas respectivas coordenadas (Mapa de isorresistividade, Gallas (2005), sobreposto ao mapa topográfico, elaborado por equipes do Centro de Geologia e Engenharia da Universidade Estadual de Londrina).

3.2 OS PONTOS DE COLETAS

Os poços se encontram a jusante do aterro e seguem a declividade da bacia do córrego dos Periquitos de forma a cobrir toda a área da possível influência da pluma de contaminação. Começando a seqüência dos pontos de coleta nos três poços que margeiam os taludes das células de resíduos (Poços 05, 03 e 04), na seqüência dois poços à direita (08 e 11), dois à esquerda (06 e 09) e três poços ao centro no fundo do vale em direção ao córrego (02, 10 e 12), cobrindo todo o espaço. Podendo ser identificados na Figura 07.

3.3 A COLETA DAS AMOSTRAS

A fim de verificar o efeito das precipitações pluviométricas sobre a pluma de contaminação, optou-se por fazer as coletas de amostras em períodos de estiagem, início das chuvas e com bastante umidade, já que a região possui certa regularidade nas estações, Figura 08. Uma coleta de sondagem foi realizada em 11/07/05 seguindo os padrões de amostragem inclusive com o esgotamento dos poços. As demais coletas foram efetuadas em períodos que coincidem com o final do inverno (30/08/05), primavera (14/11/05) e verão (10/03/06). Não foram feitas purgas nos poços nestas coletas. O objetivo de não efetuar o esvaziamento dos poços de monitoramento, foi o de provocar a menor perturbação possível, considerando apenas que a elevação do nível do lençol freático com as precipitações pluviométricas poderia causar mudanças nos parâmetros a serem estudados, e dessa forma manter a variação apenas pela interface solo/água. Esta alteração no método também proporciona uma redução nos custos de amostragem, podendo ser aumentada a frequência de coletas, e, este acompanhamento mais constante pode ser um grande sinalizador para possíveis transbordamentos dos reservatórios de choro e ou vazamentos das lagoas de tratamento.

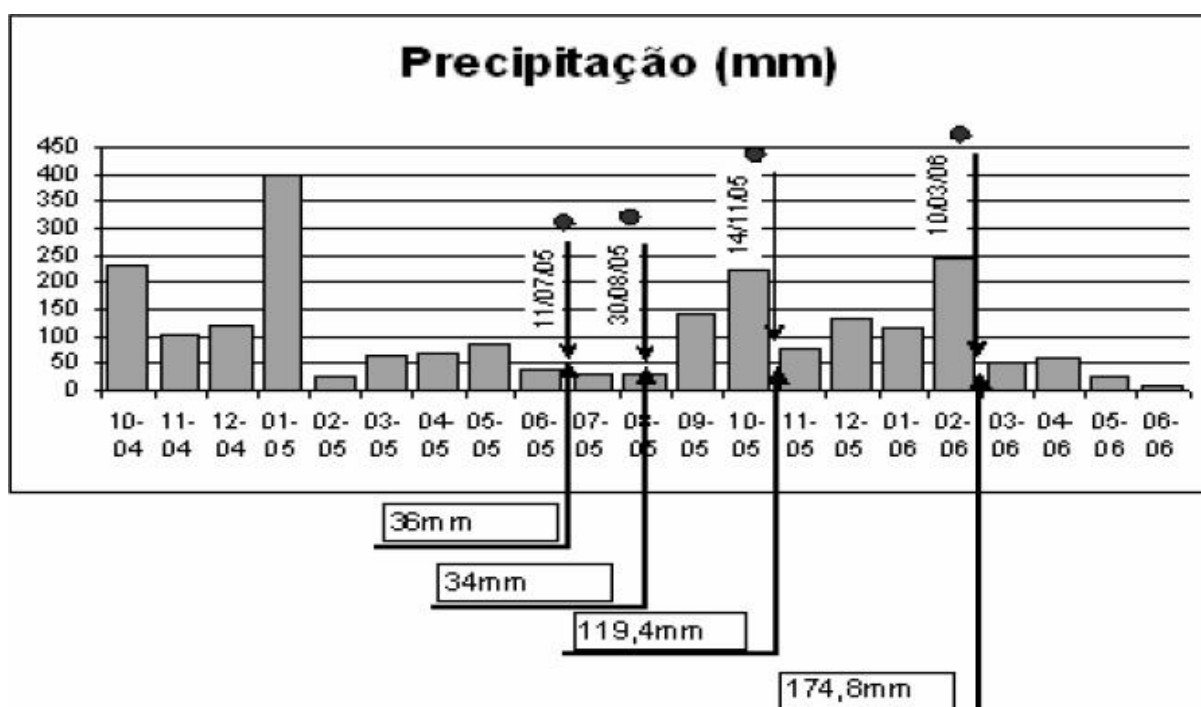


Figura 8 – Dados das coletas e valores do volume de chuvas (soma dos trinta dias anteriores à coleta),
Fonte: SIMEPAR – PR.

Estudos apontam que o fluxo da água subterrânea, sob condições normais e sem influência de bombeamento, segue a declividade da superfície topográfica, estando esta entre o ponto de contaminação e a área de descarga natural, ou nascente. O esgotamento dos poços antes das coletas poderia modificar a direção do fluxo da água subterrânea alterando o movimento da pluma de contaminação, Figura 09.

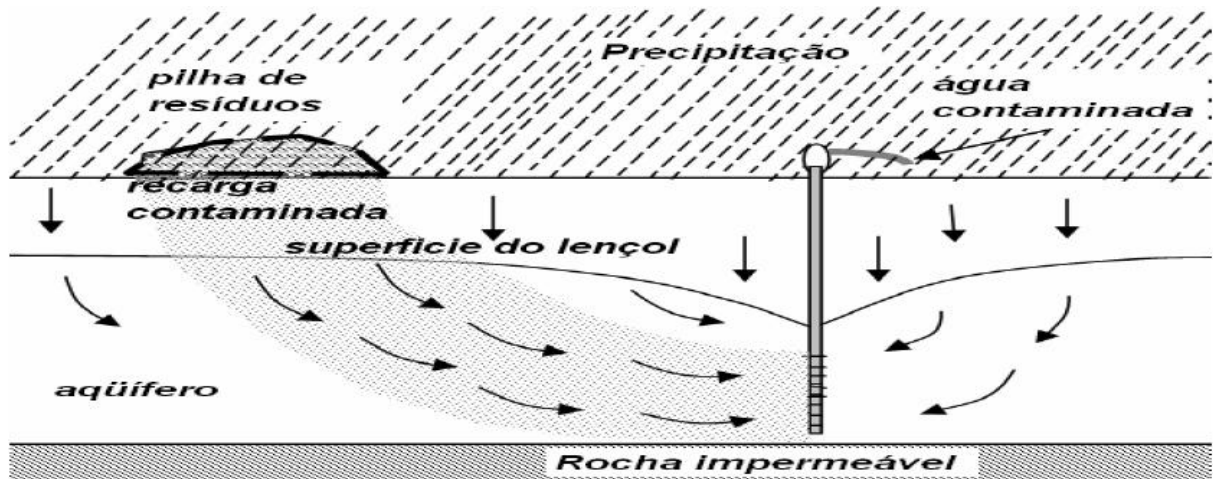


Figura 9 – Influência do bombeamento na migração da plumas, adaptado de Clearly, 1984

As diversas reações químicas, físicas e biológicas do solo podem ser influenciadas pelas variações das precipitações pluviométricas causando alterações na concentração dos diversos contaminantes, dissolvidos ou não na solução do solo (CLEARLY, 1984). Devido à precipitação das chuvas e a evaporação da água, podem ocorrer formas individuais de sítios contaminados no solo, sendo deslocados pelas descargas descontínuas, que vão variar as concentrações das substâncias orgânicas e inorgânicas presentes nas zonas do solo, Figura 10.

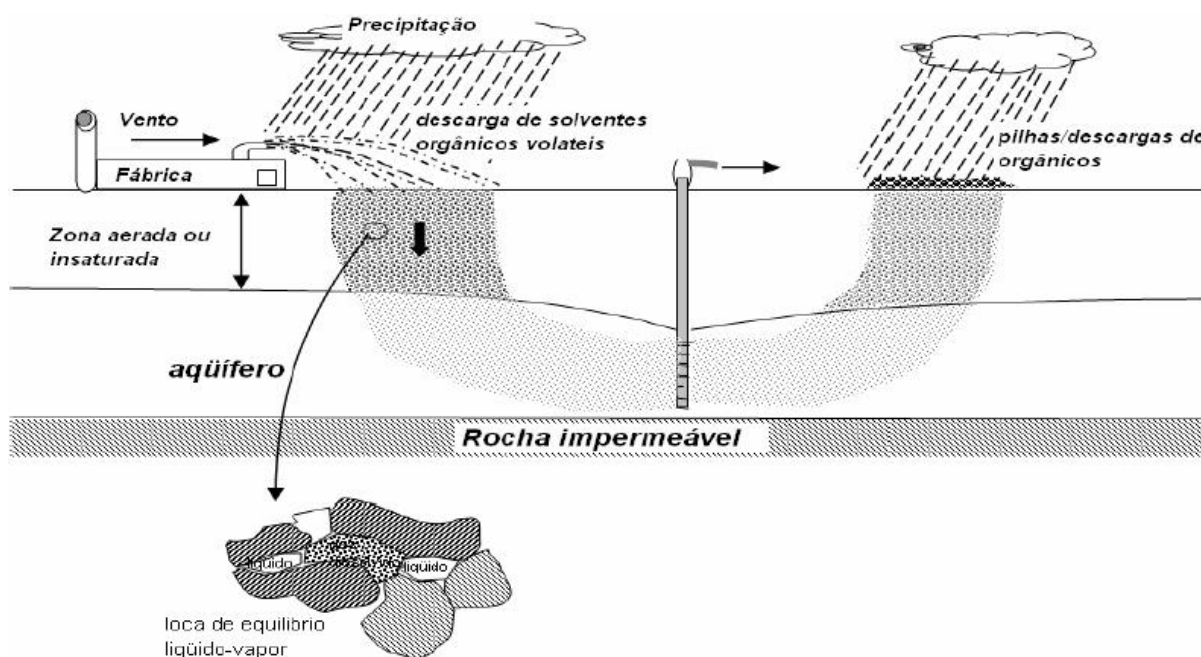


Figura 10 – Contaminantes precipitados ou fixados nas fissuras e poros do solo se tornando uma fonte de poluição na zona não saturada adaptado de Clearly (1984).

3.3.1 Procedimento de Coleta

Foi utilizado para as coletas o recipiente de polietileno de 01 litro de volume (*bayler*), que consiste de um tubo longo que possui numa extremidade, fundo, uma válvula esférica que controla a entrada da água, na parte de cima possui um olhal por onde é amarrada uma corda para conduzir o amostrador até o nível da água. O coletor era introduzido no piezômetro à primeira vez coletando uma porção de água para ser usada para lavar os frascos de armazenamento e leitura da temperatura, medida por um termômetro de bulbo de mercúrio. Novas porções de água eram colhidas e armazenadas, uma parte em um frasco de 01 litro, para as leituras de pH, condutividade, turbidez e nitrato. Outra porção era inserida em frasco de 0,5 litros para as leituras de metais. No laboratório, depois de filtrada em membrana 0,45 μ m, marca Milipore, acidificada, utilizando uma solução a 1% de HNO₃, adicionando 1ml para cada 50ml de amostra, até pH = 2 aproximadamente, foram levadas para um freezer mantendo-as a uma temperatura próxima de 4 °C para as análises posteriores (CETESB, 1990).

Muitos dos constituintes químicos e parâmetros físico-químicos, que devem ser medidos ou avaliados em programas de monitoramento, não são quimicamente estáveis,

assim se faz necessária a preservação da amostra. Os métodos de preservação têm geralmente o objetivo de retardar a ação biológica, retardar a hidrólise e reduzir os efeitos de sorção (CETESB, 1988).

3.3.2 Períodos das Coletas

As coletas foram realizadas observando-se as chuvas na região de Londrina, no período compreendido entre Julho/2005 e Março/2006, onde somente os valores das precipitações dos últimos 30 dias anteriores às coletas foram considerados, observando-se que o fluxo de águas subterrâneas ocorre a uma velocidade de poucos metros por dia, da zona de recarga para a zona de descarga (FOSTER, 1998).

Os testes foram iniciados em seguida no Laboratório de Saneamento da Universidade Estadual de Londrina, seguindo o Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (GREENBERG et al, 1992).

3.4 AS ANÁLISES DAS AMOSTRAS

Potencial Hidrognônico (pH)

O pH das amostras foi medido utilizando-se um Peagâmetro HANNA Instruments – Modelo HI 9321, após calibração em solução tampão em pH 4 e 7.

Condutividade

A condutividade elétrica das amostras foi medida utilizando-se um condutivímetro Tecnozon – MCA 150. Após a calibração do aparelho com solução padrão fornecida pelo fabricante, as leituras das amostras foram realizadas a temperatura ambiente.

Temperatura

As leituras de temperatura foram efetuadas com um termômetro de bulbo de mercúrio com escalas em °C. Medindo-se primeiro a temperatura ambiente, no início dos

trabalhos, em seguida com o auxílio de um béquer de polietileno, cheio da água amostrada que era deixado à sombra, era anotada a temperatura da amostra.

Turbidez

As leituras de turbidez foram realizadas em um Turbidímetro HACH – 2100P com leituras em escalas de 10, 100 e 1000 NTU, previamente calibrado e estabilizado. A amostra era introduzida em uma cubeta padrão, e limpa com um tecido. Em seguida, conectada à abertura do equipamento efetivando as leituras a temperatura ambiente.

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Foi calibrado previamente o aparelho de medir oxigênio dissolvido (Oxímetro – Orion, modelo 810). Um volume suficiente de água destilada para diluição, deixou-se aerando num garrafão de 20 litros durante tempo suficiente para que a concentração de oxigênio dissolvido (OD) fosse de saturação. Após este período, o aerador foi desligado e aguardou-se 30 min. A água de diluição foi preparada com a saturada de oxigênio, sendo que para cada litro de água deionizada, adicionou-se 1 ml de solução tampão de fosfato, 1 ml de solução de sulfato de magnésio, 1 ml de solução de cloreto de cálcio e 1 ml de cloreto férrico.

