



Universidade Federal da Paraíba
Centro de Tecnologia
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA URBANA E AMBIENTAL
- MESTRADO -

INFLUÊNCIA DO ANTIGO LIXÃO DO ROGER, JOÃO PESSOA, NAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS LOCAIS

Por

Giulliano de Souza Fagundes

**Dissertação de Mestrado apresentada à Universidade Federal da Paraíba
para obtenção do grau de Mestre**

JOÃO PESSOA – PARAÍBA

MARÇO – 2010



Universidade Federal da Paraíba
Centro de Tecnologia
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA URBANA E AMBIENTAL
- MESTRADO -

INFLUÊNCIA DO ANTIGO LIXÃO DO ROGER, JOÃO PESSOA, NAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS LOCAIS

Dissertação submetida ao
Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Urbana e Ambiental
da Universidade Federal da
Paraíba como parte dos requisitos
necessários para a obtenção do
título de Mestre.

Giulliano de Souza Fagundes

Orientador: Prof. Dr. Gilson Barbosa Athayde Junior

**JOÃO PESSOA – PARAÍBA
MARÇO – 2010**

F156i Fagundes, Giulliano de Souza.

Influência do antigo lixão do Roger, João Pessoa, nas águas subterrâneas locais / Giulliano de Souza Fagundes.- - João Pessoa : [s.n.], 2010.

115f. : il.

Orientador: Gilson Barbosa Athayde Junior.

Dissertação(Mestrado) – UFPB/CT.

1.Engenharia ambiental. 2.Águas subterrâneas-Lixão do Roger.
3.Qualidade da água. 4.Lixão.

UFPB/BC

CDU: 628(043)

**"INFLUÊNCIA DO ANTIGO LIXÃO DO ROGER, JOÃO PESSOA, NAS ÁGUAS
SUBTERRÂNEAS LOCAIS"**

Por


Giulliano de Souza Fagundes

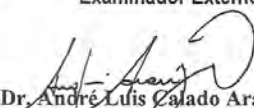
Dissertação aprovada em 30 de março de 2010

Período Letivo: 2010.1


Prof. Dr. Gilson Barbosa Athayde Júnior – UFPB
Orientador


Prof. Dr. Cláudia Coutinho Nobrega – UFPB
Examinador Interno


Prof. Dr. Leonardo Vieira Soares – UFPB
Examinador Externo


Prof. Dr. André Luis Calado Araújo – IFRN
Examinador Externo

João Pessoa-PB
2010

Dedicatória

A meus pais, exemplo de determinação e força

AGRADECIMENTOS

A Deus, por ter me dado perseverança e sabedoria.

Aos meus pais, por me apoiarem sempre.

Ao Prof. Dr. Gilson Barbosa Athayde Júnior, pela orientação, dedicação e incentivo ao longo da minha vida acadêmica.

A Profª Dra. Claudia Coutinho Nóbrega pelo apoio institucional na forma do convênio EMLUR/ SCIENTEC, sem o qual essa pesquisa não poderia ser realizada.

Ao Laboratório de Saneamento da UFPB pela disponibilização de suas instalações e equipamentos, em especial à Profª Dra. Carmem Lúcia Moreira Gadelha.

À CAPES, pela bolsa de estudos concedida.

Aos proprietários dos poços, por disponibilizá-los para a pesquisa.

Aos funcionários do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da UFPB André Queiroga e Claudionor pela prontidão e disponibilidade na coleta e análises dos dados de campo.

Aos funcionários e colegas do programa de pós-graduação.

A todos os meus amigos pela compreensão, em especial a Jandewilma Fernandes, minha “irmã”.

A todos que de alguma forma contribuíram para a construção deste trabalho.

RESUMO

Este trabalho objetivou avaliar a qualidade das águas subterrâneas na área da influência do antigo lixão do Roger em João Pessoa. Desativado em 2003, o antigo lixão ocupa uma área de manguezal, com 17 hectares, adjacente ao estuário do Rio Sanhauá, próximo ao centro de João Pessoa, potencializando os problemas ambientais e de saúde pública decorrentes da disposição inadequada de resíduos. Nos últimos anos de funcionamento, o referido lixão também recebeu os resíduos sólidos de cidades vizinhas (Cabedelo e Bayeux). O monitoramento das águas subterrâneas foi realizado através de seis poços denominados P1, P2, P3, P4, P5 e P6, distribuídos entre a área interna do referido lixão (P5 e P6), a área de influência direta (P1 e P4) e a indireta (P2 e P3). Os poços P5 e P6 foram construídos para a pesquisa, enquanto que os outros são de particulares que permitiram o acesso. O P5 é considerado o poço de montante e o P6 de jusante em relação à massa de resíduos sólidos e o fluxo predominante das águas subterrâneas. As águas coletadas foram caracterizadas durante 3 anos com frequência trimestral ou quadrimestral, através dos seguintes parâmetros: pH, condutividade, dureza, cor, turbidez, sólidos totais dissolvidos, DBO, DQO, óleos e graxas, cloretos, amônia, nitrito, nitrato, alumínio, chumbo, e coliformes termotolerantes. Para tratamento dos dados foi aplicada análise de variância, através do método gráfico GT-2 que permitiu a comparação gráfica dos parâmetros entre os poços, além da análise gráfica do comportamento temporal de cada parâmetro e também com Valores Máximos Permitidos (VMP) estabelecidos pela Portaria nº 518 do Ministério da Saúde e a Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) nº 396 de 2008. O monitoramento das águas subterrâneas demonstrou que os poços P5 e P6 apresentaram os piores indicadores de qualidade tanto em comparação a legislação quanto aos demais poços. No entanto, em todos os poços foi constatada a presença de óleos e graxas, coliformes termotolerantes e cloretos, indicando haver outras fontes de contaminação. As águas subterrâneas nas proximidades do antigo lixão do Roger não atendem ao padrão de potabilidade da legislação. Mesmo após a desativação o lixão ainda é uma fonte de contaminação e oferece riscos à saúde da população circunvizinha, além de comprometer os usos futuros que se poderiam fazer das águas subterrâneas.

Palavras-chave: águas subterrâneas; lixão; qualidade da água.

ABSTRACT

This study had the aim of evaluating the groundwater quality nearby the decommissioned Roger open dump in João Pessoa, Brazil, which was decommissioned in 2003 and occupies an area of 17 hectares, adjacent to the mangrove besides Sanhauá river, which increases the impact produced from the inadequate disposal of solid wastes. During the last three years of operation the open dump also received the solid wastes from the cities of Bayeux and Cabedelo. The monitoring of groundwater quality was done through six wells called P1, P2, P3, P4, P5 and P6, spread over the internal, direct influence and indirect influence areas of the decommissioned open dump. P1, P2, P3 and P4 were particular wells that the owner allowed to be included in the monitoring, while P5 and P6 were constructed in the internal area of the former open dump. Sampling occurred every three or four months during almost three years. The following parameters were monitored: pH, conductivity, hardness, color, turbidity, dissolved total solids, BOD, COD, oil and grease, chloride, ammonia, nitrite, nitrate, aluminum, plumb and thermotolerant coliform. For statistical treatment of collected data, analysis of variance through the GT-2 graphic method was employed. Results have shown that P5 and P6 presented the worst water quality indicators suggesting that the former open dump poses some influence on the local groundwater quality. However, oil and grease, thermotolerant coliform and chloride were found in all the wells, indicating that other sources of contamination are present in the site. The groundwater in the region of the decommissioned Roger open dump does not satisfy the standards for drinking water according to Brazilian legislation.

Key-words: groundwater, open dump, water quality.

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Ciclo Hidrológico	17
Figura 3.2 - Divisão da água abaixo da superfície	21
Figura 3.3 - Aquíferos confinados e livres	22
Figura 4.1 - Vista aérea do antigo Lixão do Roger	48
Figura 4.2 - Atividades no Lixão do Roger antes do seu fechamento	49
Figura 4.3 - galpão da ASTRAMARE	50
Figura 4.4 – Colocação dos drenos de chorume na célula 1	51
Figura 4.5 – Taludes da Célula 02 nas proximidades do P6	51
Figura 4.6 - Precipitação média mensal em João Pessoa	52
Figura 4.7 – Imagem dos poços e localização do antigo Lixão do Roger	57
Figura 4.8 – Imagem do antigo lixão e fluxo predominante	58
Figura 4.9 – Desenho esquemático dos níveis dos poços	59
Figura 4.10 – amostras	60
Figura 4.11 – Coletor para os poços P5 e P6	61
Figura 4.12 - Coleta no poço P1	62
Figura 4.13 - Coleta no poço P2	62
Figura 4.14 - Coleta no poço P3	63
Figura 4.15 - Coleta no poço P5	63
Figura 4.16 - Coleta no poço P6	64
Figura 5.1: Comportamento temporal do pH	68
Figura 5.2: Análise estatística do pH	68
Figura 5.3: Comportamento temporal da Condutividade Elétrica	69

Figura 5.4: Análise estatística da Condutividade Elétrica	69
Figura 5.5: Comportamento temporal dos STD	70
Figura 5.6: Análise estatística dos STD	71
Figura 5.7: Comportamento temporal da dureza para P1, P2 e P3	72
Figura 5.8: Comportamento temporal da dureza para P5 e P6	72
Figura 5.9: Análise estatística da dureza	73
Figura 5.10: Comportamento temporal da cor para P1, P2 e P3	73
Figura 5.11: Comportamento temporal da cor para P5 e P6	74
Figura 5.12: Análise estatística da cor	74
Figura 5.13: Comportamento temporal da turbidez para P1, P2 e P3.	75
Figura 5.14: Comportamento temporal da turbidez para P5 e P6	76
Figura 5.15: Análise estatística da turbidez	76
Figura 5.16: Comportamento temporal da DBO ₅ para P1,P2 e P3	77
Figura 5.17: Comportamento temporal da DBO ₅ para P5 e P6	77
Figura 5.18: Análise estatística da DBO	78
Figura 5.19: Comportamento temporal da DQO para P1, P2 e P3	79
Figura 5.20: Comportamento temporal da DQO para P5 e P6	79
Figura 5.21: Análise estatística da DQO	80
Figura 5.22: Comportamento temporal de óleos e graxas P1,P2, P3, P5 e P6	80
Figura 5.23: Análise estatística de óleos e graxas	81
Figura 5.24: Comportamento temporal de cloretos para P1, P2 e P3	82
Figura 5.25: Comportamento temporal de cloretos para P5 e P6	82
Figura 5.26: Análise estatística dos cloretos	83
Figura 5.27: Comportamento temporal da amônia para P1,P2 e P3	84

Figura 5.28: Comportamento temporal da amônia para P5 e P6	84
Figura 5.29: Análise estatística da amônia.	85
Figura 5.30: Comportamento temporal do nitrito para P1, P2, P3, P5 e P6	85
Figura 5.31: Análise estatística do nitrito	86
Figura 5.32: Comportamento temporal do nitrato para P1, P2, P3, P5 e P6	86
Figura 5.33: Análise estatística do nitrato	87
Figura 5.34: Comportamento temporal do alumínio para P1, P2 e P3	88
Figura 5.35: Comportamento temporal do alumínio para P5 e P6	88
Figura 5.36: Análise estatística do alumínio	89
Figura 5.37: Comportamento temporal do chumbo para P1, P2 e P3	89
Figura 5.38: Comportamento temporal do chumbo para P5 e P6	90
Figura 5.39: Análise estatística do chumbo	90
Figura 5.40: Comportamento temporal dos coliformes pra todos os poços	91
Figura 5.41: Análise estatística dos coliformes termotolerantes	91

LISTA DE TABELA

Tabela 3.1 - Estimativa de disponibilidade da água no mundo	18
Tabela 3.2: Distribuição da população, recursos hídricos e disponibilidade hídrica no Brasil	19
Tabela 3.3: Distribuição da população e disponibilidade hídrica no nordeste	20
Tabela 3.4: Principais parâmetros estudados referentes à Portaria n ° 518	43
Tabela 3.5: Principais parâmetros estudados referentes à Resolução nº 396	45
Tabela 4.1 - Resumo da localização e descrição dos pontos de amostragem	55
Tabela 4.2 – Parâmetros e metodologia de ensaio	65

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS

RESUMO

ABSTRACT

LISTA DE FIGURAS

LISTA DE TABELAS

LISTA DE ANEXOS

1 INTRODUÇÃO	14
2.0 OBJETIVO	15
2.1 Objetivo geral	15
2.2 Objetivos específicos	15
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
3.1 Importância da água	16
3.2 Ocorrência da água na natureza	17
3.3 Águas subterrâneas	20
3.3.1 Classificação dos aquíferos	21
3.4 Poluição das águas subterrâneas	23
3.4.1 Contaminação por lixões	23
3.5 Qualidade das águas subterrâneas	24
3.5.1 Características das águas	26
3.5.1.1 Cor	26
3.5.1.2 Dureza	26
3.5.1.3 Turbidez	27
3.5.1.4 pH – potencial hidrogeniônico	28

3.5.1.5 Cloretos	28
3.5.1.6 Condutividade elétrica.	29
3.5.1.7 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	29
3.5.1.8 Coliformes termotolerantes	30
3.5.1.9 Amônia	31
3.5.1.10 Alumínio	32
3.5.1.11 Chumbo	32
3.5.1.12 Sólidos Totais Dissolvidos (STD)	33
3.6 Contaminação das águas subterrâneas por lixões ou aterros sanitários	33
3.7 Legislação relativa à água subterrânea	43
4 METODOLOGIA	46
4.1 Localização e características regionais	46
4.2 Clima	51
4.3 Aquíferos existentes	51
4.4 Sondagens de reconhecimento	52
4.5 Localização dos poços para coleta de água subterrânea	53
4.6 Coleta e ensaios	58
4.7 Tratamento dos Dados	63
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	65
5.1 Análise temporal e estatística dos gráficos.	67
5.1.1 pH – potencial hidrogeniônico	67
5.1.2 Condutividade Elétrica (CE)	68
5.1.3 Sólidos Totais Dissolvidos (STD)	69
5.1.4 Dureza	71

5.1.5 Cor	72
5.1.6 Turbidez	74
5.1.7 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO ₅)	76
5.1.8 Demanda Química de Oxigênio (DQO)	78
5.1.9 Óleos e graxas	80
5.1.10 Cloretos	81
5.1.11 Amônia	83
5.1.12 Nitrito	85
5.1.13 Nitrato	86
5.1.14 Alumínio	87
5.1.15 Chumbo	89
5.1.15 Chumbo	89
5.1.16 Coliformes Termotolerantes	91
5.2 Análise de correlação	92
6 DISCUSSÕES	93
7 CONCLUSÃO.	95
REFERÊNCIAS	97
ANEXO A	103
ANEXO B	105
ANEXO C	111

1 INTRODUÇÃO

As águas subterrâneas são fontes de água potável muito importante, capazes de suprir as necessidades humanas nas mais variadas formas de utilização. Fazendo um comparativo entre as águas superficiais e as subterrâneas, observa-se que estas apresentam inúmeras vantagens no tocante à qualidade da água, principalmente porque se encontram protegidas de agentes poluidores.

Por outro lado, o acelerado desenvolvimento tecnológico e industrial, associado ao crescimento populacional, faz com que a produção de resíduos sólidos aumente, exigindo medidas de controle e disposição final cada vez mais eficaz. Infelizmente, as soluções ainda não atingem a maioria dos municípios brasileiros, que depositam os resíduos em locais inadequadas sem nenhum tipo tratamento, como os “lixões” ou “vazadouros”, comprometendo a qualidade ambiental do ar, do solo e das águas superficiais e subterrâneas. No tocante às águas, tal degradação se dá pela percolação do chorume originado da decomposição dos resíduos.