Na seqüência foram feitas as diluições das amostras quando necessário.

Os frascos de DBO foram separados adequadamente (duas séries) e os seus volumes e números foram anotados. Transferiram-se com pipetas volumétricas, quando possível, os volumes de amostras calculados para o frasco de DBO. Foram completados os volumes dos frascos com a água de diluição, usando sifão para evitar aeração da amostra. Mediu-se o oxigênio dissolvido do conteúdo de cada frasco ($OD_{inicial}$). Foram fechados todos os frascos para serem incubados, tendo-se o cuidado de não deixar bolhas de ar no interior, completando com água destilada o selo hídrico e sendo levados para a incubadora. Após 5 dias, fez-se nova leitura (OD_{final}). Paralelamente correu-se a prova em branco, só com água de diluição, $DBO_{5,20}$, (GREENBERG et al, 1992).

Cálculo da $DBO_{5,20}$:

$$DBO_{5,20} \text{ (mg O}_2\text{/l)} = \frac{OD_{inicial} - OD_{final}}{p}$$

Onde:

p – fração volumétrica decimal de amostra (ml de amostra/volume do frasco).

Calibração do aparelho de OD: Prepara-se uma solução dissolvendo aproximadamente 2,0 g de sulfito de sódio em 200 ml de água destilada para a leitura do zero do aparelho. Para o 100 do aparelho prepara-se uma solução com 1 ml de sulfato manganoso, 1 ml de azida sódica e 1 ml de H₂SO₄ concentrado e titula-se com tiosulfato de sódio utilizando amido como indicador. O volume gasto vezes 2 será a concentração de O₂ dissolvido para a leitura de 100 do aparelho.

Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Em balões de fundo chato de 250 ml foram adicionados (em seqüência) 0,4g de sulfato de mercúrio, 25 ml de ácido sulfúrico concentrado com sulfato de prata (H₂SO₄-Ag₂SO₄) previamente preparado, 25 ml de dicromato de potássio 0,25 N, 50 ml da amostra e mais 50 ml de ácido sulfúrico concentrado com sulfato de prata com algumas pérolas de ebulição. O mercúrio tira interferência de cloretos, enquanto que a prata serve como catalisador da reação.

Os balões com as amostras foram conectados ao condensador de refluxo, permanecendo por 2 horas em refluxo. Após este período, foram adicionados aos balões aproximadamente 150 ml de água destilada, deixando em repouso até atingir a temperatura ambiente.

As amostras foram tituladas com sulfato ferroso amoniacal (SFA) 0,25 N padronizado e indicador ferroin, com o auxílio de agitador magnético, até a viragem do verde azulado para o marrom avermelhado, e anotado o volume gasto para os devidos cálculos (GREENBERG et al, 1992).

Cálculos da DQO:

$$N_{SFA} = 10 \times 0,25 \div \text{SFA (ml gasto)}$$

$$\text{DQO(mgO}_2\text{/l)} = [(B - A) \times N_{SFA} \times 8000] \div \text{ml (amostra efetivamente introduzida)}$$

B – ml de solução SFA gastos no branco

A – ml de solução de SFA gasto na amostra

N_{SFA} – normalidade do SFA

Para a normalização da solução de sulfato ferroso amoniacal, introduziu-se, em um erlenmeyer de 250 ml, 10 ml de solução de $K_2Cr_2O_7$ 0,0417 M (0,25N), 100 ml de água destilada e 30 ml de $H_2SO_4-Ag_2SO_4$. Deixando esfriar, em seguida adicionou-se 6 gotas de ferroin e titulou-se com sulfato ferroso amoniacal 0,25 N até o ponto de viragem do verde azulado para o marrom avermelhado, e anotando o volume gasto para se fazer os cálculos de normalidade.

Nitrato

As leituras de nitratos foram feitas por método potenciométrico com eletrodo íon-seletivo, no Laboratório de Saneamento. Utilizando o aparelho da Thermo Orion – Benchop pH and pH/ISE Meters – Model 720Aplus – com eletrodo – Nitrate Electrode Model 9307. Os procedimentos de preparo de amostras foram calibração do eletrodo e a eliminação dos interferentes, foram feitos de acordo com o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (GREENBERG et al, 1992).

Metais Na e K

As leituras foram feitas em um fotômetro de chama da marca CELM – Modelo FC 280, nos laboratórios do Departamento de Química do Campus da Universidade Estadual de Londrina, e foi previamente calibrado e estabilizado com padrões altamente puros diluídos em água ultra pura (GREENBERG et al, 1992).

Metais Ca e Mg

As leituras destes metais foram feitas por espectrometria de absorção atômica no laboratório de solos do Departamento de Agronomia do Campus da Universidade Estadual de Londrina. O aparelho da marca GBC Scientific Equipment Pty Ltd. Dandemong – Austrália, modelo AAS (Atomic Absorption Flame Emission Spectrophotometer) – GBC 932 AA. Utilizou-se o método adaptado de Silva (1999), da EMBRAPA, para tecidos vegetais (Anexo 2).

Metais Cd, Cr, Co, Pb, Ni e Mn

As leituras dos metais pesados foram feitas por Plasma Indutivamente Acoplado no Laboratório de Solos e Tecido Vegetal do Instituto Agrônomo do Paraná (IAPAR).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Como o Aterro Controlado do Município não possui impermeabilização de fundo, os possíveis processos de atenuação da contaminação no solo e nas águas subterrâneas estão resumidos na Figura 11, de acordo com Foster and Hirata (1988), ilustrado por Foster (1998).

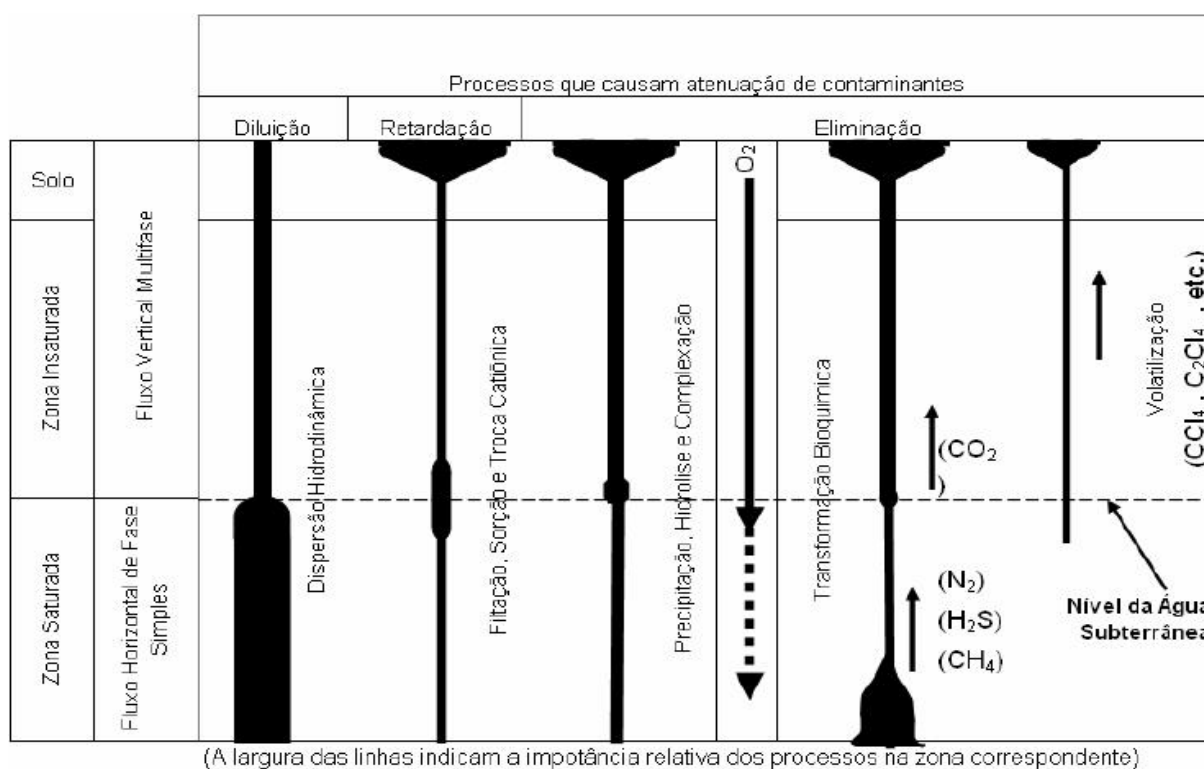


Figura 11 – Processos que promovem a atenuação dos contaminantes em sistemas de águas subterrâneas, adaptado de Foster and Hirata (1988), ilustrado por Foster (1998).

O processo de maior eficiência na redução da concentração dos contaminantes nas zonas do solo é a dispersão hidrodinâmica, que está intimamente relacionada com o balanço hídrico da região (extensão dos períodos de estiagem contra os períodos de chuvas).

A filtração, os processos de sorção e a troca catiônica são processos físico-químicos dinâmicos e reversíveis, por isso aparecem como retardadores da contaminação. Os processos de precipitação, hidrólise, complexação, transformação bioquímica e volatilização podem modificar, imobilizar ou mesmo eliminar alguns contaminantes.

Os períodos de estiagem são críticos para os sistemas de contaminação pontuais como os aterros de resíduos. O fluxo dos contaminantes se reduz ao limite, pois não há infiltração de águas na massa de resíduos, porém, os corpos receptores também têm diminuída a sua vazão, ocasionando um aumento da concentração destes contaminantes nestes locais, como é o caso do córrego dos Periquitos que fica a jusante do aterro, e por isso pode receber um fluxo contínuo de contaminação, agravado por longos períodos sem chuvas.

Os estudos foram direcionados para entender melhor a influência das estações sobre a contaminação no lençol freático da área do aterro, e os possíveis caminhos e movimentos até o afloramento da água subterrânea no córrego dos Periquitos. A tabela 03 mostra os dados referentes à data de cada coleta, à temperatura do ar e às precipitações, especificando códigos para cada coleta para facilitar a observação dos dados. Os resultados das análises de temperatura, pH, turbidez, sólidos totais dissolvidos, sódio, potássio, cálcio, magnésio, cádmio, cromo, cobalto, chumbo, níquel e manganês, condutividade, nitrato, demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO), são apresentados nas Tabelas 04, 05, 06 e 07.

Tabela 3 – Codificação das coletas realizadas.

| Coletas | Data | T °C (ar) | Prec.(30 dias Ateriores) |
|----------------|-------------|------------------|----------------------------------|
| C1 | 11-07-2005 | 21,0 | 36 |
| C2 | 30-08-2005 | 22,5 | 34 |
| C3 | 14-11-2005 | 23,0 | 119,4 |
| C4 | 10-03-2006 | 29,5 | 174,8 |

Tabela 4 – Resultados dos parâmetros das coletas de amostras de águas subterrâneas avaliados.

| Coletas | Poço>> | Rio | 01 | 02 | 03 | 04 | 05 | ** PL | 08 | 10 | 11 | 12 |
|---------|----------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | Parâmetros | | | | | | | | | | | |
| C1 | Horário | 11:00 | 16:30 | 14:25 | 15:50 | * | 14:35 | 17:00 | 12:05 | 11:45 | 11:55 | 11:10 |
| | T °C | 22,0 | 21,0 | 26,0 | 24,0 | * | 23,0 | 21,0 | 24,0 | 27,0 | 24,0 | 25,0 |
| | pH | 6,73 | 7,37 | 6,07 | 6,51 | * | 6,06 | 5,38 | 5,77 | 6,08 | 5,58 | 6,09 |
| | Turbidez (NTU) | 8,9 | 16,3 | 6,2 | 3,2 | * | 2,56 | 0,32 | 1,01 | 9,38 | 1,25 | 4,25 |
| | *** STD | 295 | 2761 | 348 | 277 | * | 132 | 17 | 73 | 721 | 133 | 413 |
| C2 | Horário | 9:30 | 11:35 | 10:50 | 11:00 | * | 10:35 | 14:00 | 10:20 | 9:55 | 10:10 | 9:45 |
| | T °C | 22,0 | 24,0 | 26,5 | 26,0 | * | 24,5 | 22,0 | 22,5 | 24,0 | 24,0 | 24,0 |
| | pH | 6,10 | 7,37 | 6,02 | 6,50 | * | 5,97 | 5,39 | 5,85 | 6,15 | 5,68 | 6,04 |
| | Turbidez (NTU) | 0,3 | 8,1 | 5,4 | 6,8 | * | 1,38 | 0,30 | 3,47 | 1,50 | 2,15 | 2,71 |
| | *** STD | 223 | 2875 | 333 | 240 | * | 80 | 17 | 73 | 645 | 128 | 399 |
| C3 | Horário | 9:15 | 11:05 | 10:15 | 8:50 | 10:25 | 10:00 | 11:30 | 9:50 | 9:30 | 9:40 | 9:25 |
| | T °C | 22,0 | 24,5 | 23,5 | 26,0 | 23,0 | 25,0 | 22,0 | 22,0 | 24,0 | 22,0 | 24,0 |
| | pH | 6,31 | 7,44 | 6,13 | 6,56 | 6,05 | 6,36 | 5,44 | 5,86 | 6,23 | 5,95 | 6,11 |
| | Turbidez (NTU) | 0,4 | 7,0 | 0,5 | 0,6 | >>10 | 2,55 | 0,26 | 1,00 | 1,82 | 5,47 | 3,06 |
| | *** STD | 140 | 2632 | 749 | 369 | 64 | 120 | 12 | 56 | 704 | 121 | 500 |
| C4 | Horário | 15:30 | 17:25 | 16:40 | 16:50 | 17:10 | 16:15 | 18:00 | 16:05 | 15:50 | 15:50 | 15:40 |
| | T °C | 22,0 | 24,0 | 25,5 | 27,0 | 23,0 | 25,0 | 22,5 | 22,5 | 24,5 | 23,0 | 24,0 |
| | pH | 6,43 | 7,56 | 6,40 | 6,66 | 6,14 | 6,60 | 5,45 | 5,93 | 6,25 | 5,86 | 6,25 |
| | Turbidez (NTU) | 0,3 | 2,0 | 0,6 | 1,9 | 0,3 | 0,82 | 1,97 | 1,00 | 0,80 | 1,45 | 0,62 |
| | *** STD | 139 | 1437 | 581 | 297 | 61 | 142 | 16 | 59 | 942 | 119 | 568 |

* - não havia água no poço na coleta.

** - poço da lagoa (referência).

*** - sólidos totais dissolvidos

Tabela 5 – Valores das concentrações dos metais solúveis (mg/l) e condutividade elétrica (CE μ S/cm).

| Coletas | Poço>> | Rio | 01 | 02 | 03 | 04 | 05 | ** PL | 08 | 10 | 11 | 12 |
|---------|------------|------|--------|-------|------|------|------|-------|------|-------|------|-------|
| | Parâmetros | | | | | | | | | | | |
| C1 | CE | 619 | 5800 | 732 | 583 | * | 278 | 35 | 154 | 1514 | 280 | 867 |
| | Na | 32,0 | 1261,0 | 118,0 | 40,0 | * | 5,0 | 0,6 | 2,0 | 117,0 | 3,0 | 73,0 |
| C2 | K | 0,2 | 1148,0 | 14,0 | 12,0 | * | 1,0 | nd | 1,0 | 2,0 | 3,0 | 2,0 |
| | Ca | 52,0 | 410,0 | 55,0 | 24,0 | * | 15,0 | 3,0 | 15,0 | 111,0 | 26,0 | 75,0 |
| | Mg | 29,0 | 180,0 | 29,0 | 18,0 | * | 9,0 | 2,0 | 7,0 | 83,0 | 12,0 | 43,0 |
| | CE | 469 | 6040 | 700 | 505 | * | 167 | 36 | 152 | 1356 | 269 | 839 |
| | Na | 20,3 | 974,4 | 113,8 | 62,6 | 4,3 | 9,2 | 1,0 | 1,5 | 115,9 | 4,7 | 85,1 |
| C3 | K | 1,3 | 882,4 | 14,5 | 28,9 | 0,5 | 2,5 | nd | 0,5 | 6,4 | 5,4 | 2,3 |
| | Ca | 23,0 | 560,0 | 110,0 | 22,0 | 10,0 | 27,0 | 5,0 | 9,0 | 136,0 | 13,0 | 92,0 |
| | Mg | 12,0 | 150,0 | 57,0 | 16,0 | 7,0 | 16,0 | 2,0 | 6,0 | 66,0 | 12,0 | 29,0 |
| | CE | 295 | 5530 | 1574 | 776 | 136 | 253 | 26 | 118 | 1480 | 254 | 1050 |
| | Na | 13,8 | 632,0 | 68,7 | 56,5 | 3,9 | 10,5 | 1,5 | 1,9 | 161,0 | 4,3 | 120,0 |
| C4 | K | 0,9 | 572,0 | 6,4 | 35,0 | 0,9 | 2,5 | nd | 0,9 | 8,4 | 1,3 | 6,4 |
| | Ca | 19,0 | 170,0 | 59,0 | 31,0 | 9,0 | 24,0 | 2,0 | 8,0 | 142,0 | 21,0 | 92,0 |
| | Mg | 11,0 | 260,0 | 8,0 | 16,0 | 6,0 | 15,0 | 2,0 | 6,0 | 60,0 | 12,0 | 46,0 |
| | CE | 293 | 3020 | 1220 | 625 | 129 | 298 | 35 | 124 | 1980 | 249 | 1194 |
| | Na | 13,8 | 632,0 | 68,7 | 56,5 | 3,9 | 10,5 | 1,5 | 1,9 | 161,0 | 4,3 | 120,0 |

* - não havia água no poço na coleta.

** - poço da lagoa (referência).

Tabela 6 – Resultados das análises de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO) e nitratos.

| Poço>> | | Rio | 01 | 02 | 03 | 04 | 05 | **PL | 08 | 10 | 11 | 12 |
|---------|----------------|-----|------|------|------|-----|-----|------|-----|-----|-----|------|
| Coletas | Parâmetros | | | | | | | | | | | |
| C1 | DQO mg/L | 39 | 1235 | 59 | 39 | * | 43 | 19 | 31 | 192 | 43 | 82 |
| | NO3- - N (ppm) | 0,5 | 8,8 | 16,0 | 0,5 | * | 0,7 | 1,2 | 1,7 | 0,5 | 0,7 | 0,5 |
| C2 | DQO mg/L | 28 | 1120 | 36 | 24 | * | 8 | 4 | 12 | 136 | 24 | 80 |
| | DBO mg/L | <2 | * | <2 | <2 | * | <2 | <2 | <2 | <2 | 3 | <2 |
| C3 | NO3- - N (ppm) | 1,0 | 29,7 | 21,7 | 7,5 | 0,5 | 0,5 | 1,0 | 2,3 | 3,8 | 1,1 | 4,5 |
| C4 | NO3- - N (ppm) | 2,6 | 42,4 | 0,7 | 13,2 | 0,8 | 0,7 | 1,1 | 2,0 | 9,8 | 1,7 | 15,5 |

* - não havia água no poço na coleta.

** - poço da lagoa (referência)

Tabela 7 – Resultados das concentrações dos metais pesados (mg/l)

| Poço>> | | Rio | 01 | 02 | 03 | 04 | 05 | ** PL | 08 | 10 | 11 | 12 |
|---------|------------|------|------|------|------|------|------|-------|------|------|------|------|
| Coletas | Parâmetros | | | | | | | | | | | |
| C2 | Cd | nd | nd | nd | nd | * | nd | nd | nd | nd | nd | nd |
| | Cr | nd | nd | nd | nd | * | nd | nd | nd | 0,02 | nd | nd |
| | Co | nd | 0,10 | 0,01 | 0,01 | * | 0,01 | nd | nd | 0,01 | nd | 0,01 |
| | Pb | nd | 1,10 | 0,02 | 0,01 | * | 0,06 | nd | 0,08 | 0,02 | 0,01 | 0,01 |
| | Ni | nd | nd | nd | nd | * | nd | nd | nd | nd | nd | nd |
| | Mn | 0,01 | 0,50 | 0,05 | 1,00 | * | 1,24 | 0,03 | 0,08 | 0,30 | 0,04 | 0,76 |
| C3 | Cd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd |
| | Cr | nd | nd | 0,01 | nd | nd | nd | nd | nd | 0,01 | nd | 0,01 |
| | Co | 0,01 | 0,10 | 0,02 | 0,02 | nd | 0,01 | nd | nd | 0,02 | nd | 0,04 |
| | Pb | nd | 1,90 | nd | nd | nd | 0,01 | nd | 0,05 | nd | 0,05 | nd |
| | Ni | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd |
| | Mn | 0,08 | nd | 2,29 | 1,64 | 0,20 | 1,66 | nd | 0,04 | 1,51 | 0,11 | 1,47 |
| C4 | Cd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd |
| | Cr | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | 0,03 | nd | 0,01 |
| | Co | nd | 0,10 | 0,02 | 0,02 | 0,01 | 0,01 | nd | nd | 0,03 | nd | nd |
| | Pb | 0,01 | 0,10 | 0,01 | 0,02 | 0,06 | 0,01 | nd | 0,09 | 0,05 | 0,03 | 0,01 |
| | Ni | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd |
| | Mn | 0,01 | 0,70 | 2,01 | 3,64 | 0,50 | 1,67 | nd | 0,04 | 1,65 | 0,06 | 0,21 |

* - não havia água no poço na coleta.

** - poço da lagoa (referência)

4.1 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DAS AMOSTRAS

A temperatura da água dos poços é alterada conforme as mudanças da temperatura ambiente, as quais podem estar relacionadas à pouca velocidade de fluxo da água subterrânea e à sua dependência da temperatura do solo, Figura 12. Observa-se que os pontos

mais próximos à massa de lixo, como os poços 03, 02, 05 e 01, com temperaturas médias de 25,8; 25,4; 24,4 e 23,4 °C respectivamente, este último poço fica sobre o aterro, foram os mais afetados, tendo suas temperaturas muitas vezes acima da temperatura do ar com média de 24,0 °C. Este fato pode estar relacionado às altas temperaturas alcançadas nos processos de decomposição dos resíduos orgânicos contidos ali, outros comportamentos interessantes tiveram os poços 10 e 12, onde as temperaturas de suas águas estiveram mais elevadas no período mais frio, fato este também relacionado às atividades metabólicas no próprio ponto, sendo proveniente da alta carga orgânica deixada sobre o solo proveniente da criação de animais próxima e ou trazida com o escoamento superficial da água de outros pontos da área, podendo ser constatado pelos valores de DQO mais altos em comparação com os outros poços, Tabela 06. A formação de uma lâmina d'água de 5 a 10 cm em períodos de chuvas mais intensas, que permanece por vários dias até ser evaporada pelo sol, foi observada no mesmo local, podendo estar então promovendo o aquecimento do solo e, conseqüentemente, a água subterrânea.

O pH com um comportamento similar à temperatura tem uma redução de valor dos pontos mais próximos do aterro para os pontos mais distantes, com um leve aumento no rio, talvez pelo fato de a coleta ter sido feita em água corrente neste ponto, e da presença de animais domésticos, possíveis fontes de amônia, o que faz com que o pH seja mais elevado, Figura 12. Outro fator que pode ser considerado é o de que neste aterro estão sendo utilizados desde 2004, para a cobertura dos resíduos, os restos de construção e demolição (RCD), que possuem em sua composição sulfatos e hidróxidos (cimento, concretos e argamassas), que contribuem para a elevação do pH (SOLCI et al., 2006).

Estudos efetuados na área da Universidade Estadual de Londrina indicaram que o pH das águas das chuvas da região situa-se entre os valores de 4,94 e 6,57 para um sistema de coleta úmida, ou seja, somente das chuvas sem a deposição seca (SOLCI et al., 2006). A chuva com pH inferior a 5,6 é considerada como “chuva ácida”, levando em conta a concentração natural de CO₂ e compostos de enxofre na atmosfera. Estando de acordo, então, o fato do pH da água dos poços estar na maioria deles próximos de 6,0 e, no caso dos poços 08, 11 e P. da Lagoa abaixo deste valor, por estarem mais afastados da área de influência do aterro.

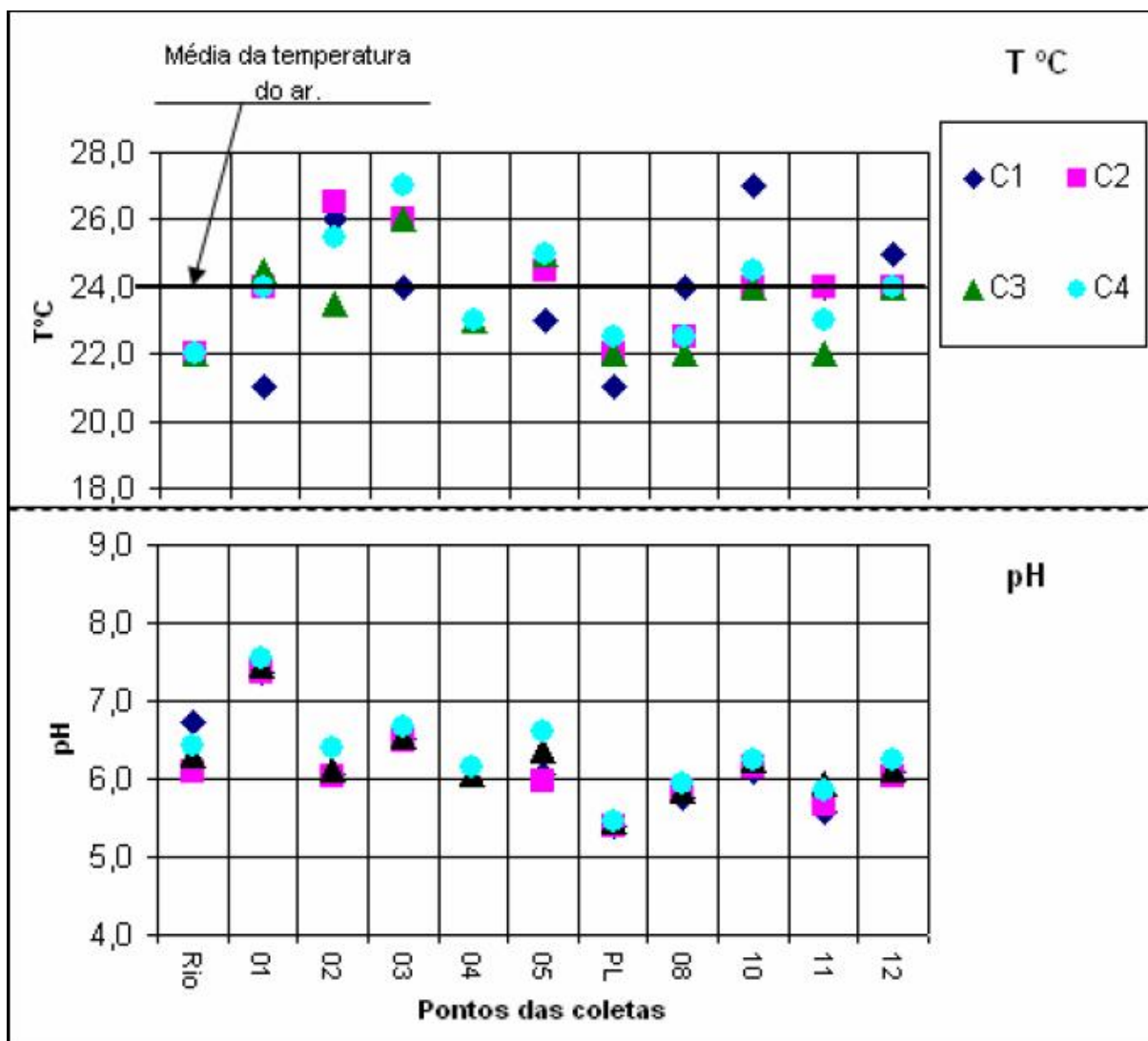


Figura 12 – Gráfico da temperatura (superior) e do pH (inferior) das amostras de água nas coletas C1 (11/07/2005), C2 (30/08/2005), C3 (14/11/2005) e C4 (10/03/2006).

Na primeira coleta em 11/07/2005, quando foi realizado a purga dos poços, considerando também o período de pouca chuva, foram constatados os mais altos valores de turbidez em quase todos os pontos, contra os menores na última coleta com a maior pluviometria, Tabela 04. A diluição das amostras com as chuvas permite confirmar a intenção de não perturbar o sistema que se altera tão somente pelas variações locais do clima.