Atualmente é recorrente a contaminação das águas subterrâneas por chorume, de forma que é necessário conhecer as alterações qualitativas e as possíveis consequências e limitações no uso dessa água tão usada pela população. Esta dissertação tem o objetivo de analisar qualitativamente as águas subterrâneas nas proximidades do antigo lixão do Roger em João Pessoa, numa área de 17 hectares circunvizinha a manguezal, utilizando como parâmetro os padrões da Portaria nº 518/2004 do Ministério da Saúde que estabelece os padrões de potabilidade da água para consumo humano e a Resolução CONAMA nº 396/2008 que determina e dá diretrizes para a classificação das águas subterrâneas.

2 OBJETIVO

2.1 Objetivo geral

A presente dissertação tem como objetivo investigar a influência do antigo lixão do Roger – João Pessoa - sobre a qualidade das águas subterrâneas locais.

2.2 Objetivos específicos:

- Monitorar a qualidade da água nos poços existentes nas proximidades do antigo lixão do Roger;
- Comparar a qualidade das águas subterrâneas com os padrões da Portaria nº 518 de 2004 do Ministério da Saúde e da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 396 de 2008 para águas subterrâneas;
- Comparar a qualidade da água subterrânea entre os poços estudados;

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Importância da água

A água é a substância mais abundante na superfície do planeta, é essencial para todas as formas de vida, pois contém nutrientes para o desenvolvimento e manutenção dos seres vivos e das cadeias alimentares. Também regula a temperatura do planeta e do corpo humano, além de ser conhecida como solvente universal. Na história da humanidade, o homem, após abandonar a vida nômade, procurou fixar-se em locais com disponibilidade de água. Posteriormente, dominou a agricultura e a partir daí, surgiram os primeiros povoados, cidades e impérios nas proximidades de rios e lagos. Atualmente, o homem faz diversos usos da água, como geração de energia, navegação, irrigação, pesca e abastecimento doméstico e industrial, dentre outros, sendo um recurso imprescindível para o desenvolvimento econômico e social, além do aspecto sanitário (VASCONCELOS et al, 2008).

No que diz respeito ao homem, estima-se que para atender as necessidades fisiológicas de uma pessoa, precisa-se de 2 a 3 litros de água por dia, enquanto que o consumo mínimo para manter a higiene, limpeza e manutenção da boa saúde é de aproximadamente 100 L /dia, incluindo as necessidades fisiológicas (VASCONCELOS et al, 2008).

A saúde pública de uma população está associada, também, à qualidade da água distribuída e ao tratamento das águas residuárias. A transmissão de doenças relacionadas à água se dar por ingestão de água contaminada por agentes patogênicos e/ou pela insuficiente quantidade de água, causando uma higiene deficitária. Ressaltando-se ainda, que a água pode hospedar doenças transmitidas por mosquitos, como malária e dengue.

As doenças de veiculação hídrica são responsáveis pela morte de milhares de pessoas, inclusive crianças, quase sempre associadas à desnutrição e a pobreza. Estima-se que mais de 1 bilhão de pessoas por ano são atingidas por doenças de veiculação hídrica, destas, aproximadamente, 3 milhões morrem. Estes números poderiam ser reduzidos, com acesso à água de qualidade e em quantidade (VASCONCELOS et al, 2008).

O homem é dependente da água, assim como a natureza, onde ela se apresenta em várias formas e fases dentro do ciclo hidrológico.

3.2 Ocorrência da água na natureza

A água pode ser encontrada no nosso planeta sob várias formas e constitui um recurso natural renovável por meio do ciclo hidrológico. Evapora dos oceanos, lagos e também, das plantas, forma nuvens que depois precipitam na forma de chuva, neve ou granizo. A chuva precipitada sobre a superfície terrestre, pode escoar superficialmente, infiltrar ou evapotranspirar. Parcela da água que se infiltra no solo abastece os mananciais subterrâneos, que por sua vez podem alimentar os rios e dar origem às fontes. Outra parte fica retida na vegetação, fazendo parte da sua transpiração, ou evaporam do próprio solo. A terceira parcela escoar superficialmente e alimenta os córregos e rios, aliada à topografia, atingem os oceanos e mares e novamente evaporam, fechando o ciclo (Figura 3.1).

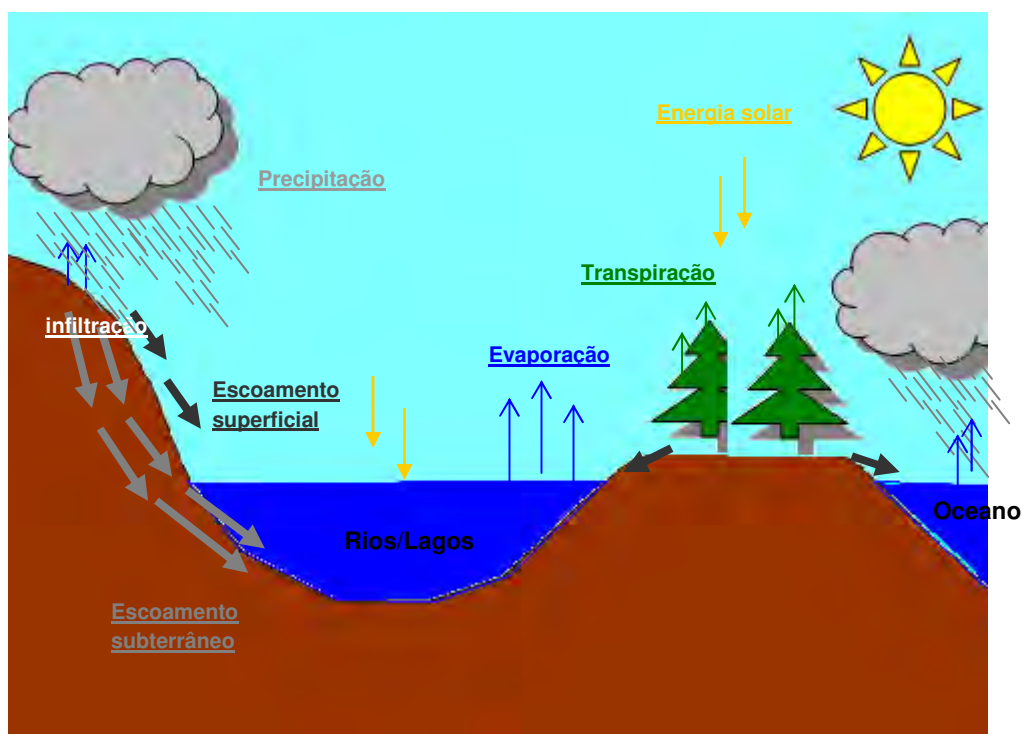


Figura 3.1 - Ciclo Hidrológico.

Fonte: Vasconcelos et al (2008)

Importantes alterações têm ocorrido no ciclo hidrológico, devido à ação do homem na natureza. Essas alterações provocam a mudança no regime pluviométrico, causando fenômenos tais como enchentes, enxurradas ou simplesmente a falta precipitação.

Os recursos hídricos são estudados quantitativamente e qualitativamente, sabendo que esses aspectos estão intimamente relacionados. No que diz respeito à quantidade, estima-se uma massa de água total de 265.400 trilhões de toneladas distribuídas heterogeneamente no planeta, das quais 96,5 % estão nos oceanos e mares, não podendo ser consumida diretamente pelo homem e apenas 0,5 % representa água doce explorável que pode ser extraída dos rios, lagos e aquíferos (BRAGA et al, 2005). A Tabela 3.1 apresenta a disponibilidade da água no mundo.

Tabela 3.1: Estimativa de disponibilidade da água no mundo.

Região	População (mil habitantes)	Oferta (km ³ /ano)	Oferta per capita (m ³ /hab.ano)
África	778.485	3.996	5.133
América Central	130.710	1.057	8.084
América do Norte	304.078	5.309	17.458
América do Sul (exceto Brasil)	331.889	10.081	30.374
Brasil	165.158	5.745	34.784
Ásia	3.588.876	13.207	3.680
Europa	729.405	6.235	8.547
Oceania	29.460	1.614	54.795
Mundo	5.929.840	41.498	6.998

Fonte: Moreira (2001).

O Brasil é um país privilegiado, pois possui água em abundância, muito embora não use de forma adequada e responsável esse recurso. Detém aproximadamente 13,8 % das águas doces superficiais do planeta, o que é muito mais do que outros continentes dispõem, como por exemplo, a África e a Oceania.

A distribuição dos recursos hídricos no Brasil é muito heterogênea, pois 68,5% estão localizados na região norte, o remanescente é distribuído desigualmente pelo restante do país. A Tabela 3.2 apresenta os valores de distribuição da população, dos recursos hídricos e a disponibilidade hídrica regionais. Conforme a tabela supracitada, percebe-se que a população da região norte é de aproximadamente 7,6% da brasileira e a disponibilidade hídrica é de 68,5%, no entanto, a região nordeste dispõe 3,3% dos recursos hídricos e tem uma população de 28,1% da brasileira. A disponibilidade hídrica nordestina, índice que considera a população e os recursos hídricos, é a mais baixa do Brasil.

Segundo Maia Neto (1997) a disponibilidade hídrica para abastecimento (consumo humano, industrial e agrícola) é de 1.700 m³/hab.ano, sendo que os estados de Alagoas, Paraíba, Pernambuco, Rio Grande do Norte e Sergipe apresentam disponibilidade hídrica abaixo da mínima, como se pode observar na Tabela 3.3.

Tabela 3.2: Distribuição da população, recursos hídricos e disponibilidade hídrica no Brasil.

Região	População (hab.)	População (hab.) %	Recursos Hídricos (%)	Disponibilidade hídrica (m ³ /hab.ano)
Norte	12.919.949	7,6	68,5	494.445
Nordeste	47.676.381	28,1	3,3	3.853
Sudeste	72.262.411	42,6	6,0	4.545
Sul	25.071.211	14,8	6,5	14.824
Centro-oeste	11.611.491	6,8	15,7	64.273

Fonte: Adaptado de Maia Neto (1997).

Então, mesmo que abundante, a água tem distribuição irregular tanto no planeta como no Brasil, de forma que, o seu uso responsável e racional é fundamental para a conservação desse recurso, cada vez mais escasso.

Tabela 3.3: Distribuição da população e disponibilidade hídrica no nordeste.

Estado	População	Disponibilidade hídrica (m ³ /hab.ano)
Alagoas	2.816.172	1.546
Bahia	13.066.910	2.720
Ceará	7.418.476	2.058
Maranhão	5.642.960	14.794
Paraíba	3.439.344	1.320
Pernambuco	7.911.937	1.171
Piauí	2.841.202	8.604
Rio Grande do Norte	2.771.538	1.526
Sergipe	1.781.714	1.431

Fonte: Adaptado de Maia Neto (1997).

3.3 Águas subterrâneas

Parte da água da precipitação atmosférica atinge o solo e infiltra-se. Essa água percola a camada superficial do solo e desce a maiores profundidades, acumulando-se entre os vazios das rochas, formando os aquíferos ou lençóis freáticos.

No caminho percorrido pela água, acontece o processo de filtração através da interação solo/rocha com a água, pois a água subterrânea tem baixa velocidade de escoamento que ocasiona alto tempo de residência. Esse processo confere excelente qualidade à água, possibilitando em geral o uso para consumo humano.

A medida que a água percola, também preenche os vazios do solo, dividindo as camadas de solo em zonas de umidade, de acordo com a proporção relativa do espaço ocupado pela água, em zona de aeração e de saturação (CAICEDO, 1993), ver Figura 3.2.

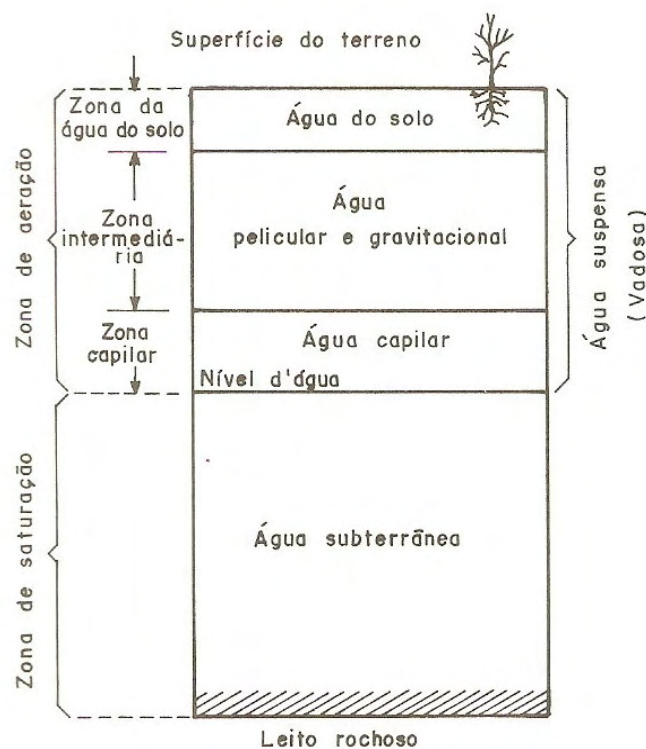


Figura 3.2 Divisão da água abaixo da superfície do terreno

Fonte: Caicedo (1993)

Zona de saturação é onde todos os espaços vazios do solo encontram-se totalmente ocupados pela água. Está limitada superiormente pela linha de saturação (superfície piezométrica) e inferiormente por uma barreira impermeável.

Zona de aeração é onde água e ar preenchem os espaços vazios do solo. Limitada superiormente pela superfície do terreno e inferiormente pela linha de saturação. Divide-se em três sub-zonas: (i) zona de água do solo (onde as plantas se desenvolvem); (ii) zona intermediária (serve de freio das chuvas intensas); (iii) zona capilar (formada pelo Ascenso capilar).

3.3.1 Classificação dos aquíferos

A facilidade de percolação da água varia diretamente com o tipo de solo do extrato. Quando essa água encontra um solo ou rocha impermeável no seu caminho, a região sobrejacente terá todos os seus interstícios ocupados, formando os lençóis subterrâneos. Por consequência, os lençóis, formam os aquíferos que estão estabelecidos em formações porosas e admitem uma quantidade suficiente de água e sua movimentação.

Segundo CAICEDO (1993) os aquíferos podem ser classificados em livres (não-confinados) e confinados, de acordo com o posicionamento da linha da água (superfície piezométrica). O aquífero confinado está entre rochas impermeáveis e a uma pressão maior que a atmosférica. O aquífero livre está entre solos e rochas permeáveis, em contato direto com a pressão atmosférica e a superfície piezométrica é o limite superior (Figura 3.3).

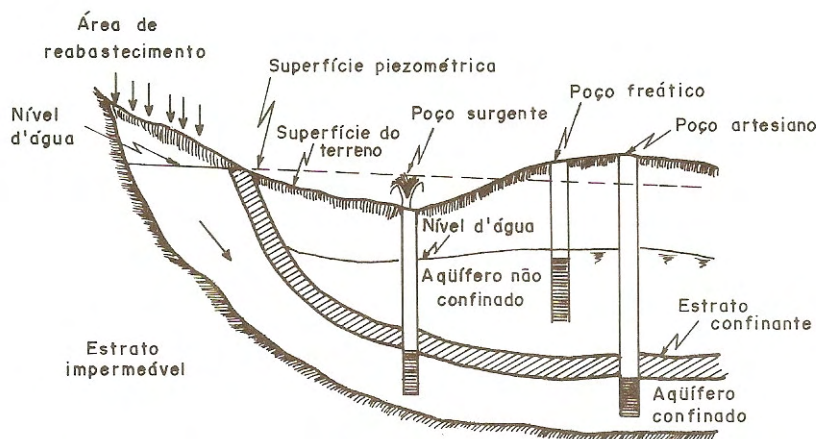


Figura 3.3 Aquíferos confinados e livres.