As partículas coloidais podem reter bactérias e resíduos orgânicos no fundo dos poços, promovendo a decomposição anaeróbia da matéria orgânica. Os dados de sólidos totais dissolvidos (STD) foram obtidos de parâmetros fornecidos pelo fabricante do aparelho para a medida de condutividade, já que possuem uma boa correlação. Os valores também diminuíram com o aumento das chuvas, a exemplo da turbidez, com exceção das amostras dos

poços 02, 10 e 12, que tiveram seus valores aumentados. Existindo uma estreita relação dos STD com a presença de microorganismos decompositores, compostos orgânicos, sulfatos e cloretos, pode-se atribuir estes o aumento dos valores em destaque, conforme os teores de nitrato e DQO maiores que nas demais amostras, Tabela 06, indicando que pode haver uma maior mineralização da matéria orgânica pela presença de microorganismos decompositores.

4.2 OS METAIS SOLÚVEIS LIXIVIADOS DO ATERRO

A origem dos sais solúveis nos lixiviados de um aterro sanitário pode ser diversa, desde sais de compostos orgânicos (acetatos, oxalatos e citratos), que são produtos da decomposição da matéria orgânica e sais inorgânicos que são dissolvidos dos diversos materiais ali dispostos (cloretos, sulfatos e carbonatos). No caso do aterro do município de Londrina que se utiliza de resíduos de construção e demolição (RCD) para a cobertura dos resíduos, ainda podemos ter a solubilização dos compostos contidos neste material (argamassa e cimento), hidróxidos e sulfatos.

A correlação entre a CE e os diversos metais de sais solúveis, quando bastante lineares, pode ser usada como parâmetro de confiabilidade de suas análises, e estes como indicadores da salinidade, do risco de sodificação do solo e das suas variações sazonais. No tocante à avaliação global da salinidade, a CE é, certamente, o indicador mais utilizado conforme SUASSUNA (1992).

A Figura 13 apresenta os gráficos da correlação existente entre a CE e Ca, Mg e Na (mEq/L). Optou-se por utilizar as concentrações em miliequivalentes por litro para se adequar às atividades dos íons da solução, apesar de que no caso da água subterrânea, a concentração iônica é elevada, existindo muitas interações que deveriam ser consideradas, porém para o objetivo deste trabalho a simplificação pôde ser feita. As melhores correlações com a CE são para os metais Ca e Na. Para as amostras de maior CE a dispersão dos pontos aumenta muito, então para melhorar a visualização optou-se por retirar os pontos referentes às amostras do Pç 01, que alcançam valores de CE acima de $6000\mu\text{S cm}^{-1}$, Tabela 05

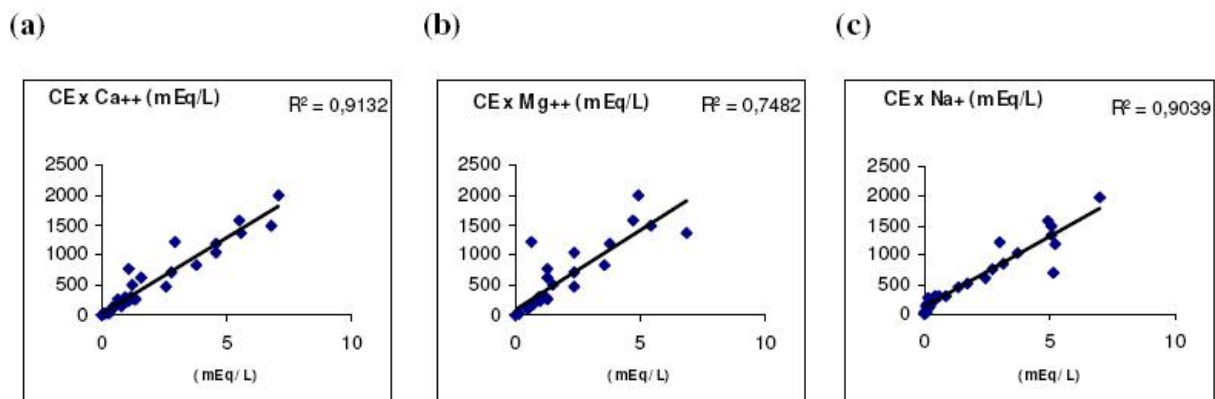


Figura 13 – Correlação de parâmetros entre a condutividade elétrica (CE) e: (a) Ca^{2+} , (b) Mg^{2+} e (c) Na^+ .

Nestes gráficos a dispersão nos pontos pode ser um indicativo da extensão da faixa dos desvios dos métodos analíticos. O nível de correlação nas figuras (a) e (c) indica que, para estes metais, a dissociação dos íons é elevada, sendo seus sais, então, bastante solúveis. Observando a figura (b), pode-se dizer que os compostos contendo Mg não estão totalmente disponíveis nas amostras, já que o método de análise por absorção atômica indica a sua concentração total, e sua menor correlação com a CE pode ser o indicador de que parte dele está imobilizada em compostos menos dissociados, e não se encontra totalmente na forma livre na água subterrânea.

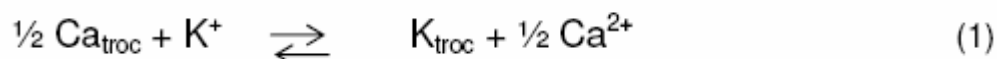
Os metais destacados são as espécies de maior importância para os processos de salinidade e sodicidade do solo, que ocorrem quando do uso de água com altos teores de sais na irrigação.

Ao longo do córrego dos Periquitos existem muitas propriedades rurais de pequeno porte, que se utilizam de suas águas para irrigação das áreas de plantações, rega de hortaliças e outros, por este motivo o estudo dos metais solúveis nos pontos de amostragem foram submetidos aos métodos de avaliação para águas de irrigação, que são baseados na razão de adsorção de sódio (RAS) e na condutividade elétrica (CE) Suassuna (1992), Costa (2004), Maia et. al.(1998), Oliveira et al. (2005), e outros.

4.2.1 Os Metais Solúveis e a Condutividade Elétrica da Água

A CE possui uma boa correlação com a concentração de sais, e pode ser usada para estimar a concentração salina total, e ao se descrever a sodicidade, ou seja, a

relação entre o sódio e os cátions da solução, utiliza-se a equação $RAS = \{Na^+ / [(Ca^{2+} + Mg^{2+})/2]^{1/2}\}$ (mmol/L) que é derivada da equação de Gapon, equações (01), (02), (03), (04) e (05). Nestas equações se descreve o intercâmbio entre os cátions das fases trocáveis e solúveis como uma reação química, onde a relação entre um cátion monovalente e um divalente é representada na equação (1):



sendo os cátions Ca_{troc} e K_{troc} , os íons adsorvidos na fase sólida, e Ca^{2+} e K^+ , os que se encontram livres na solução do solo. Quando se encontra em equilíbrio esta reação dá origem a uma constante K_G , (constante de Gapon), equação (2):

$$K_G = K_{\text{troc}} (Ca^{2+})^{1/2} / \frac{1}{2} Ca_{\text{troc}} K^+ \quad (2)$$

onde os cátions divalentes estariam sob a raiz quadrada e os trivalentes, sob raiz cúbica, para adequar as atividades dos íons. A constante de Gapon pode ser utilizada para estimar a seletividade (preferência) da fase sólida de um íon da solução do solo na presença de outros íons (MEURER, 2000). Dada a dificuldade em se determinar a atividade iônica na fase interna do equilíbrio catiônico, pois seus íons se apresentam adsorvidos e não em solução, o cálculo de uma constante de equilíbrio ou produto de solubilidade é impossível. Por este motivo a proposta de Gapon é bem aceita, por se tratar apenas do cálculo de um coeficiente de proporcionalidade entre pares de íons presentes na fase interna e externa do sistema de trocas catiônicas (FASSBENDER, 1982).

Uma variação desta equação dá origem a RAS, onde se faz a média dos cátions Ca^{2+} e Mg^{2+} , e a substituição do K^+ para o Na^+ , tanto na fase adsorvida como na solução, adequando a equação para que as fases fiquem do mesmo lado conforme (3):

$$\frac{[Na]_{\text{troc}}}{\frac{1}{2}([Ca]_{\text{troc}} + [Mg]_{\text{troc}})} \times K_G = \frac{[Na^+]}{([Ca^{2+}] + [Mg^{2+}])^{1/2}} \quad (3)$$

considerando-se a fase trocável como constante temos:

$$\frac{[\text{Na}]_{\text{troc}}}{\frac{1/2([\text{Ca}]_{\text{troc}} + [\text{Mg}]_{\text{troc}}) \times K_G}{2}} = \text{RAS} \quad (4)$$

chegando à equação da Razão de Adsorção de Sódio (RAS), substituindo 04 na equação 05:

$$\text{RAS} = \frac{[\text{Na}^+]}{\frac{([\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}])^{1/2}}{2}} \quad (5)$$

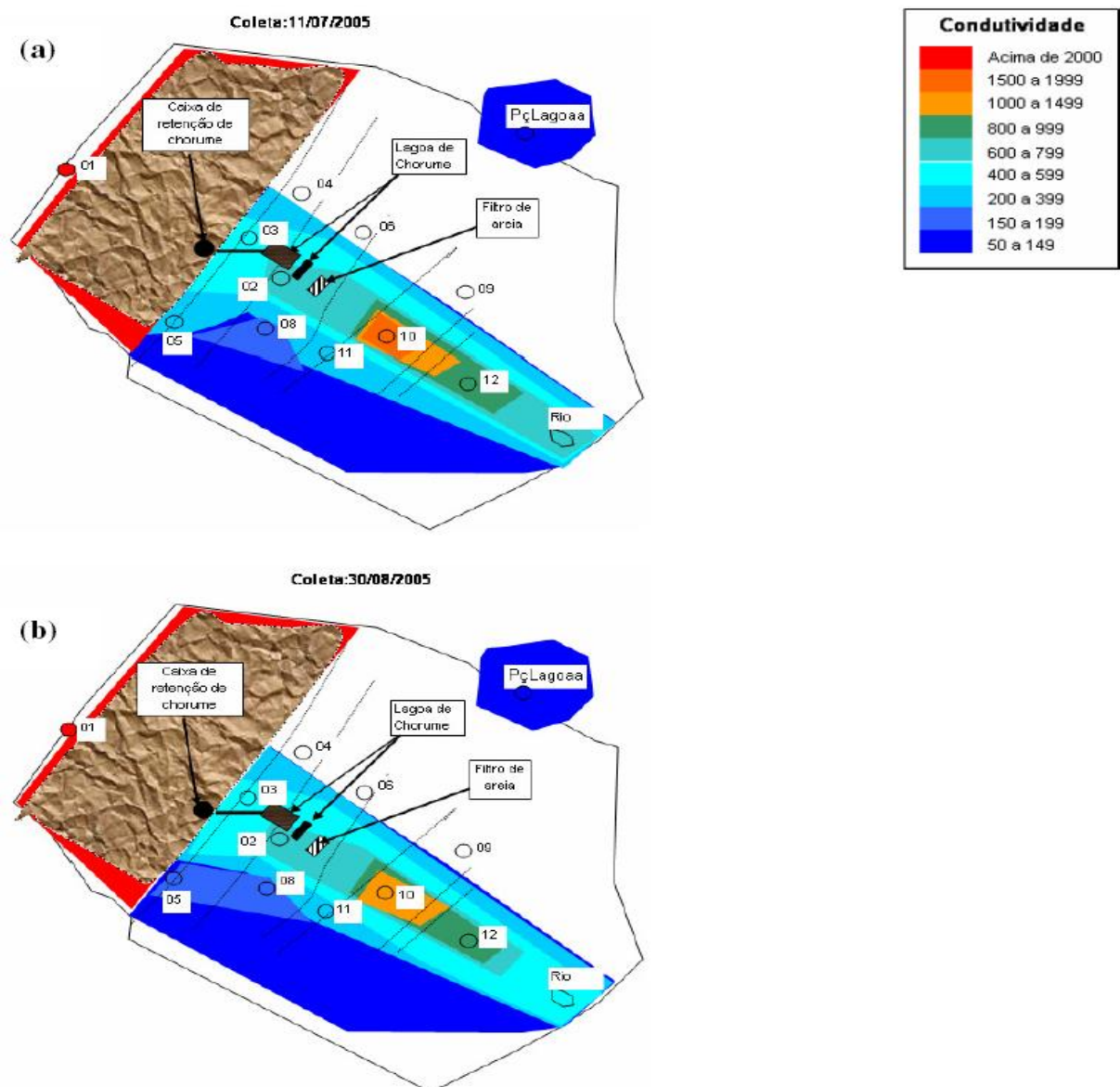
O aumento da concentração de um íon na solução do solo pode provocar o deslocamento de íons adsorvidos, pelo princípio de ação das massas. Isto quer dizer que é possível que cátions de menor valência desloquem outro de maior valência, desde que sua concentração na solução do solo seja alta (MEURER, 2000). Este processo tem ocorrido ao longo dos anos nos solos sob influência do aterro, que podem estar comprometidos pela salinização acelerada. Como consequência deste fato, a elevação da concentração dos sais na água subterrânea no decorrer do tempo pode comprometer a água do córrego, chegando ao ponto de inviabilizar o seu uso para irrigação. Segundo Oliveira et al (2005), os problemas associados à salinização dos solos são de grande interferência econômica em áreas irrigadas, pois podem tornar um solo improdutivo ou de baixa produtividade, pelo fato da água de irrigação adicionar sais ao solo, o que unido a problemas de drenagem impede a lixiviação desses sais. A deficiência na drenagem pode promover a elevação do lençol freático, contribuindo ainda mais para a salinização do solo, através do processo de ascensão capilar. Para Eilers (1995), citado por Costa (2004), a salinização do solo ocorre em lugares onde as seguintes condições coexistem: presença de sais solúveis no solo; alto nível do lençol d'água; e alta velocidade de evaporação. Segundo o mesmo autor, dentre os fatores que controlam a ocorrência, a extensão e o nível de salinidade do solo incluem-se: os de longa duração (materiais formadores do solo, topografia, drenagem do solo, hidrologia das águas subterrâneas e clima regional) e os de curta duração (precipitação, evaporação, uso da terra e práticas de cultivo). Inclui-se no rol de fatores de longa duração fontes como aterros controlados e lixões, pois estes não dispõem de impermeabilização de fundo, no caso o aterro de Londrina, cuja área já é utilizada há quase 30 anos.

O fluxo contínuo dos sais lixiviados do aterro em direção ao vale trazem a preocupação sobre possíveis problemas que no futuro podem surgir para as populações que se utilizam da água do rio em suas propriedades. A cada estiagem mais prolongada, quando ocorre a redução do volume de água do córrego e aumenta a necessidade de seu uso, um fluxo

mais concentrado de sais solúveis chega até os pontos de afloramento do lençol freático e faz crescer o risco de salinização dos solos próximos às suas margens.

4.2.2 Os Mapas de Isoconcentrações

Com o objetivo de visualizar este processo foram elaborados os mapas das Figuras 14, 15 e 16. Pode-se observar neles os sistemas instalados no aterro identificando alguns, tais como: a caixa de retenção de chorume que é utilizada para captar as águas dos drenos horizontais, aonde chega o líquido por gravidade; as lagoas de chorume que servem de área de tratamento biológico aeróbio, para a redução da carga orgânica, e o filtro de areia que seria usado para a filtração e o descarte do efluente tratado.



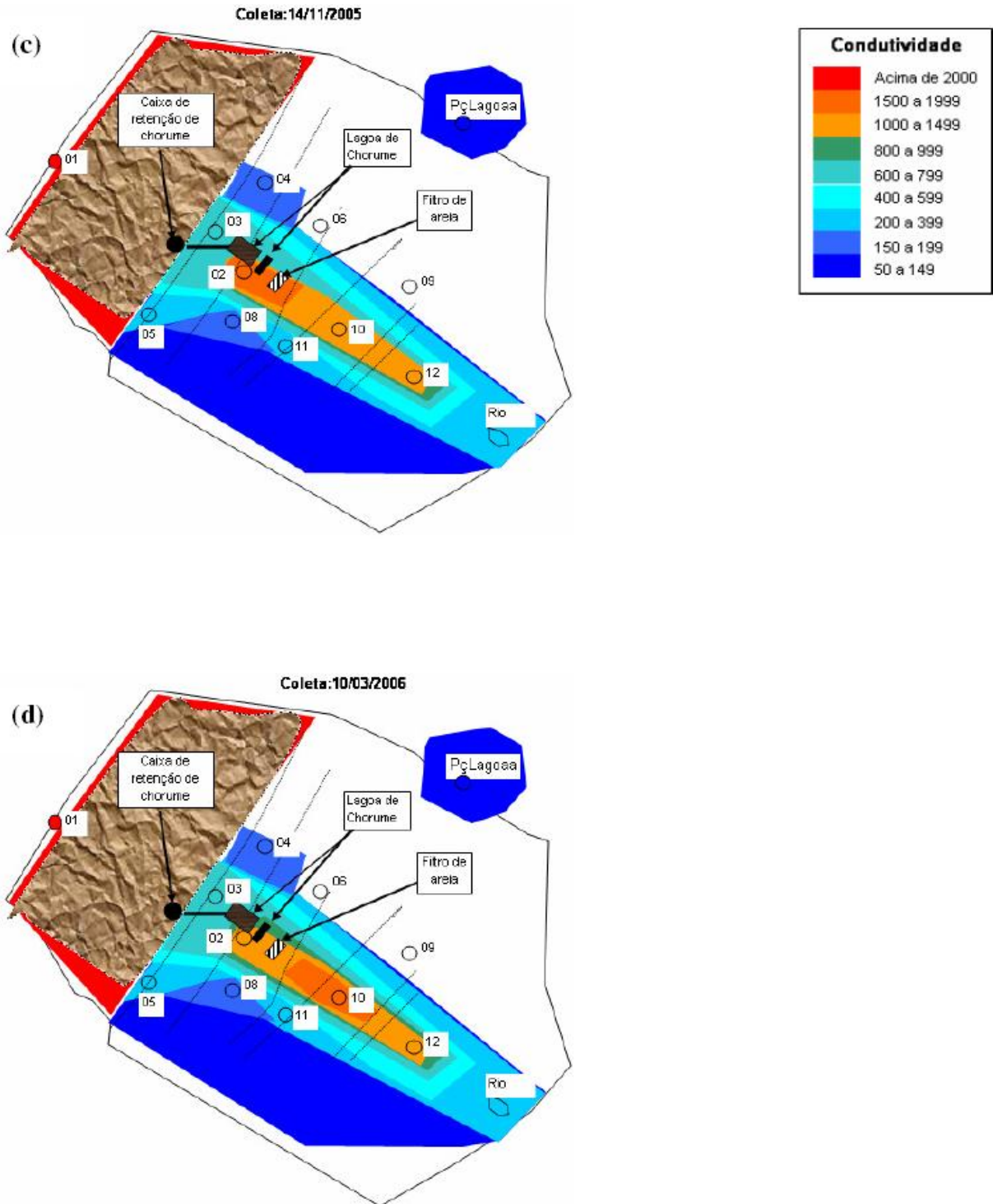


Figura 14 – Mapa de isovalores de condutividade elétrica (CE), nas coletas em: (a) 11/07/05, (b) 10/08/05, (c) 14/11/06 e (d) 10/03/06.

Os mapas de isoconcentrações foram construídos partindo da premissa de que a origem dos lixiviados fosse o aterro e que se seguisse a topografia do terreno.

Os poços de monitoramento estão marcados com seus respectivos números, e o poço da lagoa, que fica fora do perímetro do aterro, está alocado em um ponto aleatório do

mapa, apenas para que as suas características fossem destacadas. O círculo indicando o poço é a referência para marcar a cor relacionada à concentração do elemento, seguindo de um para o outro decrescendo ou aumentando, para atingir a concentração do outro ponto de coleta. Esta seqüência de poços utiliza o critério de seguir com a cor até a metade do caminho da outra cor, conforme a escala de cores adotadas. Os índices de cores seguem o mesmo padrão em todos os mapas para que a identificação de aumento ou queda seja visualizada facilmente.

Ao observar o mapa da Figura 14 (a), coleta de 11/07/2005 (C1), é muito parecido com o da Figura 14 (b), coleta de 30/08/2005 (C2), as condições, temperatura, precipitação de chuvas e sistema de amostragem, são os mesmos, a diferença está no fato de que (C1) foi efetuada após o esgotamento dos poços, e o ponto de amostragem no rio foi outro.

Observa-se que os poços 05, 10 e rio têm suas condutividades mais altas no mapa da Figura 14 (a) que no da 14 (b), podendo estar relacionado, no caso dos poços 05 e 10, à perturbação do sistema pelo rebaixamento do nível da água e posterior nivelamento, e este movimento pode ter provocado o aumento na concentração dos sais.

A diferença na condutividade do rio pode ser resultado da mudança de posição no ponto de amostragem. No caso do rio, aumenta a preocupação sobre onde e como amostrar, e se este procedimento é realmente representativo do problema em questão. Por este motivo foi tomado o cuidado de se recolher as amostras sempre no mesmo ponto e o mais próximo possível do afloramento da água no solo, nas amostragens (C2), (C3) e (C4).

Os mapas da Figura 14 (b, c e d) ilustram o efeito das chuvas na condutividade, onde pode ser observado um aumento em quase todos os poços, com exceção dos pontos 08, 11 e rio. Este fato contraria as expectativas de que pudesse ocorrer uma diluição na concentração dos íons em solução. Costa (2004), que desenvolveu trabalhos com o objetivo de avaliar o solo de uma área de 40,5 ha para fins agrícolas, situada no município de Afonso Bezerra-RN, com solo e o extrato saturado do solo, constatou que em se tratando dos cátions Ca^{+2} e Mg^{+2} solúveis, a variação dos níveis de concentração nas diversas camadas do solo foi exatamente o inverso da variação ocorrida nos teores de Ca^{+2} e Mg^{+2} trocáveis. Dessa forma, enquanto as concentrações de Ca^{+2} e Mg^{+2} trocáveis aumentaram com a profundidade, no extrato saturado as concentrações de Ca^{+2} e Mg^{+2} solúveis diminuíram.

Moreno et al. (1995), que desenvolveram estudos para um sistema de drenagem com o objetivo de reduzir a salinização de uma área irrigada de solos pantanosos ao sudoeste da Espanha, observaram a elevação dos valores da CE no primeiro momento da irrigação, seguido de uma diminuição para os valores mínimos, atribuindo este fato à

lixiviação de sais acumulados na superfície das fissuras e espaços existentes no interior do solo, seguido da diluição destes.

Os fatos observados pelos autores já referidos podem explicar a seqüência de alterações ocorridas nos mapas de isoconcentrações da condutividade, apresentadas nos mesmos. O fato é que, com as chuvas, houve uma diluição na CE do poço 01 que é utilizado como representativo dos parâmetros dos resíduos, Tabela 05, logo a explicação para o caso de ter aumentado a CE nos referidos poços, é de que os sais estavam precipitados e ou depositados nos espaços e fissuras do solo, próximos à superfície, e ou de que o aumento do nível do lençol freático alcançou uma faixa de solo com maior concentração de sais solúveis.

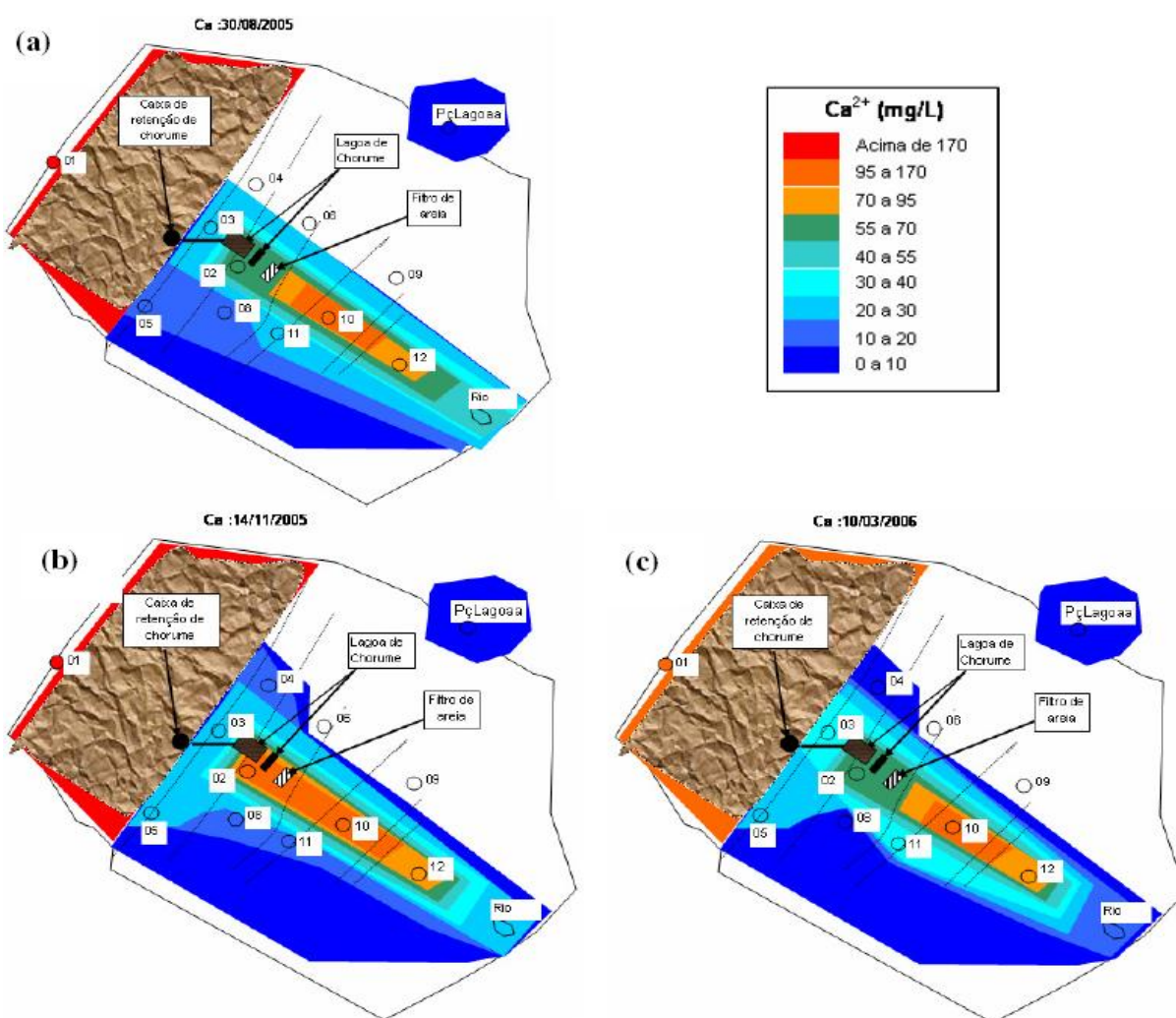
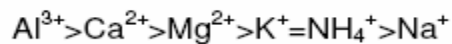


Figura 15 – Mapa de Isoconcentração de Ca, nas coletas em: (a) 10/08/05, (b) 14/11/06 e (c) 10/03/06.

Os mapas da Figura 15 (a, b e c) se referem à concentração do metal Ca nos poços. Ocorre uma diluição constante deste metal no rio, à medida que as chuvas aumentavam. As explicações para as alterações nos demais poços, exceto os poços 10 e 12,

que possuem altas concentrações de sais, também podem estar contidas no equilíbrio existente entre os íons adsorvidos à fase sólida do solo, na forma de complexos de esfera externa (trocaíveis) e os íons da solução do solo. Como os íons trocaíveis estão ligados à fase sólida do solo por forças eletrostáticas, possuindo uma seletividade para a troca conforme a seqüência detalhada para íons com valência diferente, geralmente aqueles com mais alta carga serão preferidos pela superfície carregada (MEURER, 2000):



assim, o aumento do nível do lençol freático, nos poços da parte mais alta do relevo, traz consigo uma concentração maior de outros íons que promovem a troca iônica entre o solo e sua solução, aumentando a concentração de íons como o Ca^{2+} , que tem a preferência para estar adsorvido às partículas de solo. Na Figura 16 pode ser percebido o aumento da concentração de sódio com o aumento das chuvas, nas partes mais altas do terreno.