Fonte: Caicedo (1993)

Segundo CAICEDO (1993), os sistemas hidrogeológicos são classificados em: (i) Aquífero; (ii) Aquicludo e (iii) Aquitardo. O aquífero é uma formação geológica ou grupo de formação que contém água e permite que a mesma se movimente em condições naturais e em quantidades significativas. Aquicludo é uma formação geológica que pode conter água, mas sem condições de movimentá-la de um lugar para outro, em condições naturais e em quantidades significativas. Aquitardo é uma formação geológica de natureza semipermeável e transmite água a uma taxa muito baixa.

A demanda crescente por água de qualidade e em quantidade suficientes, para suprir as necessidades do homem cotidiano, faz com que a exploração das águas subterrâneas torne-se uma atividade corriqueira. No entanto a exploração desordenada, a poluição do solo e das águas superficiais colocam em risco o manancial subterrâneo.

3.4 Poluição das águas subterrâneas

O aquífero subterrâneo é alimentado pelas águas pluviais e superficiais, nas zonas de recarga, e ocasionalmente deságuam originando as fontes ou alimentado rios e lagos. A estreita relação entre água subterrânea e superficial, ocasiona que a contaminação de um reflete no outro. O solo contaminado por agrotóxico, as águas superficiais contaminadas, vazamentos das tubulações de esgoto e de tanques dos postos de combustíveis, locais de disposição de resíduos, dentre outros, são algumas das fontes de poluição para a água subterrânea. Uma vez contaminado o aquífero, este é de difícil remediação e tratamento, podendo impossibilitar o uso da água para consumo humano.

3.4.1 Contaminação por lixões

Todas as atividades humanas geram algum tipo de resíduo, seja doméstico, industrial ou hospitalar, dentre outros. Apresentam variação quantitativa e qualitativa, em função das sazonalidades, poder aquisitivo e hábitos da população, apontando variáveis regionais e as peculiaridades de cada cidade. Nas grandes cidades o volume de resíduo gerado é tão grande que constitui um problema, no que diz respeito, a locais para disposição, e transporte para estes locais.

Grande parte das cidades não destina adequadamente os resíduos sólidos, geralmente utilizam locais sem nenhum estudo prévio ou planejamento técnico. Na maioria das vezes, os resíduos sólidos são lançados a céu aberto em locais inadequados, tais como valas, grotas, leitos de rios e estuários, formando os lixões.

Os lixões causam diversos problemas de ordem social, econômica e ambiental, além de serem locais de proliferação de vetores responsáveis pela transmissão de doenças, passando a ser um problema de saúde pública. Também constituem um sério problema ambiental, contaminando o solo, o ar, as águas superficiais e subterrâneas provocadas pela poluição causada pelo lixiviado ou chorume.

O chorume é o líquido escuro resultante da decomposição anaeróbia da matéria orgânica, de difícil biodegradabilidade e de alta carga orgânica. Contém metais pesados como chumbo, níquel e alumínio, que variam em função da composição e quantidade dos resíduos gerados, teor de matéria orgânica, temperatura e índice pluviométrico (BRAGA et al, 2005).

Devido à falta de impermeabilização, o chorume infiltra no solo e percola por entre os espaços vazios, contaminando as águas subterrâneas. O solo tem ação importante, pois, quanto mais permeável, maior a facilidade e a velocidade com que o chorume atinge o lençol subterrâneo.

A água subterrânea contaminada forma a pluma de contaminação, que pode atingir grandes extensões, alcançando pontos distantes da fonte de contaminação e que são usados pela população, colocando em risco a saúde.

Considerando o anteriormente exposto, o presente trabalho se propõe a verificar a contaminação das águas subterrâneas pelo antigo lixão do Roger e outras possíveis fontes.

3.5 Qualidade das águas subterrâneas

A água não é encontrada pura na natureza. Nas várias fases do ciclo hidrológico, ela dissolve ou transporta as impurezas presentes no meio. Na forma de vapor, os gases atmosféricos são misturados e dissolvidos com o vapor d'água e quando precipita tem contato com a superfície dissolvendo substâncias do solo. Uma parte dessa água forma o escoamento superficial; outra parte infiltra no solo e alimenta os aquíferos. Cada uma adquire características do meio através do qual flui.

O homem utiliza a água como recurso para as mais diversas finalidades como geração de energia, produção de alimentos, desenvolvimento industrial e social, entretanto, não conserva os recursos hídricos de forma a manter a qualidade e a quantidade. A degradação desses recursos se dá através de vários fatores como o lançamento irregular de esgotos, uso e ocupação do solo de forma inadequada, uso excessivo de agrotóxicos, cemitérios e a disposição inadequada dos resíduos sólidos.

No tocante às águas subterrâneas, sua qualidade está intimamente ligada ao caminho percorrido, por entre o solo e as rochas até o aquífero, as rochas de composição dos aquíferos e a processos biológicos, físicos e químicos resultantes da interação água rocha, durante a percolação e o tempo de contato. São variáveis espaciais e temporais.

A composição química da água subterrânea é dependente da litologia do local do aquífero, uma vez que o tempo de exposição da água à rocha é maior do que para águas superficiais.

Segundo a Agência Nacional de Águas (ANA, 2002), devido ao maior contato com os materiais geológicos, baixa velocidade de fluxo e maiores pressões e temperaturas, as águas subterrâneas são geralmente mais mineralizadas do que as superficiais. Pelas mesmas razões, possui menores teores de sólidos em suspensão e matéria orgânica, esta última devido à ação dos microrganismos presentes no solo. Também, devido as suas condições de circulação, as águas subterrâneas tendem a possuir menor teor de oxigênio dissolvido do que as superficiais.

Nas várias províncias hidrogeológicas estão contidos os diferentes tipos de reservatórios de águas subterrâneas brasileiros. Os sistemas aquíferos resultantes são classificados em: (a) Sistemas Porosos, constituídos das rochas sedimentares; (b) Sistemas Fissurados, constituídos das rochas cristalinas e (c) Sistemas Cársticos, constituídos das rochas carbonáticas fraturadas ou descontínuas devido a processos de dissolução cárstica (LEAL, 2005).

Em geral, os constituintes principais como bicarbonato, cálcio, cloreto e magnésio apresentam-se em concentrações maiores que 5 mg/L, os constituintes menores ou secundários como carbonato, fluoreto e ferro, apresentam-se em concentrações entre 5 e 0,01 mg/L e os elementos traços (metais) apresentam concentrações menores que 0,01 mg/L. Outros fatores, tais como clima, composição da água de recarga e a contaminação antrópica, também interferem na qualidade da água (CETESB, 2007).

A água é considerada o solvente universal, devido à facilidade de reagir com substâncias diversas. A água subterrânea está submetida a maiores pressões e temperaturas, possui contato com minerais dos solos ou rochas e baixa velocidade de escoamento. Essas condições conferem a água suas características físicas, químicas e organolépticas (CETESB, 2007).

No que diz respeito à pureza, o conceito químico difere do potável. A pureza química é dispensável e indesejável, pois a água deve conter gases e substâncias essenciais ao equilíbrio osmótico das células, mesmo sem valor energético (PÁDUA et al, 2006).

No processo de contaminação do solo e da água subterrânea, primeiramente o poluente despejado na superfície do solo permeia por uma região insaturada do solo. Com o passar do tempo o poluente forma uma frente de avanço que pode chegar a se acumular na região saturada do solo ou atingir os rios (FAVERO et al, 2007)

Os mecanismos que atuam no transporte de um poluente em meio poroso são:

- Os fluxos advectivo, dispersivo e difusivo;
- Interações sólido-soluto;
- Reações químicas;
- Fenômenos de decaimento.

Todos podem ser encarados com fenômenos tipo fonte-sumidouro para o soluto (FEITOSA et al, 2008).

Advecção é o movimento de contaminantes causado pelo escoamento de um fluido através do meio poroso, já a difusão é um processo de transporte molecular de massa no qual o soluto move-se de regiões de maior concentração para regiões de menor concentração (FAVERO et al, 2007).

3.5.1 Características das águas

3.5.1.1 Cor

A cor é influenciada pela presença de ferro e outros metais, como constituintes naturais nos mananciais ou como produtos da corrosão. A cor varia com o pH da água, sendo mais facilmente removida a valores de pH mais baixos. Define-se cor verdadeira aquela que não sofre interferência de partículas suspensas na água, sendo obtida após a centrifugação ou filtração da amostra. A cor aparente é aquela medida sem a remoção de partículas suspensas da água (PÁDUA et al, 2006).

Os sólidos dissolvidos são os principais responsáveis pela coloração das águas. Os mesmos podem ser de origem natural, como matéria orgânica em decomposição e os minerais das rochas, também podem ter origem antropogênica, como os esgotos domésticos e industriais. A cloração da água contendo matéria orgânica dissolvida pode gerar produtos potencialmente cancerígenos (VON SPERLING, 1996).

3.5.1.2 Dureza

A dureza é definida como a soma de cátions polivalentes presentes na água e expressa em termos de uma quantidade equivalente de CaCO_3 . Os principais íons metálicos que conferem dureza a água são o cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), quase sempre associados ao íon sulfato e, em menor grau, ao íon do ferro (Fe^{2+} - associado ao nitrato), do manganês (Mn^{2+} - associado ao nitrato) e do estrôncio (Sr^{2+} - associado ao cloreto). Na

maioria dos casos, a dureza é decorrente do cálcio associado ao bicarbonato, o qual se transforma em carbonato (pouco solúvel), por aquecimento ou elevação do pH (PÁDUA et al, 2006). A dureza é caracterizada pela extinção da espuma formada pelo sabão, índice visível de uma reação mais complexa, que dificulta o banho e lavagem de utensílios domésticos e roupas, criando problemas higiênicos. Também incrustam nas tubulações de água quente, caldeiras, hidrômetros e radiadores. (BRAGA et al, 2005).

Estudos epidemiológicos relatam uma relação inversa estatisticamente significativa entre a dureza na água e doenças cardiovasculares, entretanto os dados disponíveis são inadequados para permitir uma conclusão de que a associação é causal (PÁDUA et al, 2006).

A água é classificada como dura se contém concentrações de íon calcário e magnésio. A dureza é uma característica importante das águas naturais, pois formam sais insolúveis com os ânions dos sabões. A maior parte do cálcio e magnésio da água provém do calcário dolomítico (BAIRD, 2002).

3.5.1.3 Turbidez

Segundo Piveli e Kato (2006) turbidez de uma água é o grau de atenuação de intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessá-la, devido à presença de sólidos em suspensão, tais como partículas inorgânicas e de detritos orgânicos. Um dos fatores que aumenta a turbidez em águas de rios são as enxurradas, consequência de chuvas intensas.

Os sólidos em suspensão são os constituintes responsáveis pela turbidez, podem ter origem natural (rocha, argila e silte) ou antropogênica (despejos industriais e domésticos, microorganismos e erosão), também ocorre que microorganismos patogênicos se refugiam nos sólidos em suspensão (VON SPERLING, 2005; LOPES e SCHALCH, 2006).

A turbidez na água é causada pelos sólidos em suspensão, que impedem a passagem de luz. Pode ser causada por partículas de rocha, argila e silte, bem como por despejos industriais e domésticos ou erosão (LOPES E SCHALCH, 2006).

3.5.1.4 pH – potencial hidrogeniônico

O pH é um dos parâmetros ambientais mais importantes e difíceis de interpretar, devido ao grande número de fatores que podem influenciá-lo. Na maioria das águas naturais o pH é influenciado pela dissociação do ácido carbônico, gerando valores baixos de pH (ácido) e das reações de íons carbonato e bicarbonato que elevam os valores de pH para alcalinos (ESTEVES, 1998).

O pH é essencialmente uma função do gás carbônico dissolvido e da alcalinidade da água. Os valores de pH determinados em laboratórios estão sempre alterados, em geral mais altos que a realidade, em função de fugas de gases, oxidações e/ou reduções e variações de temperatura, a que estão sujeitas às amostras de água durante a sua coleta, armazenamento e transporte (FEITOSA et al, 2008).

Os principais constituintes responsáveis pelo pH apresentam-se como gases e sólidos dissolvidos de origem natural, como rochas, absorção dos gases atmosféricos, oxidação da matéria orgânica e fotossíntese, ou de origem antropogênica como os despejos industriais e domésticos. Valores de pH afastados da neutralidade afetam a vida aquática, o equilíbrio de compostos químicos e quando elevados possibilitam a proliferação de algas e a precipitação de metais (VON SPERLING, 2005).

O pH da água pode ser alterado devido aos lançamentos de efluentes industriais e domésticos (LOPES E SCHALCH, 2006).

3.5.1.5 Cloretos

O cloreto é o ânion Cl^- que se apresenta nas águas subterrâneas provenientes de solos e rochas. Nas águas superficiais são fontes as descargas de esgotos sanitários, sabendo que cada pessoa expele através da urina cerca de 6 g de cloreto por dia, o que faz com que os esgotos apresentem concentrações acima de 15 mg/L. Diversas indústrias apresentam efluentes com altas concentrações de cloretos, as principais fontes industriais são as indústrias petroquímicas, farmacêuticas e curtumes, outra fonte é a intrusão salina nas regiões costeiras (PIVELI E KATO, 2006).

O cloreto, em geral, é muito solúvel, altamente deliquescente (isto é, possui uma forte tendência a adsorver água e a se liquefazer) e muito estável em solução, logo, dificilmente precipita. A alta solubilidade e o lento movimento das águas no aquífero

vão provocando aumentos gradativos e constantes dos teores de cloretos nas águas subterrâneas na direção do fluxo. As águas subterrâneas apresentam, geralmente, teores de cloretos inferiores a 100 mg/L (FEITOSA et al, 2008).

3.5.1.6 Condutividade elétrica (CE)

Condutividade elétrica é a medida da facilidade de uma água conduzir a corrente elétrica e está diretamente ligada com o teor de sais dissolvidos sob a forma de íons. A condutividade aumenta com a elevação da temperatura, por isso é necessário anotar a temperatura de referência da água amostrada (FEITOSA et al, 2008).

A condutividade elétrica da água depende da quantidade de sais dissolvidos, sendo aproximadamente proporcional à sua quantidade. A determinação da condutividade elétrica permite estimar de modo rápido à quantidade de sólidos totais dissolvidos (STD) presentes na água. Para valores altos de STD, aumenta a solubilidade dos precipitados de alumínio e ferro e também a formação e precipitação do carbonato de cálcio, causando corrosão (PÁDUA et al, 2006).

Considerando que a capacidade de uma solução em conduzir a corrente elétrica é função da concentração dos íons presentes, é de se esperar que em soluções de maior concentração iônica, maior será a condutividade elétrica. Por outro lado, em águas muito puras ocorre fenômeno inverso, maior será a resistência e menor a condutividade (ESTEVES, 1998).

O pH da amostra pode ter grande influência sobre os valores de condutividade elétrica. Especialmente em águas pobres em sais solúveis e de baixos valores de pH (<5), o íon H^+ torna-se o principal responsável pelos valores de condutividade elétrica. Caso semelhante ocorre também com o íon OH^- em águas muito alcalinas (pH >9). Assim em amostras cujos valores de pH se localizam em faixas extremas, os valores de condutividade elétrica são devidos, em grande parte, a elevadas concentrações de poucos íons em solução, como o H^+ e o OH^- (ESTEVES, 1998).

3.5.1.7 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

O principal efeito ecológico da poluição orgânica em um curso d'água é o decréscimo dos teores de oxigênio dissolvido causado pela respiração dos microrganismos que se alimentam da matéria orgânica. Então, surgiu a idéia de medir o potencial de poluição

de um determinado despejo pelo consumo de oxigênio que ele traria, através do teste de DBO. A DBO retrata a quantidade de oxigênio requerida para estabilizar, através de processos bioquímicos, a matéria orgânica carbonácea. É uma quantificação indireta do carbono orgânico biodegradável (VON SPERLING, 2005).