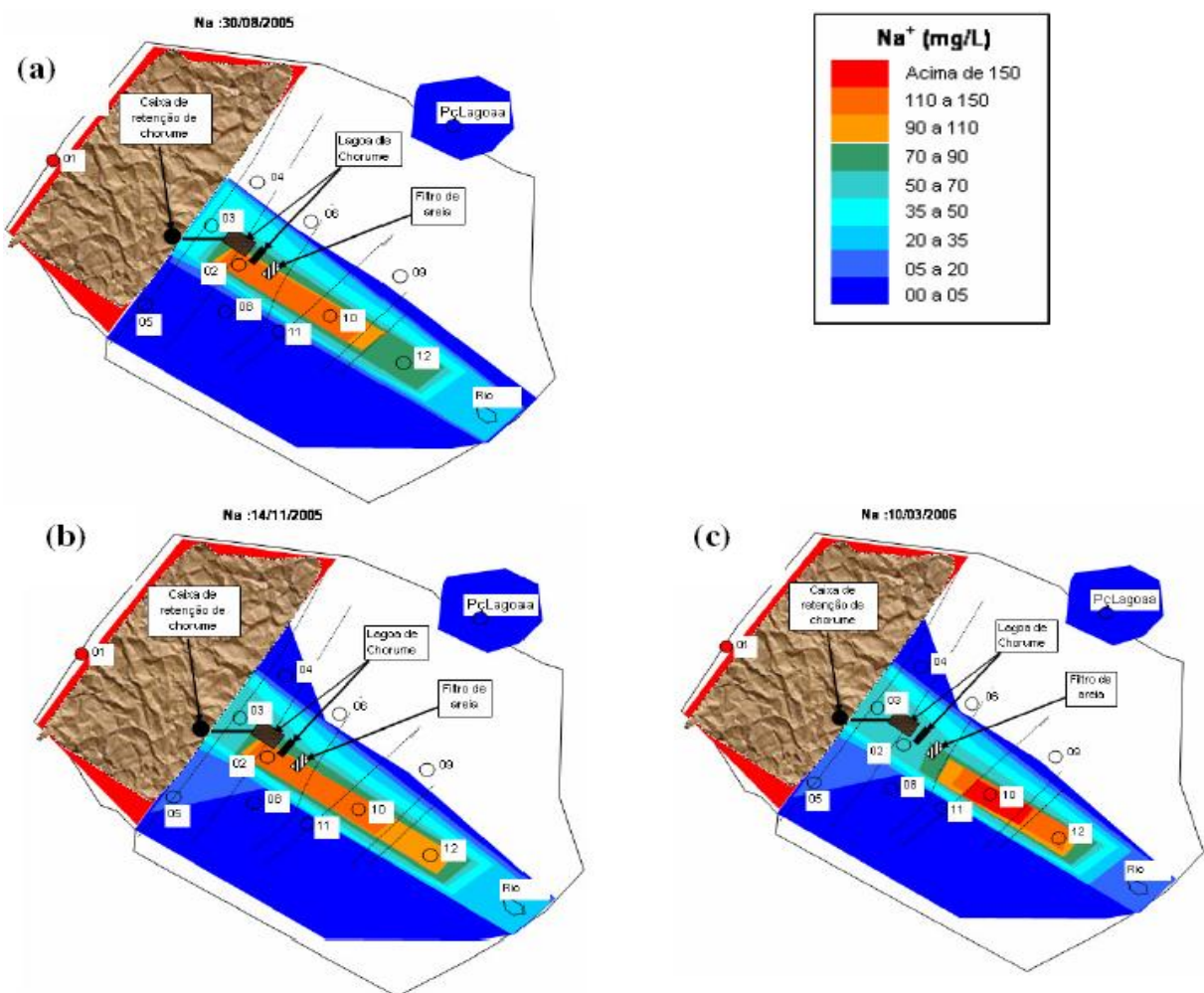


Figura 16 – Mapa de Isoconcentração de Na, nas coletas em: (a) 30/08/05, (b) 14/11/06 e (c) 10/03/06.

4.2.3 A Salinidade, a Sodicidade e a Razão de Adsorção de Sódio (RAS)

O grande problema do fato de existir uma fonte de lixiviados pontual e constante, é que com a saturação do solo este processo vai se propagando pelas áreas vizinhas aos locais de contaminação, e o corpo hídrico pode servir de condutor deste para locais ainda mais distantes.

Soares (2006) comenta que diversos estudos, sendo sua maioria em escala de laboratório, firmaram níveis e métodos de avaliação dos índices e problemas decorrentes do aumento dos sais no solo. Esta majoração das concentrações podem se originar nos processos de irrigação com águas subterrâneas salinizadas e ou por condições de drenagem, levando à deficiência das quantidades de água no solo. O excesso de sais solúveis leva à redução do potencial osmótico da solução do solo, dificultando a absorção de água pela planta, causando desequilíbrio nutricional e afetando o desenvolvimento das culturas. Quando a salinidade não é muito elevada e o sódio é o íon predominante, verificam-se toxidez nas plantas, dispersão de argilas e desestruturação dos solos, tornando-os impermeáveis, segundo Lebron et al., (2002) e McBride e Baveye (2002), citados por Ruiz et al (2004).

A razão de adsorção de sódio (RAS) tem efeito reconhecido sobre as propriedades físicas e químicas do solo. Elevados valores de RAS podem resultar em um decréscimo na condutividade hidráulica do solo, reduz a estabilidade dos agregados, ocorre a dispersão das argilas, o aumento de volume das argilas expansíveis (inchaço), formação de crosta superficial e redução da produtividade de culturas. Alguns trabalhos atestam que pode ocorrer uma redução na condutividade hidráulica do solo em mais de 25%, dependendo da composição deste. Valores de RAS entre 3-6 (mEq/L) e CE acima de 1000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ podem significar o começo dos problemas de infiltração no solo. Os valores sugeridos se situam numa CE menor que 400 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (SOARES et al., 2006).

Observando os valores de CE e RAS, o poço 01 possui restrições severas quanto ao uso de sua água para irrigação. Os poços 02, 10 e 12 possuem CE alta, indicando tendência à salinização.

Tabela 8 – Classificação das águas dos poços quanto ao risco de salinidade e risco de sodicidade, segundo Maia et al (1998).

| Coletas Riscos>>> Poços | C2 | | C3 | | C4 | |
|-------------------------------|----|-----|----|-----|----|-----|
| | RS | RNa | RS | RNa | RS | RNa |
| Rio | M | B | M | B | M | B |
| 01 | EA | MF | EA | MF | MA | MF |
| 02 | M | B | A | B | A | B |
| 03 | M | B | A | B | M | B |
| 04 | * | * | B | B | B | B |
| 05 | B | B | M | B | M | B |
| ** PL | N | B | N | B | N | B |
| 08 | B | B | B | B | B | B |
| 10 | A | B | A | B | A | B |
| 11 | M | B | M | B | B | B |
| 12 | A | B | A | B | A | B |

Obs.: quanto ao risco: N-nulo; B-baixo; M-médio; A-alto; EA-excepcionalmente alto; MA-muito alto e MF-muito forte.

* , não havia água no poço na coleta;

** - poço da lagoa (referência);

RS – risco de salinidade;

RNa – risco de sodicidade;

O Laboratório de Salinidade dos Estados Unidos (United States Salinity Laboratory U.S.S.L.), em 1954, propõe a classificação das águas para o uso na agricultura baseada na RAS e CE (CETESB, 1978). Classificação que pode ser observada na Tabela 08 e Figura 17, para os pontos de amostragem, onde os parâmetros de concentração dos cátions foram calculados em miliequivalentes por litro. Os riscos de salinidade/sodicidade seguem a seguinte classificação: Baixa/Baixo, onde a água pode ser usada na maioria dos solos e culturas; Média/Baixo e Alta/Baixo, só pode ser usada em solos bem drenados e em culturas com certa tolerância ao sal (OLIVEIRA, 2005).

O metal Mg, que participa no cálculo da RAS, tem muita influência nos processos de salinização e sodificação, destaca-se como característica o fato de que sempre sua concentração apresenta valores próximos à metade dos valores das concentrações do metal Ca, corroborando com as observações nos trabalhos de Costa (2004), que observou o fato de que as concentrações do magnésio foram sempre menores que as do cálcio em seus estudos com solo e extrato saturado do solo.

O metal K não tem grande influência na salinização, mesmo participando ativamente das reações do solo. É encontrado em grande concentração no poço 01, tendo então a mesma origem do Na. Sua concentração é maior nos poços 02 e 03, próximos do

aterro, e se mantém quase constante nos demais pontos, inclusive não diferenciando entre os poços da parte mais alta para os das áreas mais baixas. Acredita-se, neste caso, que os processos de atenuação sejam mais eficazes para o K que para o Na, na seqüência de intercâmbio catiônico, é maior a preferência da fase sólida por íon K⁺ que para o íon Na⁺.

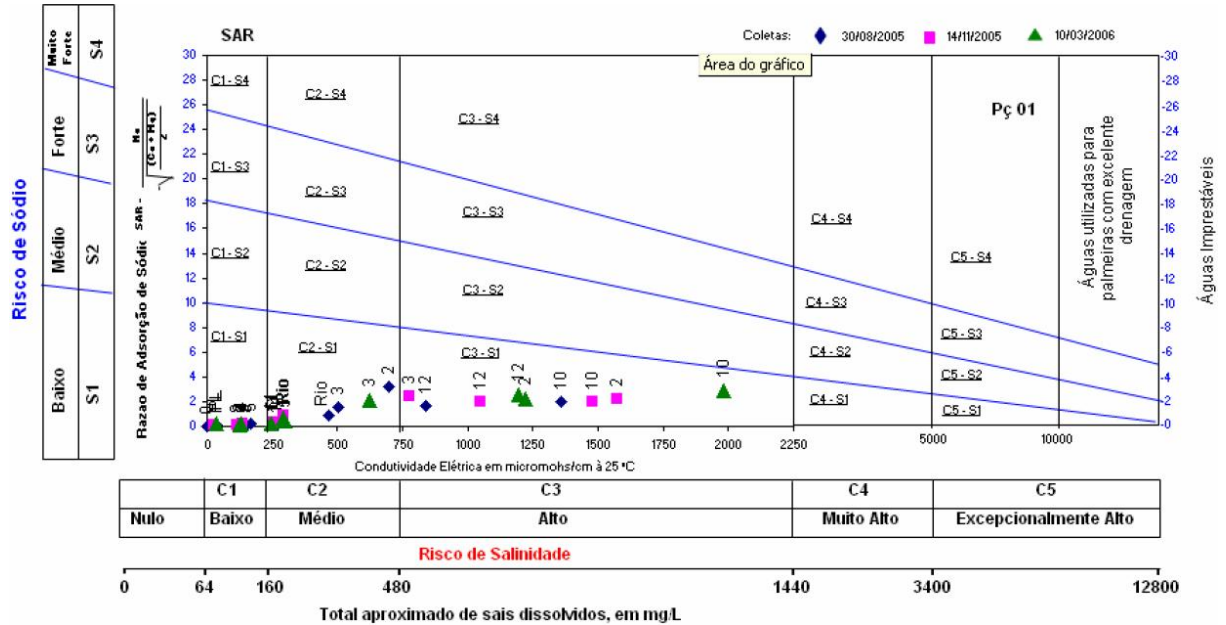


Figura 17– Diagrama da razão de adsorção de sódio (RAS) x condutividade elétrica (CE), das amostras de água dos poços.

4.2.4 Os Caminhos dos Lixiviados

Na Figura 12 observa-se claramente a diferenciação dos pontos de amostragem, onde pode-se destacar os poços 02, 03, 10, 12 e rio. Se considerarmos como representativo da concentração inicial dos metais solúveis na água subterrânea o poço 01, podendo então estimar o percentual de redução desta concentração nestes pontos em função das chuvas, e dos mecanismos de atenuação do solo, Tabela 9.

Tabela 9 – Percentual de queda da concentração dos metais solúveis (-%), a partir do poço 01.

| | | Poço>> | | | | |
|----------------|-------------------|---------------------|-----------|-----------|-----------|------------|
| Coletas | Parâmetros | 03 | 02 | 10 | 12 | Rio |
| C1 | CE | -90 | -87 | -74 | -85 | -89 |
| | Na | -97 | -91 | -91 | -94 | -97 |
| | K | -99 | -99 | -100 | -100 | -100 |
| C2 | Ca | -94 | -87 | -73 | -82 | -87 |
| | Mg | -90 | -84 | -54 | -76 | -84 |
| | CE | -92 | -88 | -78 | -86 | -92 |
| C3 | Na | -94 | -88 | -88 | -91 | -98 |
| | K | -97 | -98 | -99 | -100 | -100 |
| | Ca | -96 | -80 | -76 | -84 | -96 |
| | Mg | -89 | -62 | -56 | -81 | -92 |
| | CE | -86 | -72 | -73 | -81 | -95 |
| C4 | Na | -91 | -89 | -75 | -81 | -98 |
| | K | -94 | -99 | -99 | -99 | -100 |
| | Ca | -82 | -65 | -16 | -46 | -89 |
| | Mg | -94 | -97 | -77 | -82 | -96 |
| | CE | -79 | -60 | -34 | -60 | -90 |

Para o metal Na, podemos observar, na coleta C2, que o percentual de queda no poço 03 é maior que nos poços abaixo dele, sendo muito próximo do percentual do rio. O percentual de queda dos poços 02 e 10 são praticamente iguais, indicando que não houve redução da concentração no espaço existente entre eles. Na coleta C3 o percentual de queda da concentração no rio aumenta um pouco, tendo como causa provável a diluição pelas chuvas. Para a coleta C4 a concentração de Na tem um grande aumento nos poços 10 e 12, que pode ser explicado pelo fato de ser uma área de alagamento, ligado a uma menor permeabilidade do solo e à elevação do nível do lençol freático, que pode causar a sodificação do solo.

O metal K na coleta C2 praticamente não chega a sair da área do aterro, a sua concentração nas águas dos poços é muito pequena. Os baixos níveis de concentração deste metal, nos demais pontos, podem ter relação com o fato da concentração deste estar mais relacionada à decomposição da matéria orgânica superficial e processos de trocas iônicas no solo.

O metal Ca em C2 no poço 03 tem um comportamento similar ao Na. As causas da maior queda na concentração deste metal no poço 02 do que nos poços 10 e 12 podem ter origem no aporte de matéria orgânica depositada na área de alagamento compreendida entre os poços 10 e 12. Observando um aumento na concentração de nitratos na água dos poços 10 e 12, indicativos da mineralização da matéria orgânica, justificando a maior concentração de Ca nestes pontos.

O íon Mg^{2+} , Tabela 09, dá uma clara noção do caminho que os metais solúveis percorrem até chegar ao rio (no ponto de coleta escolhido), a variação da concentração deste metal no poço 12 pressupõe que sua origem no rio só pode partir deste ponto, já que no poço 02 em C2 e C4 a queda percentual é praticamente a mesma que no ponto de coleta no rio.

O percentual de queda da CE evidencia o fato de que a origem dos metais solúveis nos poços 02 e 10 tem caminhos diferentes no solo, representando o total de sais contidos na água, ela mostra que a concentração destes é maior no poço 10 que no poço 02, que fica numa posição mais acima na topografia do terreno.

4.3 OS METAIS PESADOS

Os metais pesados são grande fonte de preocupação da sociedade quanto ao seu potencial tóxico para as plantas, animais e o homem, que, direta ou indiretamente, se vêem expostos aos efeitos nocivos daqueles à sua saúde.

O termo metal pesado se refere a uma classe de elementos químicos, muitos dos quais são venenosos para os seres humanos, porém, até o momento, não se constatou mudanças no ambiente por parte destes metais, que possam constituir um perigo difundido por toda parte (BAIRD,2002).

Alguns meios de adubação orgânica podem estar levando elementos traço (metais pesados) ao ambiente natural, como no caso dos resíduos de curtume que contêm cromo (MEURER, 2000).

Dos metais analisados (Cd, Cr, Co, Pb, Ni e Mn), não foram detectados Cd e Ni em nenhuma das amostras. O Cr foi detectado na água dos poços 02, 10 e 12, porém, em concentrações abaixo do valor máximo permitido para substâncias químicas que representem risco à saúde, segundo os limites determinados pela portaria nº1469/2000 do Ministério da Saúde.

O cobalto não consta na portaria 1469/2000, porém, teve valores acima do recomendado pela resolução CONAMA 20/86 na água dos poços 01, 02, 03, 10 e 12, com exceção do poço 01, os demais ficam na área de vale logo abaixo do talude dos resíduos, sendo que os valores das concentrações encontradas elevaram-se com as chuvas, o que pode estar relacionado à origem deste metal nos resíduos do aterro.

O chumbo não segue um padrão de comportamento, nos valores encontrados, não pode ser correlacionado com as chuvas nem com a posição geográfica do poço. Em todas as amostras em que foi detectado, seus valores estavam acima do recomendado (portaria 1469/2000). Este fato leva a crer que sua origem está ligada aos usos do solo próximo ao aterro, sendo área agrícola, é comum a aplicação de adubos químicos e defensivos agrícolas que podem conter este metal em sua composição. Porém não descartamos a possibilidade de descartes de materiais como tintas, metais, etc. que possam conter chumbo em sua composição nos resíduos do aterro.

Os elevados valores do manganês, e sendo este detectado em todos os poços, leva a creditar sua presença na água originada por processos geoquímicos do solo, porém, como os valores mais altos alcançados foram nas águas dos poços 02, 03, 04, 10 e 12, que ficam sob a área em que se localiza a pluma de contaminação (GALLAS, 2005), o metal pode ter sido solubilizado do solo por compostos contidos nos lixiviados do aterro.

O branco escolhido, poço da lagoa (PL), não possui nenhuma restrição quanto à presença de metais pesados nas amostras de suas águas, tornando-se uma boa referência da qualidade da água da região, ou *background*.

No trabalho de Oliveira (2004), que visava avaliar a qualidade das águas subterrâneas do Aquífero Botucatu, determinando, entre outros, metais pesados no efluente líquido do aterro sanitário municipal de Botucatu/SP, encontrou os metais Cd, Cr, Pb, Ni e Zn nas amostras de água subterrânea do piezômetro denominado P1. Porém, somente as concentrações de Cd e Pb estavam em desacordo com os padrões de potabilidade da água estabelecidos pela portaria 36/90 do Ministério da Saúde. Atribuindo aos mecanismos atenuadores do solo, retenção e ou lixiviação, as baixas concentrações encontradas. O autor cita Rocca et al. (1993), que concluíram em seus trabalhos que a água contaminada quando entra no solo ou aquífero, a concentração dos poluentes decresce com o aumento da distância do fluxo.

O trabalho de Oliveira (2004), estudando o acúmulo de metais pesados e a capacidade de impermeabilização do solo imediatamente abaixo de uma célula de resíduos, observou que existe um maior deslocamento dos metais leves analisados em relação aos metais pesados. O autor cita que outros trabalhos atestam para a maior sorção de metais pesados, preferencialmente, e que isto está relacionado ao fenômeno de hidratação ou formação de íons complexos. Comenta também que o solo mais próximo aos resíduos apresenta pH numa faixa entre 6 e 7,2, facilitando a hidratação dos metais, sua precipitação e conseqüentemente maior acúmulo.

Em outro trabalho, agora com a disposição no solo de lodo de estação de tratamento de esgotos, para avaliar o comportamento dos metais pesados, Paganini et al (2004) concluem que a grande maioria dos metais pesados apresenta comportamento semelhante, com concentrações elevadas no trecho que vai do ponto de lançamento até a distância de 30 e 50 m do ponto inicial, e que a maioria destes metais pesados (Cu, Zn, Al, Cd, Hg, Mo, Ni e Pb) apresentou concentrações mais elevadas até a profundidade de 20 cm.

Estes estudos corroboram com os resultados obtidos nas análises de metais pesados neste trabalho. Praticamente não foram detectados nas águas da nascente do córrego dos Periquitos, no ponto amostrado, com exceção do Pb (0,01 ppm na coleta C4, limite do padrão da portaria 1469/2000), talvez pelo fato de se encontrar a quase 700m da área de disposição de resíduos. Um outro fator observado, concordante com os referidos trabalhos, é o de que a média do pH da água nos poços 01, 02, 03 e 05 está na faixa entre 6 e 7,44, este último valor encontrado no poço 01 que fica sobre os resíduos, valores que propiciam a retenção dos metais pesados no solo, por complexação ou precipitação, antes de atingirem o lençol subterrâneo.

5 CONCLUSÕES

Os parâmetros físico-químicos, metais solúveis, metais pesados, nitrato, DQO e DBO, puderam dar uma noção do movimento da pluma de contaminação sob influência das chuvas na região, mesmo não sendo fácil o controle para a obtenção de dados.

Foi constatado que a concentração dos sais solúveis na água subterrânea tem seus valores aumentados com a elevação do nível do lençol freático, influenciados por fatores causadores da precipitação dos sais em fissuras e espaços próximos à superfície do solo.

Os parâmetros CE e RAS foram usados para identificar possíveis processos de salinização e sodificação nos solos próximos do aterro, onde foram identificadas restrições de uso da água para irrigação em alguns dos poços amostrados.

As áreas a jusante de aterros controlados e lixões podem ter o solo comprometido no decorrer do tempo com os processos de salinização e sodificação, quer seja por influência direta, quer por influência indireta, como o uso de águas com altas concentrações de sais na irrigação.

Os metais pesados analisados podem ficar retidos no solo logo abaixo dos resíduos, ou próximo à superfície deste, não alcançando o rio no ponto coletado, conforme os valores de concentrações encontrados e, de acordo com o pH das amostras dos poços próximos ao aterro, que propiciam a precipitação destes no solo.

REFERÊNCIAS

BAIRD, C.: *Química ambiental* / Colin Baird; trad. Maria Angeles Lobo Recio e Luiz Carlos Marques Carrera. – 2. ed. – Porto Alegre: Bookman, **2002**.

CAMPOS, J. O.; BRAG, R.; CARVALHO, P. F.: *Manejo de resíduos: pressuposto para gestão ambiental* /Laboratório de Planejamento Municipal - Deplan - IGCE UNESP, **2002**. p.99 – 110

CETESB: *Água subterrânea e poços tubulares*; tradução da primeira edição do original norte-americano publicado pela JOHNSON Division, UOP, Inc., Saint Paul, Minnesota. 3 ed. Ver. São Paulo, CETESB, **1978**. p. ilustr.

CETESB: *Resíduos Sólidos Urbanos e Limpeza Pública*. São Paulo, **1990**. CETESB, *Amostragem e Monitoramento das Águas Subterrâneas*, norma 6410, CETESB, **1988**.

CLEARLY, R. W., MILLER, D. W., *Aspectos fundamentais e monitoramento de água subterrânea*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 3, Fortaleza, 2-6 Set. **1984**.

COSTA, D. M.; HOLANDA, J. S.; FIGUEIREDO FILHO, O. A., *Caracterização de solos quanto à afetação por sais na bacia do rio Cabugi – Afonso Bezerra- RN*, HOLOS, Ano 20, outubro, **2004**.

FASSBENDER, H. W.. *Química del suelos, com énfasis en suelos de América Latina*. – 1. ed., 3. reimpresión. – San José, Costa Rica: IICA, **1982**. 422 p. – (IICA: *Serie de libros y materiales educativos*; n. 24).

FOSTER, S. S. D.; LAWRENCE, A. R., *Groundwater in urban development: assessing management needs and formulating policy strategies* / Stephen S. D. Foster, Adrian R. Lawrence, Brian L. Morris. P. cm. – (World Bank technical paper; n° 390) **1998**.

GALLAS, J. D. F.; SILVA, S. M. C. P.; COELHO, O. G. W.; PAIM, P. S. G., *Contaminação por chorume e sua detecção por resistividade*, Revista Brasileira de Geofísica (**2005**) 23 (1), 51-59.

GALETI, P. A., 1931 – *Conservação do solo; Reflorestamento; Clima*. 2. ed. Campinas, Instituto Campineiros de Ensino Agrícola, **1973**. p. ilustr.

GREENBERG, A. E., CONNORS, J. J., JENKIS, D. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. New York: APHA, AWWA, WPCF, **1992**.

HOWARD, A. G., *Aquatic environmental chemistry* / Alan G. Howard. (Oxford chemistry primers; 57), **1998**.

LUCHESE, E. B., FAVERO, L. O. B., LENZI, E. *Fundamentos de química do solo*. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, **2002**. 182 p.: il. (c/ fotos coloridas); 21 cm.

MAIA, C. E.; MORAIS, E. R. C.; OLIVEIRA, M., *Classificação da água de irrigação utilizando quatro metodologias de cálculo para a razão de adsorção de sódio - I. região da chapada do Apodi, Rio Grande do Norte, Caatinga, Mossoró-RN*, 11(1/2):41-46, dez. **1998**.

MEURER, E. J. *Fundamentos de química do solo*. Porto Alegre: Gênese, **2000**. 174p.: il.

MOREIRA, C. S., *Adsorção competitiva de cádmio, cobre, níquel e zinco em solos* / Cindy Silva Moreira - Piracicaba, 2004 108p. Dissertação (mestrado)— Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, **2004**. Bibliografia.

MORENO, F.; CABRERA, F.; ANDREW, L.; VAZ, R. - *Water movement and salt leaching in drained and irrigated marsh soils of southwest Spain*. /Agricultural Water Management, n.27 (**1995**) 25--44

OLIVEIRA, F. J. S., JUCÁ, J. F. T., *Acúmulo de metais pesados e capacidade de impermeabilização do solo imediatamente abaixo de uma célula de um aterro de resíduos sólidos*, Artigo Técnico, Eng. Sanit. Ambient., v. 9, n. 3 - jul/set **2004**, p.211-217.

OLIVEIRA, F. M.; FARIAS, S. A. R.; CEBALLOS, B. S. O.- *Diagnóstico de qualidade das águas da microbacia do riacho Angico, para fins de irrigação*, Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, PB, DEAg/UFCG, v. 9, (Suplemento), p.221-225, **2005**.

OLIVEIRA, J. E., Painel, *Avaliação dos Recursos Hídricos Visando a Saúde Humana e Agricultura na Província Uranífera Lagoa Real, Região Centro Oeste do Estado da Bahia* - PGAGEM Lagoa Real, Autor José Erasmo de Oliveira, Serviço Geológico do Brasil, Governo Federal. Workshop Internacional de Geologia Médica – **2005**.

OLIVEIRA, S.; PASQUAL, A.; *Evaluation of indicative parameters of pollution for liquid effluent of a sanitary landfill*. Engenharia Sanitária e Ambiental., Rio de Janeiro, v. 9, n. 3, **2004**.

PAGANINI, W. S.; SOUZA, A.; BOCCHIGLIERI, M. M.. *Assessment of the behavior of heavy metals in the sewage treatment by disposal in soil*. Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, v. 9, n. 3, **2004**.

ROCHA, J. C., *Substâncias húmicas aquáticas: interações com espécies metálicas* / Julio César Rocha, André Henrique Rosa, - São Paulo: Editora UNESP, **2003**.

RUBENS FEY, *Revisão e adaptação de métodos para análise de tecido vegetal ao laboratório de nutrição mineral de plantas da UEL – PR*, Prof Orientador: Dr. Osmar Rodrigues Brito, Laboratório de Solos da Universidade Estadual de Londrina, Londrina, **2005**.

RUIZ, H. A.; SAMPAIO, R. A.; OLIVEIRA, M.; et al., *Características químicas de solos salino-sódicos submetidos a parcelamento da lâmina de lixiviação*. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), Brasília, v.39, n.11, p.1119-1126, nov. **2004**.

SILVA, F. C. da . *Manual de Análises Químicas de Solos, Plantas e Fertilizantes*. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), 370p. **1999**.

SOLCI, M. C.; PELICHO, A. F.; ARAGÃO, P. H. A.; FILHO, V. F. N. – *Aplicação da Fluorescência de Raios X na Determinação de Componentes Insolúveis nas Águas de Precipitação: em Região Continental Subtropical*. Disponível em: <http://www.fisica.uel.br/gfna/E03_541.pdf>. Acessado em: 11 nov. **2006**.

SOARES, D. L.; WOOD, J. D.; LESCH, S. M., *Effect of SAR on water infiltration under a sequential rain-irrigation management system*. Agricultural Water Management, n 86 (**2006**) 150 – 164.