A DBO é a forma mais utilizada para medir a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar a matéria orgânica presente com a presença de bactérias aeróbias. Quanto maior o grau de poluição orgânica maior será a DBO.

Nas águas naturais a DBO representa a demanda potencial de oxigênio dissolvido que poderá ocorrer devido à estabilização dos compostos orgânicos biodegradáveis, o que pode trazer a níveis de oxigênio nas águas abaixo dos exigidos para peixes, levando-os a morte (PIVELI E KATO, 2006).

É uma medida muito importante de contaminação da água e deve se referir a certo tempo e que procura retratar em laboratório o fenômeno que acontece no corpo d'água. Nas águas subterrâneas, em geral, a DBO é inferior a 5 mg/L e valores mais elevados indicam contaminação (FEITOSA et al, 2008).

3.5.1.8 Coliformes termotolerantes

O grupo de coliformes totais (CT) constitui-se em um grande grupo de bactérias que têm sido isoladas de amostras de águas e solos poluídos ou não poluídos, bem como de fezes de seres humanos e outros animais de sangue quente. Os coliformes fecais (CF) são um grupo de bactérias indicadoras de organismos originários predominantemente do trato intestinal humano e outros animais, este grupo compreende o grupo *Escherichia*. O teste para coliformes fecais não dá garantia de que a contaminação seja realmente fecal. Por essa razão, se prefere denominar os coliformes fecais por coliformes termotolerantes, pelo fato de serem bactérias que resistem ao teste, mas não são necessariamente fecais. A *Escherichia coli* é a principal bactéria do grupo termotolerantes, sendo abundante nas fezes humanas e de animais. É encontrada nos esgotos, efluentes tratados e águas naturais sujeitas a contaminação recente por seres humanos, atividades agropecuárias, animais selvagens e pássaros. É a única que dá garantia de que a contaminação é fecal, porém não dá garantia de que a contaminação seja humana (VON SPERLING, 2005).

Os microorganismos eliminados nas fezes humanas são de diversos tipos, sendo que os coliformes (*Escherichia coli*, *Aerobacter aerogenes* e o *Aerobacter cloacae*) estão presentes em grande quantidade, podendo atingir um bilhão por grama de fezes. A água subterrânea com um fluxo de 1 m a 3 m por dia pode resultar no arrastamento de bactérias a uma distância de 11 m no sentido do fluxo. No entanto, a natureza é responsável pelo processo de autodepuração, como forma de eliminação de germes patogênicos, contudo o aumento da densidade humana dificulta a autodepuração e obriga o homem a sanear o ambiente (BRASIL, 2006).

3.5.1.9 Amônia

A amônia é resultante tanto da decomposição aeróbia como anaeróbia da parte nitrogenada da matéria orgânica por microorganismos heterotróficos. Quando se encontra referências sob a concentração de “amônia”, na maioria dos casos, estão englobadas as concentrações das duas formas de nitrogênio amoniacal (NH_3 e NH_4^+). O amônio também pode ser encontrado na forma não dissolvida, como hidróxido de amônio (NH_4OH). A relação entre amônio e hidróxido de amônio, no meio, é função principalmente do pH. Em casos de pH 6 a relação amônio/hidróxido de amônio é de 3000:1; em pH 7, 300:1; em pH 8, 30:1 e em pH 9.5, 1:1 (ESTEVES, 1998).

Altas concentrações do íon amônio podem ter grandes implicações ecológicas, por exemplo, influenciam a dinâmica do oxigênio dissolvido no meio, uma vez que para oxidar 1,0 miligrama do íon amônio é necessário cerca de 4,30 miligramas de oxigênio. Influencia a comunidades de peixes, pois em pH básico o íon amônio se transforma em amônia, que dependendo da concentração pode ser tóxica para estes organismos. Em condições naturais a concentração de amônia atinge muito raramente, níveis letais. Para ocorrer estes níveis devem ocorrer simultaneamente elevados valores de pH e temperatura e baixos valores de oxirredução (ESTEVES, 1998).

Em cursos d'água, a determinação da forma predominante do nitrogênio pode fornecer indicações sobre o estágio da poluição eventualmente ocasionada por algum lançamento de esgoto a montante. Se esta poluição é recente, o nitrogênio estará basicamente na forma de nitrogênio orgânico ou amônia e, se antiga, basicamente na forma de nitrato, sendo que as concentrações de nitrito são normalmente mais reduzidas (VON SPERLING, 2005).

O nitrogênio, por seguir um ciclo que o conduz à mineralização total. Na forma de nitrito permite avaliar o grau e a distância de uma poluição pela quantidade e forma de apresentação dos derivados nitrogenados. Independentemente, de sua origem, que também pode ser mineral, os nitratos presentes na água em quantidade maiores provocam em crianças o estado mórbido denominado cianose ou metemoglobinemia (BRAGA et al, 2005).

3.5.1.10 Alumínio

O alumínio é um elemento abundante na natureza e a exposição humana pelo consumo de água é relativamente reduzida. As evidências disponíveis sugerem a manutenção de valores máximos permissíveis de alumínio referentes apenas à aceitação para consumo (esteticamente): concentrações acima de 0,2 mg/L podem provocar depósitos de flocos de hidróxido de alumínio em sistemas de distribuição e acentuar a coloração da água (PÁDUA et al, 2006).

Na forma solúvel, o alumínio é extremamente tóxico à vegetação e pode ser escoado para os corpos d'água. A principal via de ingestão humana não ocupacional é a ingestão de alimentos e água. Há considerável evidência que o alumínio é neurotóxico. Embora não seja comum, este elemento pode precipitar-se no interior dos poços sob a forma de hidróxido de alumínio, originando um resíduo esbranquiçado, que pode ser facilmente confundido com incrustações de carbonato de cálcio e magnésio (CETESB, 2007).

A concentração de íons alumínio nas águas é pequena, pois essas águas, em sua maioria, apresentam-se na faixa de pH entre 6 e 9 em que a solubilidade do alumínio, contido nas rochas e solos, é muito pequena. O consumo de água, com presença superior de 100 ppb de alumínio, pode causar danos neurológicos tais como, perda de memória e talvez, aumento na incidência da doença de Alzheimer (BAIRD, 2002).

3.5.1.11 Chumbo

O chumbo está presente no ar, no tabaco, nas bebidas e nos alimentos. Nestes últimos, naturalmente, por contaminação e proveniente de embalagem. As plantas podem absorver chumbo através das raízes e acumulá-lo nas folhas, devolvendo a natureza quando estas se desprenderem. Está presente na água devido às descargas de efluentes industriais como, por exemplo, os efluentes das indústrias de baterias, bem como ao uso indevido de tintas, tubulações e acessórios à base de chumbo. Constitui veneno

cumulativo, provocando envenenamento crônico denominado saturnismo (PIVELI e KATO, 2006).

Alguns elementos-traço, como Hg, Pb, Cd, Ag, Cr, Ni e Sn, não tem função biológica conhecida e são geralmente tóxicos a uma grande variedade de organismos. Mesmo aqueles elementos com função biológica definida, podem, quando em grandes concentrações, apresentar alta toxicidade aos organismos vegetais e animais (ESTEVES, 1998).

Compostos químicos, quando presentes na água, fazem com que ela fique tóxica. Como exemplo, podemos citar o cobre, o zinco, o chumbo, os cianetos, o cromo hexavalente, o cádmio, o arsênio, o selênio, a prata, o mercúrio, o bário. Essas impurezas podem alcançar a água a partir de efluentes industriais, drenagem de áreas agrícolas ou atividades de mineração (BRAGA et al, 2005).

3.5.1.12 Sólidos Totais Dissolvidos (STD)

Todos os contaminantes da água, com exceção dos gases dissolvidos, contribuem para a carga de sólidos. Por convenção diz-se que as partículas de menores dimensões, capazes de passar por um papel de filtro de tamanho especificado correspondem aos sólidos dissolvidos, enquanto que as de maiores dimensões, retidas pelo filtro são considerados sólidos em suspensão. De maneira geral, são considerados como sólidos dissolvidos aqueles com dimensão inferior a 10^{-3} μm , geralmente correspondem a sais e a matéria orgânica (VON SPERLING, 2005).

Nos estudos de controle de poluição das águas naturais e principalmente nos estudos de caracterização de esgotos sanitários e de efluentes industriais, as determinações dos níveis de concentração das diversas frações de sólidos resultam em um quadro geral de distribuição das partículas com relação ao tamanho (sólidos em suspensão e dissolvidos) e com relação a natureza (fixos ou voláteis e minerais ou orgânicos). Este quadro não é definitivo para se entender o comportamento da água em questão, mas constitui-se uma informação preliminar importante (PIVELI e KATO, 2006).

3.6 Contaminação das águas subterrâneas por lixões e/ou aterros sanitários

Nos aquíferos, devido à lenta circulação das águas subterrâneas, capacidade de adsorção dos terrenos e pequeno tamanho dos canalículos, uma contaminação pode levar muito

tempo até manifestar-se claramente. O notável poder de depuração dos aquíferos, em relação a muitos contaminantes e, o grande volume de água que armazenam, fazem com que as contaminações extensas se manifestem muito lentamente e as contaminações localizadas somente apareçam depois de algum tempo e, mesmo assim, quando deslocadas para captações em exploração. Em aterros sanitários ou em lixões situados sobre materiais permeáveis, como por exemplo, areias, cascalhos ou rochas fissuradas, a migração do chorume pode produzir, após algumas décadas, contaminação das águas subterrâneas ao longo de áreas muito maiores do que a ocupada pelos resíduos (FEITOSA et al, 2008).

Segundo Freeze e Cherry (apud Feitosa et al, 2008) está comprovado que em regiões úmidas, as infiltrações de água de chuva nos aterros sanitários produzem chorume pelo menos durante os primeiros trinta ou quarenta anos de sua existência. Sabe-se muito pouco sobre a capacidade de produção de chorume em períodos muito longos.

Além de chorume, a infiltração de água de chuva em depósitos de resíduos produz vários tipos de gases por decomposição bioquímica de matéria orgânica. Os mais comuns são: dióxido de carbono, metano, gás sulfídrico, hidrogênio gasoso e nitrogênio gasoso (FEITOSA et al, 2008).

Hypolito e Ezaki (2006) em estudo sobre sistema solo-lixo-chorume-água de aterros sanitários da região metropolitana de São Paulo, detectaram, em análise química de poços situados à jusante do aterro, a influência dos produtos da decomposição dos resíduos quando comparados aos valores naturais de poços a montante e aos limites exigidos pela portaria nº 518 do Ministério da Saúde. Os mesmos autores detectaram que as elevadas concentrações de íons ferro e manganês nas águas subterrâneas se devem às condições redutoras características do ambiente com presença de materiais em decomposição anaeróbia. Estes metais tornam-se móveis em tais condições e é um indicativo de escape e infiltração de chorume em algum local. Na fase aeróbia de decomposição, a queda de pH e os baixos valores na fase de transição propiciaram solubilidade dos materiais com elevação na concentração de materiais em solução e, conseqüentemente, aumento da condutividade elétrica (CE). Na fase aeróbia/anaeróbia o pH manteve-se ácido com queda da condutividade elétrica indicando variações na disponibilidade iônica e a fase anaeróbica é caracterizada pela queda da CE, ou seja, diminuição da concentração de metais e pela elevação do pH. Por fim, concluíram que a

retenção de íons metais pesados nos solos de aterros depende de uma conjunção de fatores como composição textural, capacidade de troca iônica, mineralogia, conteúdo de matéria orgânica etc., podendo um fator prevalecer sobre outro. Deve-se considerar também a variabilidade composicional dos resíduos que podem interferir no controle do conteúdo e distribuição de metais. Na água não foram detectados íons de metais pesados tóxicos, como por exemplo, chumbo, cádmio, zinco cobalto, indicando que esses metais foram contidos no lixo ou adsorvidos ao solo.

Em outro estudo realizado por Hypolito et al (2005), foi analisado o comportamento de espécies de mercúrio no sistema sedimento-água do mangue no município de Cubatão-São Paulo, situado em área industrial, nas proximidades do aterro sanitário e que recebe efluentes sanitários. Estes autores, averiguaram que o mercúrio junto aos materiais sólidos, a riqueza de matéria orgânica, associada à presença de altos teores de argila, assim como condições de alta salinidade, como é o caso dos manguezais, levam a um comportamento bastante complexo das espécies de mercúrio. A forma segundo a qual o mercúrio vai se apresentar ou as transformações que poderá sofrer na busca da estabilidade, dependerá essencialmente das condições de pH, do potencial e oxirredução, concentração de ânions, tipo de solubilidade, tipos de solo/sedimento aos quais está associado e da matéria orgânica disponível para formar complexos estáveis.

Outro aspecto importante refere-se à presença de mercúrio em meio aquático e a possibilidade de transformação do metal em compostos metilados, muito mais tóxicos. A maior adsorção do mercúrio está associada ao aumento dos teores de compostos (óxidos e hidróxidos) de ferro, alumínio, manganês e matéria orgânica nos sedimentos. Eles agem de forma a promover a mobilização do mercúrio, pois contribuem para a elevação da força iônica. O manganês apresenta-se em baixas concentrações e tem o mesmo comportamento que o ferro e alumínio. Os resultados analíticos desse estudo confirmam a presença estável do mercúrio metálico associado ao material sólido e sua inexistência ou presença em baixas concentrações nas águas. Também mostra que o cloreto no ambiente de estudo é uma contaminação natural nas águas (HYPOLITO et al, 2005).

Abu-rukah e Al-kofari (2001) avaliaram os efeitos do lixiviado na qualidade da água subterrânea nas proximidades do aterro de El-Akader no norte da Jordânia. Para avaliar a qualidade da água subterrânea foram escolhidos 11 poços na vizinhança do aterro com

profundidade e proximidade do referido aterro variável. Quanto aos parâmetros, foram escolhidos os físicos, químicos e metais pesados mais representativos, também foi avaliado as características do lixiviado. O pH de todas as amostras foi aproximadamente neutro e para o lixiviado foi constatado que o pH aumenta com a idade do aterro. A condutividade elétrica calculada foi alta, especialmente para as amostras dos poços mais próximos do aterro. O que segundo estes autores, é um indicativo de contaminação pelo aterro.

Por fim, os referidos autores concluíram que o aterro de Al-Akader constitui um sério risco para o aquífero local e afetou os vários usos que se poderiam fazer da água subterrânea, pois alguns poços não devem ser utilizados até mesmo para a agricultura. Outra conclusão foi a de que os poços mais próximos do aterro apresentaram os piores indicativos de qualidade da água. A maioria dos parâmetros físicos e químicos excedem os valores permitidos na legislação daquele país, sendo a água subterrânea considerada não potável.

Santos et al (2009) estudaram a correlação de matéria orgânica e variáveis intervenientes na qualidade da água subterrânea em aterro sanitário de Cuiabá, através de análises físico-químicas e exames bacteriológicos, em poços a montante e a jusante durante o período de um ano. Os resultados obtidos foram comparados com os valores limites da Portaria 518 do Ministério da Saúde. Os resultados analíticos apontaram valores altos para DBO e DQO em todos os poços monitorados, indicando possível contaminação.

Segundo Perpétuo e Gonçalves (2009), que realizaram estudo preliminar da qualidade das águas dos poços e cisternas da cidade de Virginópolis – MG, encontraram que 56% das residências utilizam somente água subterrânea nas suas atividades, pois a consideram de boa qualidade e de fácil captação. Na maioria das residências, a simples filtração era o único tratamento utilizado. Os resultados obtidos mostraram que a maioria das amostras obtidas não estavam contaminadas para os parâmetros físico-químicos, no entanto, as análises bacteriológicas mostraram a presença de coliformes termotolerantes acima do permitido na maioria dos pontos de coleta.