SUASSUNA, J.; AUDRY, P., *Estudo da salinidade das águas de irrigação das propriedades do G.A.T. e da sua evolução sazonal durante os anos de 1988 e 1989*, Departamento de Documentação sobre o Trópico - DETROP do Instituto de Tropicologia da Fundação Joaquim Nabuco, Laboratório de Solo e Água do Geogrupo Engenharia Ltda, Recife-Pb, **1992**.

VINATEA ARANA, Luis. *Princípios químicos de qualidade da água em aquíicultura: uma revisão para peixes e camarões* / Luiz Vinatea Arana; tradução de Marlene Alano Coelho. 2.ed. ver. e amp. – Florianópolis: Ed. da UFSC, **2004**. 231p.

ANEXOS

ANEXO 1

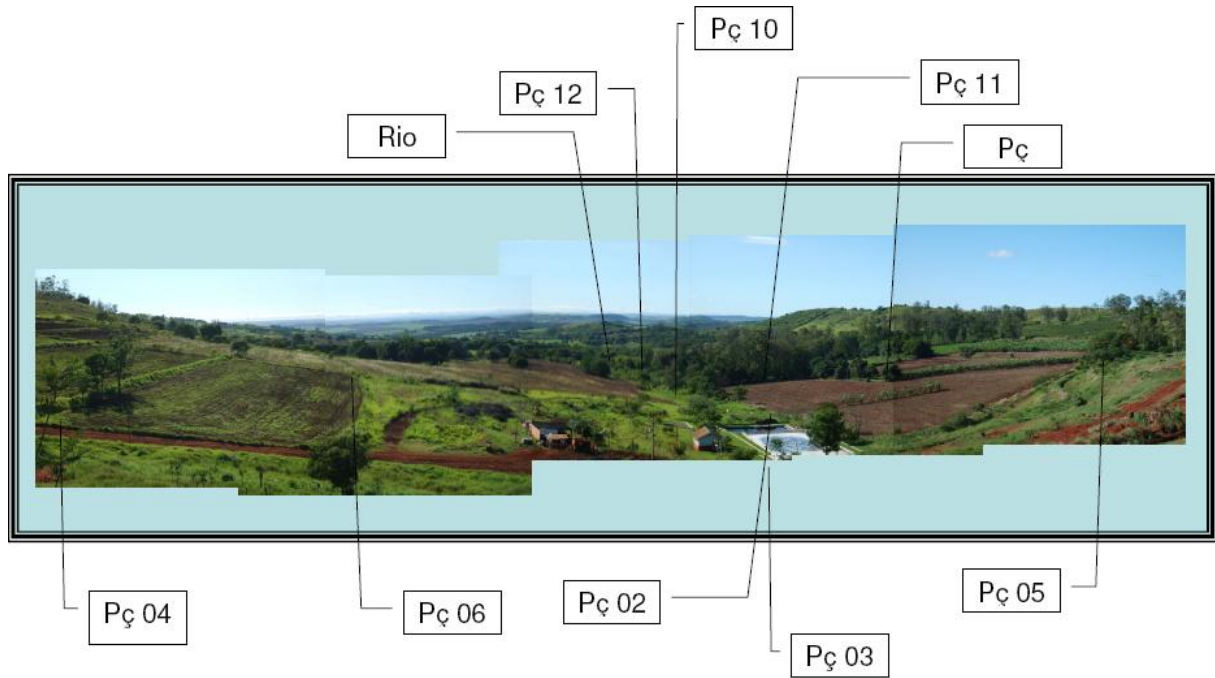


Foto da área onde foram locados os poços de monitoramento, aterro municipal de Londrina - foto João Costa.

ANEXO 2 – Procedimento para determinação de cálcio e magnésio por espectrofotometria de absorção atômica – EAA

Por Rubens Fey (2005), Adaptado de SILVA, F. C. da . Manual de Análises Químicas de Solos, Plantas e Fertilizantes. EMBRAPA. 370p. 1999

Princípio

O metal da solução aspirada na chama de 2.000 – 2.500°C transforma-se em estado fundamental dos átomos (M^0). O átomo absorve a energia em um comprimento de onda definida (422,7 e 285,2 nm Ca e Mg respectivamente). A quantidade de energia absorvida é proporcional à população do átomo na chama, que por sua vez é proporcional à concentração da solução. Na determinação de um metal por EAA, utiliza-se a lâmpada de cátodo oco do próprio metal como fonte de energia. A espectrofotometria de absorção atômica é uma das técnicas com menor interferência na

análise. No entanto, é necessária a adição de lantânio ou estrôncio para prevenir interferências ocasionadas pela presença de fosfatos, alumínio e ferro. Assim, o lantânio ou estrôncio evitam a formação de compostos termicamente estáveis entre o cálcio com fosfatos, alumínio e ferro.

Preparo de Soluções e Reagentes

- 1ª Etapa (SL05) *Solução de Lantânio 0,5%* - Transferir 5,7g de La_2O_3 para balão de 1.000 ml, adicionar solução de HNO_3 10% (v/v) até dissolução total do óxido e completar o volume com H_2O deionizada;
- 2ª Etapa (SPMg100) *Solução Padrão de Mg (100 mg L^{-1})* – transferir 5 ml da solução de Mg 1.000 mg L^{-1} para balão de 50 ml e completar com água deionizada;
- 3ª Etapa (SPCa50Mg5) *Solução padrão de Ca (50 mg L^{-1}) e Mg (5 mg L^{-1})* – Transferir 5 ml da Solução de Ca 1.000 mg L^{-1} para o balão de 100 ml. Neste mesmo balão, adicionar 5 ml da de SPMg100 completar com água deionizada.
- 5ª Etapa (CC CaMg) *Curva Calibração para Ca e Mg* – A partir de SPCa50Mg5 preparar soluções de 0,0 e 0,0; 1,0 e 0,1; 2,0 e 0,2; 4,0 e 0,4; 8,0 e 0,8 mg L^{-1} respectivamente Ca e Mg, conforme tabela a seguir:

Tabela 1 – Curva de Calibração para Ca e Mg.

| Volume ml | Volume ml | [Ca] | [Mg] |
|-----------|-------------------------------|--------------------|------|
| SPCa50Mg5 | H_2O deioniz. | mg L^{-1} | |
| 0 | 10 | 0 | 0,0 |
| 1 | 9 | 1 | 0,1 |
| 2 | 8 | 2 | 0,2 |
| 4 | 6 | 4 | 0,4 |
| 8 | 2 | 8 | 0,8 |

Completar o Volume em balão de 50 ml com SL05.

Procedimento

- 1ª Etapa (Proc 1) Fazer a calibração do EAA para Ca. Se o valor do R-quadrado da CC CaMg for maior ou igual a 0,99 proceder com Proc 2. Caso contrário, refazer CC CaMg e Proc 1.
- 2ª Etapa (Proc 2) Pipetar 0,100 ml de solução digerida (diluída 0,500 mg/50 ml) do padrão da EMBRAPA em tubo de ensaio + 4,9 ml de SL05. Proceder à leitura em EAA. Se a [Ca] for coerente com resultado padrão seguir para Proc 3.
- 3ª Etapa (Proc 3) Pipetar 0,100 ml de solução digerida (diluída 0,500 mg/50 ml) das amostras em tubo de ensaio + 4,9 ml de SL05. Proceder à leitura em EAA. OBS: Para Alfaca, pipetar 0,100 ml do extrato + 9,9 ml da SL05.
- 4ª Etapa (Proc 4) Fazer a calibração do EAA para Mg. Se o valor do R-quadrado da CC CaMg for maior ou igual a 0,99 proceder com Proc 5. Caso contrário, refazer CC CaMg e Proc 4.
- 5ª Etapa (Proc 5) Efetuar a leitura do Mg no mesmo extrato preparado para a leitura do Ca. Proceder à leitura em EAA.. Se a [Mg] do padrão da EMBRAPA for coerente proceder à leitura das amostras.

Vidrarias e Equipamentos

| Vidrarias | Quantidade | Utilização |
|--|------------|--|
| Balão de 1.000 ml | 1 | SL05 |
| Balão de 50 ml | 6 | SPMg100 (1); CC CaMg (5) |
| Balão de 100 ml | 1 | SPCa50Mg5 |
| Pipetas Vol. 20 ml | 2 | CC CaMg (1); Proc 4 (1) |
| Pipetas Vol. 5 ml | 3 | SPMg100 (1); SPCa50Mg5 (2) |
| Buretas 1 e 10 ml | 1 | Proc 2; Proc 3 |
| Pipetas automáticas: 2, 1, 0,200 e 0,100 ml. | 1 | CC CaMg (2;1); Proc 2 (0,100); Proc 3 (0,200). |
| Copos plásticos de café | n* | Proc 2 - Proc 3; Proc 5 |

Equipamentos

| | | |
|--------------------------|---|-------------------------|
| Balança semi-analítica | 1 | SL05 |
| EAA – ar acetileno GBC | 1 | Proc 1 - Proc 4; Proc 5 |
| Lâmpada de cátodo oco Ca | 1 | Proc 1 - Proc 4 |
| Lâmpada de cátodo oco Mg | 1 | Proc 6 – Proc 7 |

*depende do número de amostras a analisar.

Cálculos

Leitura no EAA x FDT¹ = mg kg⁻¹

| | | FDD ² | x | FDP ³ | = | FDT |
|---------|----------|--------------------|---|------------------|---|------|
| Ca e Mg | Padrão | 100 (50ml/0,5g) | | 50 (5/0,1) | | 5000 |
| | EMBRAPA | | | | | |
| | Amostras | | | | | |

123

¹ FDT = Fator de Diluição Total

² FDD = Fator de Diluição da digestão

³ FDP = Fator de diluição do procedimento

ANEXO 3

Tabela 2 – Resultados dos cálculos da Razão de Adsorção de Sódio (RAS)

| Coletas | Poços | Rio | 01 | 02 | 03 | 04 | 05 | PL | 08 | 10 | 11 | 12 |
|---------|------------|-----|------|------|-----|-----|-----|-----|-----|------|-----|------|
| | Parâmetros | | | | | | | | | | | |
| C2 | CE | 469 | 6040 | 700 | 505 | nd | 167 | 36 | 152 | 1356 | 269 | 839 |
| | (Ca+Mg)/2 | 2,5 | 17,6 | 2,6 | 1,3 | nd | 0,7 | 0,2 | 0,7 | 6,2 | 1,1 | 3,6 |
| | Na | 1,4 | 54,8 | 5,1 | 1,7 | nd | 0,2 | 0,0 | 0,1 | 5,1 | 0,1 | 3,2 |
| | RAS | 0,9 | 13,1 | 3,2 | 1,5 | nd | 0,3 | 0,1 | 0,1 | 2,0 | 0,1 | 1,7 |
| C3 | CE | 295 | 5530 | 1574 | 776 | 136 | 253 | 26 | 118 | 1480 | 254 | 1050 |
| | (Ca+Mg)/2 | 1,1 | 20,1 | 5,1 | 1,2 | 0,5 | 1,3 | 0,2 | 0,5 | 6,1 | 0,8 | 3,5 |
| | Na | 0,9 | 42,4 | 4,9 | 2,7 | 0,2 | 0,4 | 0,0 | 0,1 | 5,0 | 0,2 | 3,7 |
| | RAS | 0,9 | 9,4 | 2,2 | 2,5 | 0,3 | 0,3 | 0,1 | 0,1 | 2,0 | 0,2 | 2,0 |
| C4 | CE | 293 | 3020 | 1220 | 625 | 129 | 298 | 35 | 124 | 1980 | 249 | 1194 |
| | (Ca+Mg)/2 | 0,9 | 14,9 | 1,8 | 1,4 | 0,5 | 1,2 | 0,1 | 0,4 | 6,0 | 1,0 | 4,2 |
| | Na | 0,6 | 27,5 | 3,0 | 2,5 | 0,2 | 0,5 | 0,1 | 0,1 | 7,0 | 0,2 | 5,2 |
| | RAS | 0,6 | 7,1 | 2,2 | 2,0 | 0,2 | 0,4 | 0,2 | 0,1 | 2,9 | 0,2 | 2,5 |

Obs. as concentrações dos parâmetros estão em mEq/l.

* - não havia água no poço na coleta;

** - poço da lagoa (referência).

ANEXO 4

Tabela 3 – Padrão de potabilidade para substâncias químicas que representam risco à saúde, segundo a Portaria nº 1.469/2000, de 29 de dezembro de 2000:

| Parâmetro | Unidade | VMP(1) |
|--------------------|---------|--------|
| Inorgânicas | | |
| Antimônio | mg/L | 0,005 |
| Arsênio | mg/L | 0,01 |
| Bário | mg/L | 0,7 |
| Cádmio | mg/L | 0,005 |
| Cianeto | mg/L | 0,07 |
| Chumbo | mg/L | 0,01 |
| Cobre | mg/L | 2 |
| Cromo | mg/L | 0,05 |
| Mercúrio | mg/L | 0,001 |
| Nitrato (como N) | mg/L | 10 |
| Nitrito (como N) | mg/L | 1 |
| Selênio | mg/L | 0,01 |

ANEXO 5

Tabela 12 – Substâncias potencialmente prejudiciais (teores máximos) para as águas de classe 1, segundo a resolução CONAMA Nº 20, de 18 de junho de 1986

| | |
|--------------------|----------------|
| Alumínio: | 0,1 mg/l Al |
| Arsênio: | 0,05 mg/l As |
| Bário: | 1,0 mg/l Ba. |
| Berílio: | 0,1 mg/l Be |
| Boro: | 0,75 mg/l B |
| Cádmio: | 0,001 mg/l Cd |
| Chumbo: | 0,03 mg/l Pb |
| Cloro Residual: | 0,01 mg/l Cl |
| Cobalto: | 0,2 mg/l Co |
| Cobre: | 0,02 mg/l Cu |
| Cromo Trivalente: | 0,5 mg/l Cr |
| Cromo Hexavalente: | 0,05 mg/l Cr |
| Manganês: | 0,1 mg/l Mn |
| Mercúrio: | 0,0002 mg/l Hg |
| Níquel: | 0,025 mg/l Ni |
| Nitrato: | 10 mg/l N |
| Nitrito: | 1,0 mg/l N |
| Prata: | 0,01mg/l Ag |
| Selênio: | 0,01mg/l Se |