Lopes e Schalch (2006) avaliaram a qualidade de água subterrânea sob o aterro sanitário de Bauru – SP e encontraram que a coloração depende da qualidade de sólidos dissolvidos e pode estar associada à decomposição da matéria orgânica, aos metais

solúveis presentes no solo, como ferro e manganês ou a lançamento de efluentes industriais e domésticos. O ferro pode conferir sabor e cor à água e naturalmente ocorre nas águas subterrâneas. Estes mesmos autores consideraram os cloretos um bom indicador de poluição, sugerindo que os mesmos devem estar incluídos em programas de monitoramento de águas subterrâneas sob a influência de aterros sanitários ou lixões. O pH esteve associado aos sólidos e aos gases dissolvidos, depende da dissolução de rochas, da absorção de gases da atmosfera e da oxidação da matéria orgânica.

Lopes et al (2007) estudaram a influência do aterro sanitário de São Carlos-SP na qualidade da água subterrânea e superficial. Foram coletadas amostras, em pontos a montante e a jusante do aterro, durante o período de aproximadamente um ano e analisados parâmetros físicos-químicos, metais pesados e a toxicidade. Os valores obtidos foram analisados observando os estabelecidos pela Portaria nº 518 do Ministério da Saúde e a Resolução 357 do CONAMA.

As amostras de água subterrânea apresentaram baixos teores de OD, menor que 5 mg/L. O pH ácido e a temperatura detectados foram de acordo com as águas naturais daquele aquífero. Os poços a jusante apresentaram salinidade elevada, diferentemente das águas naturais do aquífero que apresentam salinidade baixa. Com exceção do poço a montante, a DBO e a DQO foram elevadas em todos os poços, ambas acima de 5 mg/L. Para o nitrogênio amoniacal os poços a jusante apresentaram valores de 10 a 15 vezes maiores que o estabelecido pela legislação, todavia os poços a montante apresentaram valores um pouco acima, indicando possivelmente uma contaminação da água subterrânea de outras fontes além do aterro sanitário (LOPES et al, 2007).

O poço a jusante mais próximo do aterro apresentou os maiores valores de condutividade elétrica, valores estes muito superiores a média dos outros poços. O mesmo poço apresentou concentrações de cloreto quase três vezes superiores ao estabelecido pela legislação. As análises de metais pesados nas águas subterrâneas de todos os poços apresentaram concentrações de ferro, manganês, cromo e alumínio muito acima do estabelecido pela legislação. O ferro é o único metal pesado que naturalmente está presente no solo da região (LOPES et al, 2007).

LOPES et al (2007) concluíram que o aterro contaminou o lençol freático, pois os resultados demonstraram que as amostras a jusante apresentaram as maiores

concentrações e toxicidade, comprovando que o aterro contribui significativamente para a contaminação do lençol freático.

Para a CETESB (2007), concentrações de nitrato acima de 5 mg/L indicam uma alteração do equilíbrio natural, principalmente por influência antrópica sobre a qualidade das águas subterrâneas. Assim, essa concentração foi adotada como um valor de prevenção. Aquelas que ultrapassam 10 mg/L, valor estabelecido como padrão de potabilidade pela portaria n° 518 do Ministério da Saúde, são consideradas contaminadas.

Coelho (2007) pesquisou o decaimento natural de microorganismos indicadores de poluição por esgotos domésticos em aquífero freático saturado, em função do tempo de trânsito desse efluente nas águas subterrâneas, infiltrando efluente bruto da rede coletora no solo. A movimentação de microorganismos nas zonas saturadas do solo depende diretamente de diversos fatores, como da carga hidráulica, da velocidade de percolação e da concentração de microorganismos no efluente, dentre outros. A contaminação dos aquíferos freáticos também depende, inversamente, de outros fatores, como do tempo de detenção dos esgotos na zona não saturada, da profundidade dos aquíferos em relação à superfície de aplicação e da temperatura do meio. Esta mesma pesquisadora, concluiu que é difícil fazer generalizações a respeito da distância percorrida por microorganismos no solo, porém, o movimento está diretamente relacionado com valores de carga hidráulica e inversamente com tamanho das partículas de solo e da concentração e composição catiônica do soluto. A retenção e a sobrevivência também dependem dos valores de fluxo das águas subterrâneas, da pressão de oxigênio, da temperatura, da disponibilidade de alimento, do grau de saturação do solo, do pH, do conteúdo de matéria orgânica e a concentração inicial de bactérias. Em geral, as enterobactérias persistem no solo durante dois ou três meses.

Os resultados obtidos pela concentração de microorganismos infiltrados e suas concentrações obtidas nos poços de monitoramento, comprovaram o decaimento bacteriológico e a eliminação de 98,47% de coliformes termotolerantes, no período de 21 dias (COELHO, 2007).

No local de disposição de resíduos sólidos de Uberlândia – MG, Coelho e Santos (2004) avaliaram as condições físico-químicas das águas subterrâneas com a finalidade de constatar a contaminação por chorume. Os resultados obtidos para a maioria dos

parâmetros físico-químicos analisados demonstram contaminação e estão fora dos padrões da legislação, vigente na época (Resolução CONAMA 20/1986 e Diretriz Normativa COPAM-MG Nº 10/1986). Medidas de alcalinidade e acidez apontam para a contaminação dos poços pelo aterro, pois a acidez não é causada somente pelo CO₂ dissolvido, que tem baixa solubilidade em água (da ordem de 10⁻³ mol/L), o que forneceria um valor de acidez desprezível. Considerando que o nitrogênio amoniacal estava presente em todas as amostras, há a possibilidade de que seja uma das substâncias responsáveis pela acidez. A alcalinidade indica a presença de contaminantes básicos, como o nitrato, resultado da ação biológica.

Ainda segundo Coelho e Santos (2004), a infiltração e percolação do chorume através do solo explicaram os elevados índices de DQO, DBO₅, cloreto e N amoniacal, nas águas subterrâneas à jusante do aterro. Os resultados obtidos para o nitrogênio amoniacal (sob as formas de amônia e sais de amônio) indicam a ocorrência de contaminação direta por dejetos de origem animal e vegetal. Como o nitrogênio orgânico converte-se progressivamente em nitrogênio amoniacal por atividade biológica e o nitrogênio amoniacal pode se converter em nitrito e nitrato é importante que todas as formas de nitrogênio sejam determinadas nesse tipo de investigação.

A partir desses resultados, Coelho e Santos (2004) concluíram que a matéria orgânica e muitos outros compostos presentes ou produzidos da degradação do lixo aterrado, estão sendo solubilizados e transportados pela água da chuva através do solo e sub-solo, enriquecendo-se na zonas de recarga das águas subterrâneas. Os solos do aterro favorecem esse processo de contaminação, pois são de elevada permeabilidade o que facilita o fluxo de líquidos percolados. A contaminação ocorre de forma difusa, de difícil atenuação e de caráter irreversível.

Em estudo realizado em Ribeirão Preto com água subterrânea captada em poços a montante e a jusante do aterro sanitário, com o objetivo de detectar e avaliar os níveis de metais pesados, Piaí et al (2006) destacam dentre os resultados a presença de chumbo acima do estabelecido pela portaria nº 518 do Ministério da Saúde e os danos à saúde que esse metal pode provocar, tais como anemia, dores de cabeça, coordenação motora reduzida e alto poder carcinogênico. Com relação ao alumínio, todos os valores encontrados estiveram abaixo do estipulado pela referida portaria. Mesmo assim, as concentrações são relevantes, considerando que atualmente que o aumento da

concentração no organismo humano está relacionado com alterações neurológicas, evidenciando-se um índice elevado desse metal em pacientes portadores do Mal de Alzheimer. Piaí et al (2006) comentam ainda que em sistemas subterrâneos a solubilidade do alumínio é altamente dependente do pH, sendo que limites entre 4 a 6 geram hidrólise dos complexos contendo alumínio, deixando o metal livre (PIAÍ et al, 2006).

Outros metais como manganês, sódio, bário, potássio e zinco apresentaram valores abaixo do limite de detecção do método para os poços de montante e os poços de jusante apresentaram valores abaixo do recomendado pela portaria 518 do Ministério da Saúde. Ao avaliar as concentrações de Selênio os valores de montante estão sempre abaixo do limite de detecção, entretanto, uma amostra de jusante os valores estão acima do indicado pela portaria 518 do Ministério da Saúde. Esse metal pode ser encontrado em vidros e aços inoxidáveis, no organismo possui potencial carcinogênico (PIAÍ et al, 2006).

Em outro estudo no mesmo local, no ano de 2000, nenhum valor para metais pesados apresentaram-se acima do estabelecido para a legislação em vigor na época, considera-se que nos dias atuais há uma contaminação por chumbo na água subterrânea (PIAÍ et al, 2006).

Migliorini et al (2006) monitoraram a qualidade da água subterrânea em áreas de cemitérios. Estes autores concluíram que a condutividade elétrica aumentou devido ao necrochorume, que aumentou o teor de sais dissolvidos. Constataram que todos os poços apresentam valores abaixo do valor máximo permitido (VMP) de STD para consumo humano, no entanto, os poços de montante apresentaram valores inferiores aos demais, o que sugere que os cemitérios aumentam a concentração de minerais nas águas subterrâneas. De maneira geral, não foi comprovada a contaminação das águas subterrâneas por produtos nitrogenados e por metais pesados. Todos os valores tomados como referência são os referidos na Portaria nº 518 do Ministério da Saúde.

Pujari et al (2007) avaliaram a contaminação da água subterrânea nas proximidades do aterro de Nagpur – Índia e detectaram valores significativos de condutividade nos poços a jusante do aterro quando comparados com os poços de montante. Outros resultados similares são observados para cloretos, sulfatos, cálcio, magnésio e nitrato. A concentração de cátions e ânions também é significativamente maior nos poços a jusante

do que nos poços a montante do referido aterro. Segundo os mesmo autores os resultados das análises de água mostraram-se acima do limite para o padrão de potabilidade daquele país. Os dados qualitativos dos poços a jusante mais próximos do aterro indicam significativa contaminação. Os mesmos poços apresentam valores altos de STD, possivelmente advindos da contaminação pelo lixiviado.

Souza e Naval (2000) caracterizaram as águas sob influência do aterro sanitário de Palmas – Tocantins com o objetivo de monitorar e verificar a eficiência do sistema de tratamento de resíduos sólidos. Os resultados obtidos foram analisados segundo a Resolução nº 20 do CONAMA (vigente na época). Os teores de oxigênio dissolvido em todos os pontos estudados foram baixos, principalmente nos pontos à jusante do aterro. A DBO apresenta valores elevados à jusante do aterro, com material orgânico proveniente do aterro, pois é a única fonte de contaminação. Com relação à concentração de STD, os valores de todos os pontos não superaram os preconizados pela referida resolução, mas os pontos a jusante apresentaram valores mais altos, principalmente na estação seca, caracterizando a possibilidade de contribuição de sólidos. Quanto aos nutrientes, apenas o nitrito supera os teores indicados como máximo apontando que a fonte poluidora ainda é recente, estando o material residuário na fase ácida de degradação. Quanto aos metais pesados, o único que apresentou valores acima da legislação foi o cádmio, provavelmente, devido às pilhas e baterias presentes no aterro. De acordo com os parâmetros analisados, foi concluído que a maioria deles está fora dos índices máximos preconizados pela resolução citada anteriormente. Determinando a influência do aterro sanitário nas águas, principalmente subterrâneas.

Mohammed et al (2008) estudaram o transporte de contaminantes em um lixão industrial de Bangarole – Índia, utilizando amostras de solo e águas subterrânea de locais próximos do referido lixão. Com esses dados foi aplicado a modelagem de transportes dos contaminantes com técnicas numéricas. A difusão dos contaminantes deve considerar não somente as camadas do solo, mas também vários processos de atenuação que ocorrem na migração dos íons através do solo. Durante a migração dos contaminantes, esse transporte é controlado por processos físicos, químicos e biológicos. O estudo detalhado e caracterizado desses contaminantes deve contemplar a contaminação natural e as mudanças a que o solo está submetido. O resultado das análises da água subterrânea para os parâmetros dureza, cloretos, fluoretos, alcalinidade, DBO, DQO e pH mostraram-se acima do limite permitido. A dureza em quase todas as

amostras foi atribuída a presença de minerais dissolvidos tais como carbonatos e bicarbonatos de cálcio, magnésio e cloretos, como também sulfato de cálcio e sódio. O comportamento migratório do sódio, sulfato, cálcio e cloretos mostram que íons de sódio têm a migração atrasada quando comparados com outros parâmetros como, por exemplo, cloretos e sulfatos.

Suzuki et al (2005) estudaram o comportamento geoquímico do solo, na região do lixão de Ilhabela – SP. Os resultados evidenciam a ocorrência de interação entre o solo e o chorume, e a adsorção dos metais pesados mostrou ser um mecanismo complexo e dinâmico, uma vez que há uma variação não linear das concentrações destes metais no chorume e no solo. Além da simples adsorção, pode ter ocorrido complexação dos metais pesados o que mascara sua detecção por análises químicas.

Ideriah et al (2006) notaram a variabilidade de matéria orgânica no solo de acordo com as estações do ano, nas águas subterrâneas próximas ao lixão de Port Harcourt, Nigéria. No entanto, observaram também que o nível de matéria orgânica diminui com o aumento da distância do lixão. O estudo mostrou que o lixão contribui para a concentração no solo de nutrientes, metais pesados e outros indicadores. A textura do solo, alta concentração de matéria orgânica, disponibilidade de fósforo, o nitrogênio e o pH provavelmente influenciam a acessibilidade e mobilização de metais no solo.

A presença de metais na água subterrânea apresenta especial interesse, sobretudo para aqueles elementos cujos limites são fixados pelos padrões de água potável. A química ambiental dos traços de metais é complexa, sendo muito difícil prever o comportamento e transporte desses elementos nos sistemas de água subterrânea. Fenômenos de adsorção e reações químicas de precipitação são responsáveis por uma movimentação muito lenta dos metais em relação à velocidade da água subterrânea (FEITOSA E MANOEL Fº, 2008)

De acordo com os relatos acima, depreende-se que os locais de disposição de resíduos sólidos, sejam lixões ou aterros sanitários, são potenciais fontes de contaminação do solo e das águas superficiais e subterrâneas nas suas proximidades. Nos centros urbanos a população necessita de água de boa qualidade, utilizando a água subterrânea, muitas vezes sem nenhum tratamento. Por isso torna-se necessário o monitoramento dessas águas para segurança da população que eventualmente a consome e também para mitigação dos impactos na natureza.

3.7 Legislação relativa à água subterrânea

Água potável é definida, na portaria nº 518 do Ministério da Saúde, como aquela para consumo humano cujos parâmetros microbiológicos, físicos, químicos e radioativos atendam ao padrão de potabilidade e que não ofereça riscos à saúde. Em toda e qualquer situação, incluindo fontes individuais como poços, minas, nascentes, dentre outras.

A tabela 3.4 mostra alguns parâmetros citados na Portaria nº 518/2004 do Ministério da Saúde com seu correspondente Valor Máximo Permitido (VMP).

Tabela 3.4: Principais parâmetros estudados referentes à Portaria nº 518.

PARÂMETRO	VMP ⁽¹⁾	UNIDADE
Escherichia coli ou coliformes termotolerantes	Ausência em 100 ml	
Turbidez	1 ⁽²⁾	UT
Amônia (como NH ₃)	1,5	mg/L
Nitrito	1	mg/L
Nitrato	10	mg/L
Chumbo	0,01	mg/L
Alumínio	0,2	mg/L
Cor Aparente	15	uH
Dureza	500	mg/L
Sólidos Dissolvidos Totais	1000	mg/L
Cloreto	250	mg/L
<p>(1) Valor Máximo Permitido.</p> <p>(2) Unidade de Turbidez – 1,0 UT é a valor limite aceito em 95% das amostras. Entre os 5% dos valores permitidos da turbidez superiores ao estabelecido, o limite máximo para qualquer amostra pontual deve ser de 5,0 UT.</p> <p>(*) Recomenda-se que o pH da água seja mantido na faixa de 6,0 a 9,5.</p>		

Fonte: Adaptado da Portaria nº 518 (BRASIL, 2004).

A resolução CONAMA nº 396/08 classifica e dá diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas, segundo os seus usos preponderantes mais restritivos atuais ou pretendidos, exceto para a classe 4 que deverá prevalecer o uso menos restritivo. Segue abaixo a referida classificação:

Classe especial: Água subterrânea destinada à preservação de ecossistemas em unidades de conservação de proteção integral e as que contribuam diretamente para os trechos de corpos de água enquadrados como superficial;

Classe I: Água subterrânea sem alteração de sua qualidade por atividades antrópicas e que não exigem tratamento para qualquer uso preponderante;

Classe II: Água subterrânea sem alteração de sua qualidade por atividades antrópicas e que podem exigir tratamento adequado devido às suas características hidrogeoquímicas naturais;

Classe III: Água subterrânea com alteração de sua qualidade por atividades antrópicas, mas não é necessário o tratamento devido em função dessas alterações, podendo exigir o tratamento devido às suas características hidrogeoquímicas naturais;

Classe IV: Água subterrânea com alteração de sua qualidade por atividades antrópicas e que só podem ser utilizadas sem tratamento para o uso menos restritivo;

Classe V: Água subterrânea que pode estar com alteração da sua qualidade por atividades antrópicas, destinadas a atividades que não têm requisitos de qualidade para uso.

A referida resolução estabelece os Valores Máximos Permitidos (VMP), que são valores de referência para as condições e padrões de qualidade das águas, observada a sua utilização, com ou sem tratamento, independente da classe de enquadramento. O VMP deverá ser observado para qualquer água subterrânea conforme o uso que se faz desta.

Os parâmetros selecionados para o enquadramento das águas subterrâneas serão escolhidos em função do uso e por critérios técnicos tais como fontes de poluição, características do aquífero e outros critérios que o órgão competente julgar necessário. Dentre os parâmetros selecionados, no mínimo, devem ser considerados Sólidos Totais Dissolvidos (STD), nitrato e coliformes termotolerantes.

Para o monitoramento da qualidade da água, a mesma resolução determina a análise dos mesmos parâmetros utilizados para a proposta de enquadramento, acrescidos de outros tais como: pH, turbidez, condutividade elétrica e medição de nível d'água. Bem como a coleta, no mínimo semestral, definida de acordo com as características hidrogeoquímicas e hidrogeológicas do aquífero, características das fontes de poluição e dos usos pretendidos. A tabela 3.5 mostra os parâmetros estudados nesta dissertação referentes a resolução Conama nº 396/08.

Tabela 3.5: Principais parâmetros estudados referentes à Resolução 396 (CONAMA, 2008)

Parâmetros	Usos Preponderantes da Água				Limite de Quantificação Praticável - LQP
	Consumo Humano	dessendetação de animais	Irrigação	Recreação	
Inorgânicos	µg/L				
Alumínio	200	5.000	5.000	200	50
Chumbo	10	100	5.000	50	10
Níquel	20	1.000	200	100	10
Cloreto	250.000		100.000 - 700.000	400.000	200
Sólidos Totais Dissolvidos	1.000.000				2.000
Microorganismos					
E. Coli	Ausentes em 100 mL	200/100 mL		800/100 mL	
Coliformes Termotolerantes	Ausentes em 100 mL	200/100 mL		1000/100 mL	

Fonte: Adaptado da Resolução CONAMA nº 396/2008 (BRASIL, 2008).

4 METODOLOGIA

Feitosa et al (2008), descrevem que a pesquisa de água subterrânea é mais lenta, dificilmente completa e mais onerosa. Os mananciais subterrâneos, pela sua própria natureza, não têm seu comportamento tão prontamente elucidado, como no caso dos mananciais de superfície. O conhecimento do comportamento dos mananciais subterrâneos, com efeito, evolui lentamente no tempo, a cada novo poço perfurado e testado, a cada novo nível ou descarga medida, a cada nova análise de dados efetuada, a cada novo relatório redigido. Nessas condições, é fundamental, para se atingir uma boa compreensão do comportamento dos aquíferos, o monitoramento permanente do seu desempenho (descargas, níveis e qualidade química) e análise permanente dos dados obtidos.

Este capítulo expõe a técnica aplicada na coleta, análise e tratamento dos dados para atingir os objetivos e que possibilitou a realização desta dissertação.

4.1 Localização e características regionais

João Pessoa, capital do estado da Paraíba é a maior cidade do estado com uma população de 702.235 habitantes, sendo a principal cidade da Região Metropolitana de João Pessoa (RMJP) formada por Cabedelo, Santa Rita, Bayeux com uma população total de 977.073 habitantes (IBGE, 2000). O município de João Pessoa tem a particularidade de abrigar o ponto mais oriental do continente americano.

O estuário do Rio Paraíba situa-se na zona da mata paraibana, entre as latitudes 6°57'24" e 7°08'30" S e as longitudes 34°57'30" e 34°48'45" W. Banha os municípios de João Pessoa, Santa Rita, Bayeux e Lucena, estendendo-se longitudinalmente por cerca de 22 quilômetros, desde a sua foz, no Porto de Cabedelo, até as proximidades da ponte sobre o rio Sanhauá, que liga os municípios de João Pessoa e Bayeux. Sua desembocadura separa os municípios de Cabedelo e Lucena.

O antigo lixão do Roger situa-se em manguezal adjacente ao rio Sanhauá, afluente do estuário do rio Paraíba. Assentado numa planície flúvio-marinha, cujos terrenos sedimentares apresentam uma altitude média inferior a 5 metros e localizado na região metropolitana de João Pessoa. Nesta planície de mangue, os solos salinos, alagados, muito mal drenados e ricos em enxofre favorecem a existência de crustáceos e

moluscos, como ostras, siris e caranguejos. A vegetação típica deste ambiente ocupava toda área, até o ano de 1970. A leste da planície ocorre um afloramento de calcário (NÓBREGA, 2003).

O primeiro depósito de lixo da cidade de João Pessoa, capital do Estado da Paraíba, foi o lixão de São Miguel. Com sua extinção, um terreno foi cedido à Prefeitura para depositar, provisoriamente, o lixo coletado da cidade. Este novo local passou a ser então usado como o lixão da cidade a partir de 1958. Foi inicialmente chamado de “Batatão” e posteriormente de Lixão do Roger (NÓBREGA, 2003).

O então novo lixão, que deveria ter uma vida útil de apenas 3 anos para receber, os resíduos sólidos coletados somente em João Pessoa, funcionou por mais de 40 anos. Nos últimos três anos de funcionamento, o antigo Lixão do Roger passou a receber também os resíduos sólidos oriundos dos municípios de Bayeux e Cabedelo, pois o Ministério Público fechou os lixões das referidas cidades. Em média, no último ano, recebia 900 toneladas/dia de lixo urbano. Assim, a partir do início do seu funcionamento, o Lixão do Roger foi crescendo. Sua área que era de 4,6 ha no ano de 1976 passou a ser de 17 ha em 2003. Este fato atraiu pessoas, que tinham nos resíduos sólidos uma fonte de sobrevivência, passando a ocupar uma região próxima. Surgiu então o aglomerado conhecido como “Favela do S”, apresentando precárias condições de vida e de trabalho para seus habitantes (NÓBREGA, 2003). A figura 4.1 mostra uma vista aérea do referido lixão em 2003.



Figura 4.1 – Vista aérea do antigo Lixão do Roger.

Fonte: Nóbrega (2003)

De acordo com Nóbrega (2003) em maio de 2003, o Lixão do Roger tinha 508 trabalhadores (catadores de lixo) e sérios problemas de ordem social, ambiental, sanitária e econômica, conforme figura 4.2. Apesar disto, quase não ocorria ação pública no sentido de resolver os problemas supracitados.



Figura 4.2 – Atividades no Lixão do Roger antes do seu fechamento

Fonte: Scientec (2009).

Durante todo o tempo de funcionamento do antigo Lixão do Roger, as reclamações da população pessoense foram sempre crescentes, principalmente aquela residente na área diretamente atingida. Os principais motivos eram: o provável transporte de organismos patogênicos e materiais perigosos pela ação do vento no local; o odor desagradável; a toxidez e a potencialidade cancerígena dos gases gerados no processo de biodegradação da massa de lixo; os problemas respiratórios causados pela fuligem proveniente da queima dos resíduos a céu aberto (NÓBREGA, 2003).

No dia 05 de agosto de 2003, o referido Lixão foi desativado e a disposição final dos resíduos sólidos coletados na cidade de João Pessoa passou a ser feita no Aterro Sanitário Metropolitano. Os 17 hectares do Lixão foram divididos em cinco (05) células, para o desenvolvimento de atividades visando à recuperação ambiental da área

degradada e implantação de um parque. Também foi construída a Central de Triagem de Resíduos Domiciliares (figura 4.3), onde cerca de 130 membros da Associação dos Trabalhadores de Material Reciclável - ASTRAMARE - trabalhavam na triagem dos materiais recicláveis (NÓBREGA, 2003).



Figura 4.3 – Galpão da ASTRAMARE.

Fonte: Nóbrega (2003)

No dia 01 de setembro do ano de 2006, por decisão da EMLUR, a referida Central foi desativada e os associados da ASTRAMARE foram transferidos para outra Central de Triagem, localizada nas proximidades do Aterro Sanitário Metropolitano de João Pessoa (SCIENTEC, 2009).

Atualmente, já estão concluídos os trabalhos, de colocação de drenos para chorume e para os gases, nas células 01 e 02 do antigo Lixão do Roger para sua recuperação ambiental. A figura 4.4 apresenta as obras que foram realizadas na célula 01 do referido Lixão e a figura 4.5 mostra a célula 02 (SCIENTEC, 2009).



Figura 4.4 – Colocação dos drenos de chorume na célula 1.

Fonte: Nóbrega (2003)



Figura 4.5 – Taludes da Célula 02 nas proximidades do P6.

Fonte: Scientec (2009)

4.2 Clima

Na área municipal, praticamente só existem duas estações no ano: o inverno com temperatura média em torno de 24° C, época em que ocorre o período de chuvas nos meses de março a agosto com máxima pluviometria em junho e o verão com temperatura média em torno de 26° C, período em que ocorre poucas chuvas ou seco, nos meses de setembro a fevereiro com as mínimas pluviométricas em novembro, dezembro e janeiro (NÓBREGA, 2002). A média pluviométrica para os anos de 2006, 2007 e 2008 foi de 1.787,43 mm (AESA,2010).

Os dados mensais de precipitação para o tempo foram obtidos na estação climatológica da Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado de Paraíba (AESA), através de contato pessoal. A tabela fornecida pela AESA com os valores pluviométricos mensais está no anexo A. A figura 4.6 mostra as totais pluviométricos mensais em João Pessoa.

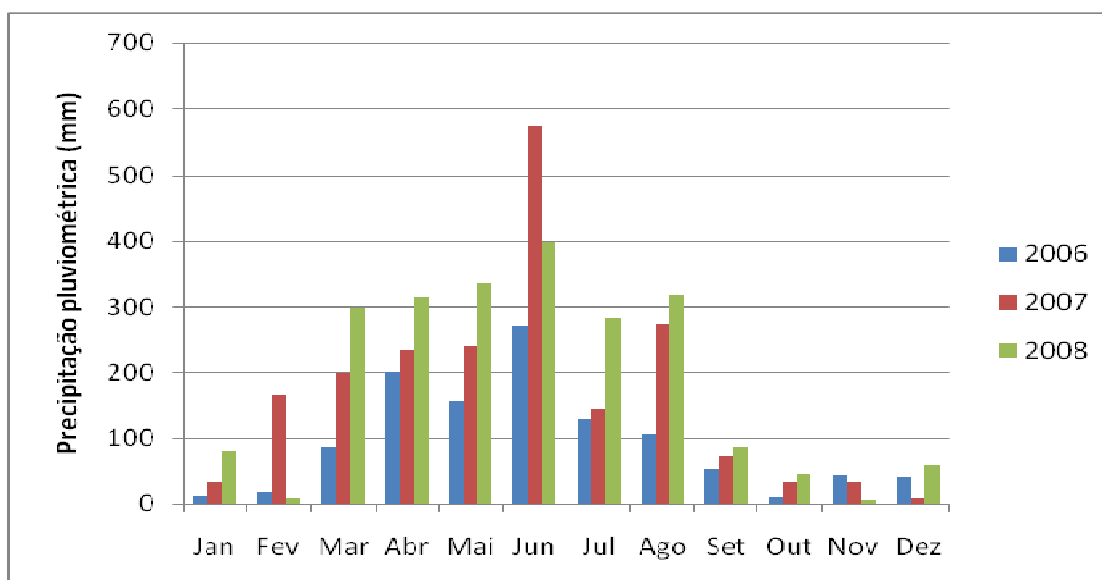


Figura 4.6 - Precipitação média mensal em João Pessoa.

Fonte: AESA (2009)

4.3 Aquíferos existentes

Na região litorânea do Estado da Paraíba estão presentes os sistemas fissurados, na província cristalina e os aquíferos porosos, na província sedimentar. Os terrenos sedimentares são o estofo do município de João Pessoa, representados pelos sedimentos mesoceno-zóicos do Grupo Paraíba compostos das formações Beberibe e Gramame, pertencentes à bacia sedimentar costeira denominada Pernambuco-Paraíba, além de exposições terciárias, constituídas do Grupo Barreiras e Quaternárias, formadas por aluviões, dunas e sedimentos de praia, tais como recifes e mangues (SCIENTEC, 2009).

Como expressão hidrogeológica apresentam-se os sistemas aquíferos Beberibe e Barreiras, sendo o primeiro do tipo confinado e mais importante e o segundo um sistema livre presente na formação do mesmo nome (SUDENE, 1978). Comparecem também como sistemas aquíferos menos importantes, os aluviões dos rios Gramame e Mumbaba, além dos sedimentos praieiros do município (SCIENTEC, 2009).

Formação Beberibe – Possui espessura na ordem de 200 metros sendo constituída por arenitos friáveis, mal selecionados; com níveis argilosos e coloração cinzentos e cremes. Na base próxima ao contato com o embasamento cristalino pode-se observar alguns leitos conglomeráticos com intercalações argilosas; no topo encontra-se arenitos médios a finos argilosos com presença de fósseis. Esta formação é a que possui maior interesse hidrogeológico local; sua alimentação é feita de uma forma indireta através de sua longa área de exposição, possuindo uma permeabilidade média de 1×10^{-5} m/seg e transmissibilidade de 2×10^{-3} m²/seg (SCIENTEC, 2009).

Formação Barreiras – Encontrada em toda faixa litorânea do estado da Paraíba, possuindo uma espessura média da ordem de 40 metros, litologicamente variando entre argilas e conglomerados pouco consolidado. Sua alimentação se faz exclusivamente pela precipitação atmosférica ao longo de sua extensa área de exposição, possuindo permeabilidade $K = 2,5 \times 10^{-6}$ m/seg e transmissibilidade $T = 1 \times 10^{-4}$ m²/seg. A Formação Barreiras na área estudada possui reduzida espessura como aquífero (SCIENTEC, 2009).

Na região do município de João Pessoa, o aquífero Barreiras é o principal responsável pela descarga de base dos seus rios de pequeno e médio porte. Em particular, o estuário dos rios Sanhauá e Paraíba atua como fornecedor de água deste aquífero em camadas compatíveis com os seus níveis piezométricos. Mesmo assim de pequena monta, já que poços perfurados em pequenas distâncias da borda do estuário (até cerca de 80 metros) não apresentam grau alto de salinidade (SCIENTEC, 2009).

Outros aquíferos como os sedimentos praieiros ou aluviões, facilmente recarregáveis devido as suas altas permeabilidades não ocorrem na área enfocada.

4.4 Sondagens de reconhecimento

O reconhecimento do subsolo da região do antigo lixão teve por finalidade analisar o perfil litológico, tipos e espessura das camadas predominantes e também detectar a ocorrência e fluxo da água subterrânea.

Foram feitas sondagens do subsolo de forma manual e mecânica atingindo profundidades variadas segundo o furo. Os perfis obtidos encontram-se no anexo B. A cada metro ou fração de metro eram recolhidas amostras pela cravação do amostrador-padrão. Estas amostras foram guardadas em sacos plásticos e, posteriormente, usadas para caracterizar o horizonte de solo. No total foram realizados cinco (5) furos na área de estudo.

Furo 01 e Furo 02 – Possuem pequena espessura saturada e profundidade de 2,10 metros e 1,70 metros respectivamente. Sua litologia predominante é de material argiloso repousando sobre o calcário da formação Gramame.

Furo 03 – Foi perfurado até o calcário e apresenta na parte basal uma quantidade de material arenoso permeável saturado, enquanto na porção média superior argila de constituição plástica semi-impermeável. Este furo tem uma profundidade de 12,5 metros até atingir o calcário.

Furo 04 e Furo 05 – Mostravam espessura saturada e litologia (areia fina à média), como níveis produtores de água, apesar da parte superior possuir camadas de natureza impermeável. Os furos 04 e 05 têm profundidades de 19,4 metros e 31,0 metros, respectivamente.

4.5 Localização dos poços para coleta de água subterrânea

O monitoramento das águas subterrâneas tem o papel de acusar a influência de uma ou várias fontes de poluição na qualidade da água subterrânea, fornecendo elementos para o diagnóstico da atual situação.

Os poços foram escolhidos estrategicamente nas proximidades do antigo lixão. A localização dos poços, aliado a métodos eficientes de coleta, acondicionamento e análise permitem resultados precisos sobre a influência da antiga área de disposição de resíduos sobre as águas subterrâneas.

Para a caracterização físico-química e bacteriológica das águas subterrâneas nas áreas de influência direta e indireta do antigo Lixão do Roger, foram fixados 6 pontos de amostragem. A Figura 4.7 mostra a distribuição dos poços (P1, P2, P3, P4, P5 e P6) ao longo da área potencialmente atingida, a localização das células (C1, C2 e C3) de resíduos, a área do referido lixão (limitada pela linha amarela) e um córrego (linha vermelha) tributário do rio Sanhuá, que circunda a antiga área de disposição de resíduos.

Na área de influência direta do antigo Lixão do Roger foram definidos os pontos P1 e P4, que são, respectivamente, um poço profundo localizado em um antigo curtume, no Porto do Capim e uma cacimba que fica em uma residência na Rua Anísio Salatiel. Os pontos P2 e P3 referem-se a um poço raso e outro profundo, respectivamente, situados na empresa Aquamares e estão na área de influência indireta do referido Lixão. O ponto P5 está localizado na entrada do Lixão e à montante da massa de lixo. O P6 também se localiza na área interna do lixão e fica à jusante dessa massa, nas proximidades da célula 1 (C1), célula 2 (C2) e célula 3 (C3). A Tabela 4.1 mostra a latitude, longitude e descrição dos poços.

Tabela 4.1 - Resumo da localização e descrição dos pontos de amostragem

Pontos de coleta	Latitude	Longitude	Descrição
P1	7° 6'39.96"S	34°53'16.60"O	Na área de influência direta
P2	7° 5'33.84"S	34°51'55.47"O	Na área de influência indireta
P3	7° 5'18.11"S	34°51'53.41"O	Na área de influência indireta
P4	7° 6'43.27"S	34°53'8.54"O	Na área de influência direta
P5	7° 6'27.60"S	34°53'1.89"O	Na área interna do antigo lixão
P6	7° 6'26.87"S	34°53'11.99"O	Na área interna do antigo lixão

Fonte: Google Earth (2009).

Para definição dos níveis dos poços P5 e P6 foi utilizada a topografia, com o auxílio de uma estação total. A determinação dos níveis d'água tem o objetivo de auxiliar no conhecimento do sentido do fluxo preferencial das águas subterrâneas, desta forma, foi possível juntar elementos que possam definir o sentido e a amplitude da contaminação do lençol freático. Os poços estão posicionados a montante e jusante, P5 e P6 respectivamente, da área de disposição de resíduos sólidos em relação ao fluxo preferencial das águas subterrâneas.

A diferença de nível dos poços da área de influência direta é detalhada na figura 4.8, em desenho esquemático, onde se mostra ainda o sentido preferencial do fluxo subterrâneo de P5 para P6.

A Figura 4.9 mostra as possíveis direções para o fluxo subterrâneo na região do antigo lixão. A direção preferencial para o fluxo subterrâneo se dá numa direção compreendida entre as retas AO e OC, passando por OB, do continente para o mangue. Na Figura 4.7 o córrego (linha vermelha) afluente do rio Sanhauá drena as águas superficiais nas proximidades do antigo lixão. É provável uma estreita relação entre água subterrânea e superficial nesse córrego, pois o nível do poço P6 é muito próximo da superfície, conforme Figura 4.9.



Figura 4.7 – Imagem dos poços e localização do antigo Lixão do Roger Fonte: Google Earth. Acessado em Janeiro de 2010.

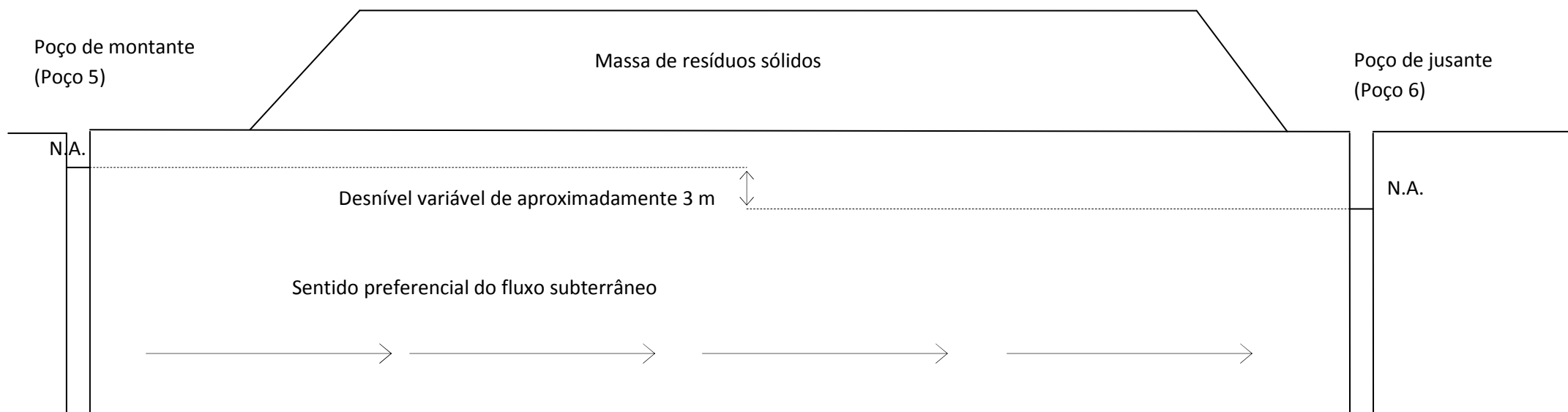


Figura 4.8 – Desenho esquemático dos níveis dos poços



Figura 4.9 – Imagem do antigo lixão e fluxo predominante. Fonte: Google Earth.
Acessado em Janeiro de 2010.

4.6 Coleta e ensaios

No total foram realizadas onze coletas, nas seguintes datas: 08/03/06, 09/08/06, 07/11/06, 28/02/07, 06/06/07, 12/09/07, 05/12/07, 20/02/08, 23/07/08, 26/11/08 e 22/04/09 seguindo aproximadamente uma coleta a cada trimestre durante quase três anos contemplando períodos de chuva e seca. Todas realizadas no período da manhã entre 8 e 11 horas. As amostras coletadas foram acondicionadas em garrafas de vidro limpas e garrafas PET virgens, sendo quatro (4) garrafas PET de um (1) litro e três (3) em garrafas de vidro, também, de um (1) litro. A amostra para análise microbiológica foi coletada em recipiente apropriado, com volume de aproximadamente 70 ml. As amostras eram mantidas sobre refrigeração, em recipiente de isopor e levadas para o laboratório de Saneamento da UFPB, onde as análises eram realizadas em tempo hábil. A Figura 4.10 abaixo mostra os recipientes.



Figura 4.10 – amostras
Fonte: Arquivo pessoal

O acesso ao poço P4 foi negado por parte do proprietário, a partir da quinta coleta, fato pelo qual os dados desse poço foram descartados. Os poços P5 e P6 não foram amostrados nas duas primeiras coletas em virtude de ainda não estarem construídos. A

coleta no P5 não foi realizada em 06/06/07 e 22/04/09 porque o poço foi danificado por ato de vandalismo.

A coleta de amostras nos poços P1, P2 e P3 foi realizada na saída da tubulação de recalque, após um tempo de aproximadamente 5 minutos de funcionamento do sistema. Para a coleta nos poços P5 e P6 foi construído um instrumento portátil, que servisse para a coleta das amostras. Constituído de um tubo de PVC de 32 mm de diâmetro e 1 metro de comprimento, na extremidade inferior uma válvula de pé e crivo, por onde a amostra adentrava no coletor, e na superior sustentado por uma corda. A Figura 4.11 mostra o coletor e as Figuras 4.12, 4.13, 4.14, 4.15 e 4.16 mostram a coleta nos poços P1,P2,P3,P5 e P6 respectivamente.



Figura 4.11 – Coletor para os poços P5 e P6

Fonte: Arquivo pessoal



Figura 4.12 - Coleta no poço P1

Fonte: Arquivo pessoal



Figura 4.13 - Coleta no poço P2

Fonte: Arquivo pessoal



Figura 4.14 - Coleta no poço P3

Fonte: arquivo pessoal



Figura 4.15 - Coleta no poço P5

Fonte: arquivo pessoal



Figura 4.16 - Coleta no poço P6

Fonte: Arquivo pessoal

As análises foram realizadas seguindo a metodologia constante na publicação do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater da American Public Health Association (APHA, 1998). A Tabela 4.2 apresenta a metodologia utilizada para determinação de cada parâmetro.

Foram selecionados parâmetros que caracterizam a qualidade natural das águas subterrâneas, bem como outros que são indicadores de efeitos antrópicos, de forma que apontem as possíveis fontes de contaminação. Foram usados os valores de referência estabelecidos na legislação brasileira como a Portaria nº 518/04 do Ministério da Saúde, que estabelece os padrões de potabilidade, e a Resolução CONAMA nº 396/08 que classifica e enquadra as águas subterrâneas. Nas amostras foram analisados os parâmetros: demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos totais dissolvidos (STD), óleos e graxas, dureza, turbidez, cor, cloretos,

amônia, nitrito, nitrato, chumbo, alumínio e coliformes termotolerantes. No instante da coleta eram determinados o pH e a condutividade elétrica.

Tabela 4.2 – Parâmetros e metodologia de ensaio.

Parâmetro	Metodologia analítica
pH	Potenciométrico
Condutividade Elétrica (CE)	Potenciométrico
Sólidos Totais Dissolvidos (STD)	Potenciométrico
Turbidez	Turbidimétrico
Cor	Comparativo de cor
Dureza	Titulométrico
Cloretos	Titulométrico
Amônia, nitrito e nitrato	Espectrofotometria de ultra-violeta visível
Óleos e graxas	Gravimétrico
DBO	Método dos frascos padrão
DQO	Titulométrico
Alumínio e Chumbo	Espectrofotometria de absorção atômica
Coliformes Termotolerantes	Tubos múltiplos - n° mais provável

Os ensaios para detecção de alumínio e óleos e graxas foram realizados pelo Instituto Tecnológico de Pernambuco (ITEP) em Recife. A análise microbiológica foi realizada pelo Laboratório de Tecnologia de Alimentos (LTA) de Engenharia de Alimentos da UFPB. Os demais ensaios foram realizados pelo Laboratório de Saneamento da UFPB.

4.7 Tratamento dos Dados

Inicialmente, os dados relativos às onze coletas foram plotados em gráficos, que mostram a distribuição temporal dos valores obtidos nas análises físicas, químicas e biológicas para cada um dos dezesseis parâmetros nos cinco poços amostrados. A distribuição normal dos dados foi testada através do teste de Kolmogorov-Smirnov, com nível de significância de 5% (SOKAL & ROHLF, 1981).

Foi feita análise de correlação entre um dado parâmetro nos diversos poços. Para a comparação simultânea das médias dos parâmetros nos vários poços, utilizou-se análise de variância segundo o método GT-2, com nível de significância de 5%. Segundo esse método, os intervalos cujos limites se sobrepõem não têm médias significativamente

diferentes entre si. Este método também é indicado para comparação entre amostras de tamanhos desiguais (SOKAL & ROHLF, 1981).

Segundo Von Sperling (2005), a análise da variância é uma extensão do teste t de Student, para a situação na qual se quer fazer comparações entre mais de dois grupos de dados. Isso é feito através da comparação de duas estimativas de variância do conjunto de dados.

Callegari-jacques (2008) afirma que a análise da variância (ou ANOVA, de “Analysis Of VAriance”) é uma poderosa técnica estatística desenvolvida por R.A. Fisher. Ela consiste em um procedimento que decompõe, em vários componentes identificáveis, a variação total entre os vários valores obtidos no experimento.

A análise da variância compara todas as médias em um único teste e visa a identificar a existência de ao menos uma diferença entre grupos, se alguma existir. Estes procedimentos permitem identificar quais as populações diferentes entre si, mantendo controlado o nível de significância do teste (CALLEGARI-JACQUES, 2008).

Considerando-se que essas águas são em geral utilizadas para consumo humano sem tratamento prévio, os resultados obtidos neste estudo foram comparados com os padrões de potabilidade da Portaria nº 518, de 25 de março de 2004 e Resolução CONAMA nº 396 de 1998, sempre que existentes. Porém os poços localizados no interior do antigo Lixão (P5 e P6) não são utilizados para abastecimento humano, mas, apenas para o monitoramento da qualidade da água referente ao presente estudo.

5 RESULTADOS

Neste capítulo serão apresentados e discutidos os resultados dos trabalhos de campo e de laboratório, bem como a caracterização temporal e o comportamento dos parâmetros. Na tabela 5.1 apresenta-se um resumo das estatísticas obtidas.

Os resultados obtidos nas amostras de água subterrânea foram comparados aos limites determinados pela Resolução CONAMA nº 396/08 que classifica e dá diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas. Visto que a NBR – 13896 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 1997) recomenda que a qualidade da água subterrânea na área de influência dos aterros sanitários atenda aos padrões de potabilidade estabelecidos na legislação vigente, fez-se uso também da Portaria nº 518 do Ministério da Saúde, de 25 de março de 2004, que dispõe sobre o controle e vigilância da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

Salienta-se que os VMP da Portaria nº 518 do Ministério da Saúde para os parâmetros alumínio, chumbo, cloreto, nitrato, nitrito, STD, sulfato e coliformes termotolerantes são os mesmos valores admitidos pela Resolução nº 396 do CONAMA.

No tocante a distribuição dos dados, em 76,25% dos casos ocorreu à distribuição normal, conforme resultado obtido pelo teste de Komogorov-Smirnov (SOKAL & ROHLF, 1981). No restante dos casos, a distribuição foi atípica, com a maioria dos dados sendo zero e apenas um ou dois dados diferindo deste valor, ou ainda com a maioria dos dados iguais.

Tabela 5.1 – Estatística descritiva do conjunto de dados obtidos

média		
mínimo	máximo	nº de determinações

Parâmetro	Unidade	P1			P2			P3			P5			P6		
pH	-	7,01			7,33			7,29			6,49			6,35		
		6,67	7,27	11	7,01	7,64	11	7,02	7,64	11	5,20	7,26	7	5,00	7,32	9
Condutividade elétrica	µS/cm	532			380			414			948			1960		
		295	752	11	300	614	11	307	652	11	550	1342	7	340	10428	9
Dureza	mg/L	321			204			309			2026			5320		
		288	389	11	180	215	11	144	361	11	987	3452	7	301	11851	9
Cor	mg/L	1,1			0,4			0,2			290,7			240,2		
		0,0	5,0	11	0,0	5,0	11	0,0	2,5	11	120	600	7	0	400	9
Turbidez	UNT	0,2			0,5			1,2			81,3			88,3		
		0,1	0,7	11	0,2	0,8	11	0,1	3,9	11	5,5	152,0	7	3,9	59,0	9
STD	mg/L	265			193			212			513			903		
		148	363	11	161	310	11	161	333	11	280	729	7	171	4329	9
DBO ₅	mg/L	2			1			1			144			159		
		0	9	11	0	7	11	0	1	10	89	330	7	0	420	9
DQO	mg/L	7			10			6			427			441		
		4	18	9	2	45	11	1	10	10	278	632	7	8	735	9
Óleos e graxas	mg/L	5,5			2,7			3,8			2,2			10,6		
		2,1	28,7	10	2,1	5,0	9	2,1	11,2	9	2,1	2,5	6	2,1	21,8	9
Cloretos	mg/L	99			98			100			3747			8692		
		63	145	11	82	125	11	77	195	11	2271	8454	7	87	13452	9
Amônia	mg/L	0,21			0,23			0,22			279,73			313,66		
		0,00	2,14	11	0,00	2,33	11	0,00	2,20	11	198,00	549,10	7	0,00	738,50	9
Nitrito	mg/L	0,02			0,02			0,02			1,60			1,72		
		0,00	0,10	11	0,00	0,10	11	0,00	0,10	11	0,00	5,30	7	0,00	4,90	9
Nitrato	mg/L	1,15			0,65			0,20			0,23			0,35		
		0,00	6,50	11	0,00	6,00	11	0,00	1,10	11	0,00	1,50	7	0,00	1,60	9
Alumínio	mg/L	0,02			0,02			0,02			6,06			2,01		
		0,01	0,04	10	0,01	0,04	10	0,01	0,04	10	0,10	25,20	7	0,10	18,00	9
Chumbo	mg/L	0,02			0,02			0,02			0,50			0,40		
		0,00	0,10	10	0,00	0,10	10	0,00	0,10	10	0,50	0,50	6	0,00	0,50	9
Coliformes termotolerantes	NMP/ 100 mL	11			22			9			95			24		
		0	460	11	0	2400	11	0	43	11	0	640000	7	0	920000	9

5.1 Comportamento temporal

5.1.1 pH – potencial hidrogeniônico

A Figura 5.1 apresenta o comportamento dos valores de pH, observando-se que todos os poços se enquadram na faixa recomendada entre 6,0 e 9,5 pela Portaria nº 518 do Ministério da Saúde, com exceção do P6 e P5 em novembro de 2008 e de P6 em abril de 2009. Nota-se P6 e P5 com os menores valores de pH. Principalmente P6 que está localizado entre as Células 1, 2 e 3 e em local preferencial para escoamento das águas superficiais e subterrâneas.

A maioria das águas subterrâneas tem pH entre 5,5 e 8,5 e em casos excepcionais pode variar entre 3 e 11 (FEITOSA et al, 2008). Em trabalho semelhante, norte da Jordânia, relatado na revisão de literatura, os autores Abu-rukah e Al-kofari (2001) constataram que o pH de todas as amostras de águas subterrâneas estudadas foi aproximadamente neutro.

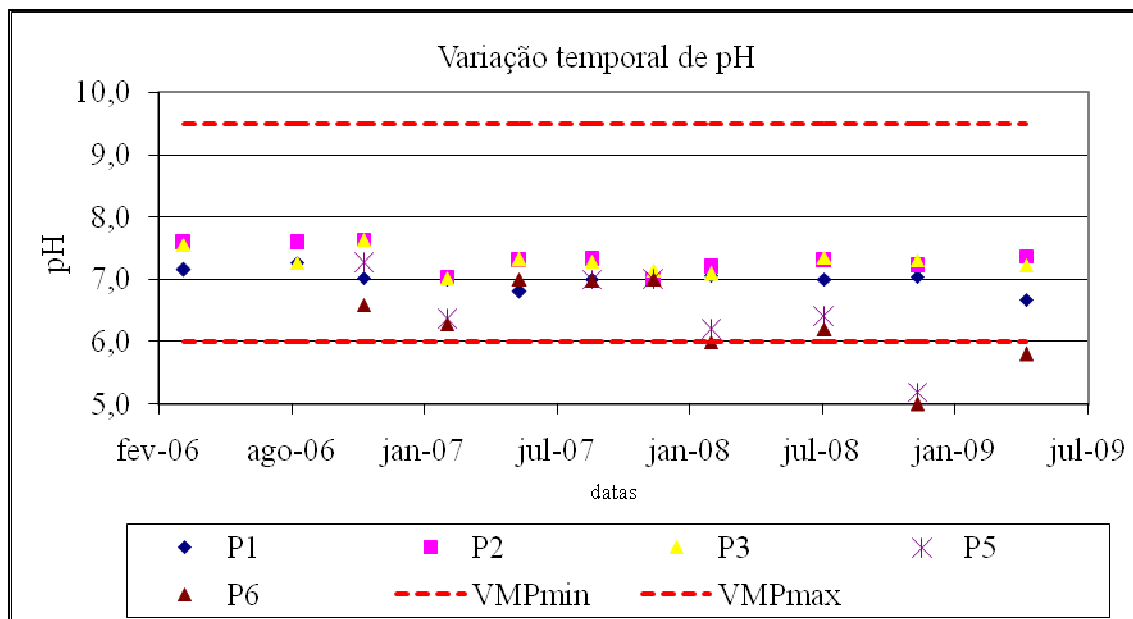


Figura 5.1: Comportamento temporal do pH.

A Figura 5.2, mostra que há diferença significativa entre as médias de pH do poço P6, na área interna do lixão, e os poços da área de influência indireta (P1, P2 e P3). O mesmo também ocorreu entre a média do poço P5 (também localizado na área interna do antigo lixão) e as médias dos poços P2 e P3. Não houve outras diferenças significativas entre as médias. Portanto, os poços P6 e P5 apresentam médias significativamente mais baixas em relação aos demais poços. Segundo Pivelli e Kato

(2006) a oxidação da amônia a nitrato leva a queda de pH. As Figuras 5.28 e 5.30 mostram a alta contaminação dos poços P5 e P6 por amônia e nitrito, respectivamente.

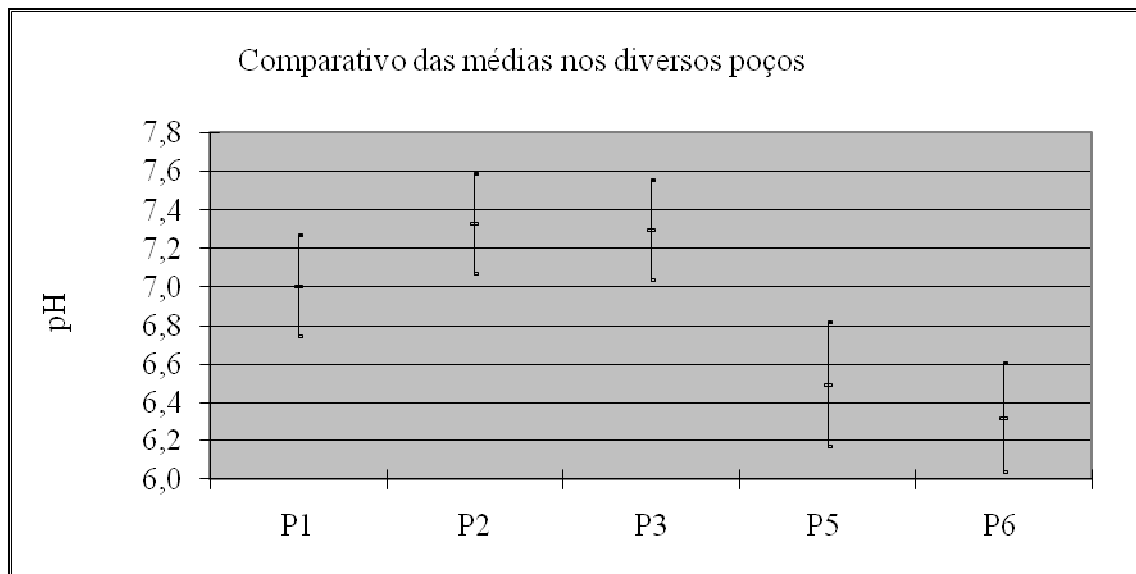


Figura 5.2: Análise GT-2 para comparação entre médias de pH

5.1.2 Condutividade Elétrica (CE)

A Figura 5.3 mostra o comportamento da CE para todos os poços. Os valores de CE variaram de 295 até 792 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para P1, P2 e P3. Nos poços P5 e P6 este parâmetro variou de 632 até quase 2.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Nem a Resolução CONAMA N° 396/08 nem a Portaria N° 518 do Ministério da Saúde estabelecem faixa de valores para condutividade. Estes elevados valores de CE para os poços da área interna do antigo lixão do Roger foram semelhantes aos encontrados por Lopes et al (2007) no aterro sanitário de São Carlos – SP. A condutividade alta é um indício de contaminação a partir de aterros sanitários, principalmente quando os valores das amostras dos poços mais próximos são os mais altos (ABU-RUKAH E AL-KOFARI, 2001).

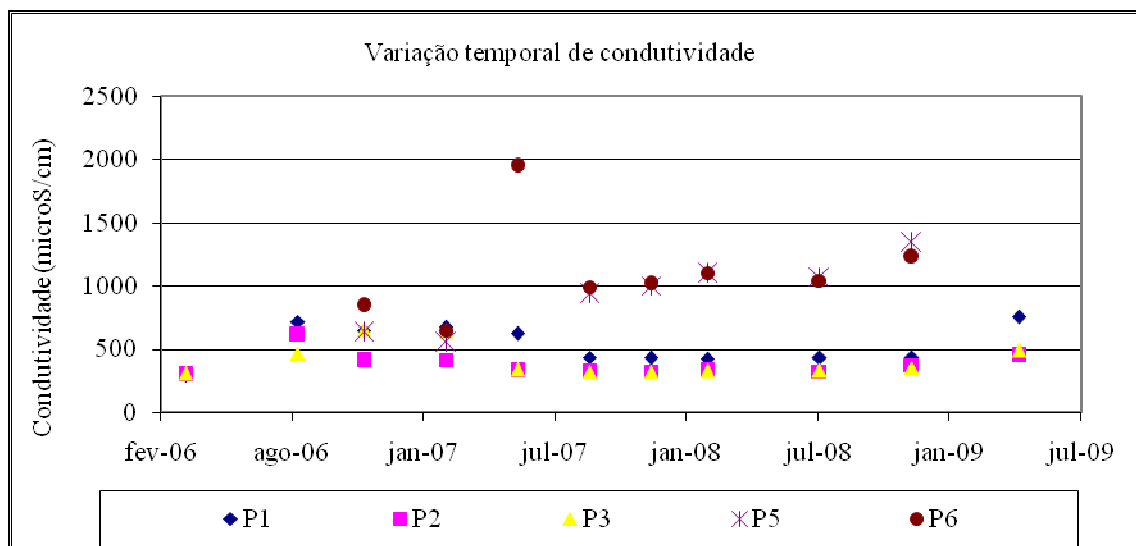


Figura 5.3: Comportamento temporal da Condutividade

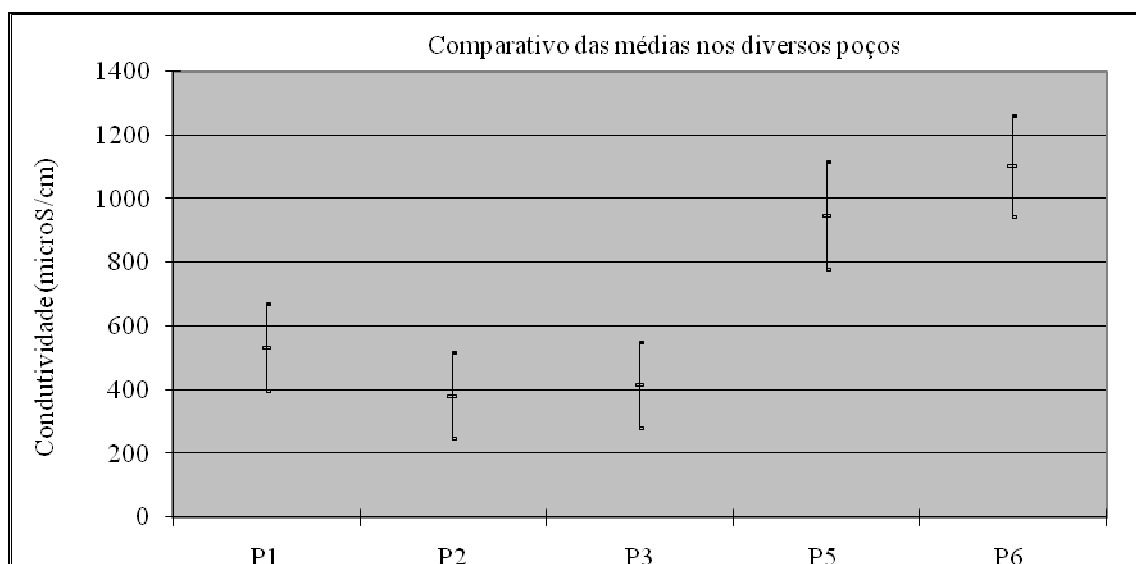


Figura 5.4: Análise GT-2 para comparação entre médias da Condutividade Elétrica

O comparativo das médias da CE (Figura 5.4) indica que os poços P1, P2 e P3 não têm médias significativamente diferentes entre eles. O mesmo ocorreu entre P5 e P6. Por outro lado, as médias dos poços P1, P2, e P3 são significativamente diferentes das de P5 e P6.

5.1.3 Sólidos Totais Dissolvidos (STD)

A Figura 5.5 mostra o comportamento dos STD para todos os poços e assemelha-se a Figura 5.3 (CE), devido à relação existente entre STD e condutividade. Observa-se que P6 e P5 apresentam valores superiores aos demais poços para CE e STD, o que permite afirmar que o conteúdo de íons dissolvidos nesses poços é alto. Este fato pode ser

confirmado através da observação das Figuras 5.24, 5.25, 5.27, 5.28, 5.30 e 5.32 que representam respectivamente cloretos, amônia, nitrito e nitratos. Todos os valores destes parâmetros estão abaixo do recomendado pela Portaria nº 518 do Ministério da Saúde e pela Resolução CONAMA nº 396.

O comparativo das médias dos STD (Figura 5.6) indica que os poços P1, P2 e P3 não têm médias significativamente diferentes entre eles. O mesmo ocorreu entre P5 e P6. Por outro lado, as médias dos poços P1, P2, e P3 são significativamente diferentes das de P5 e P6.

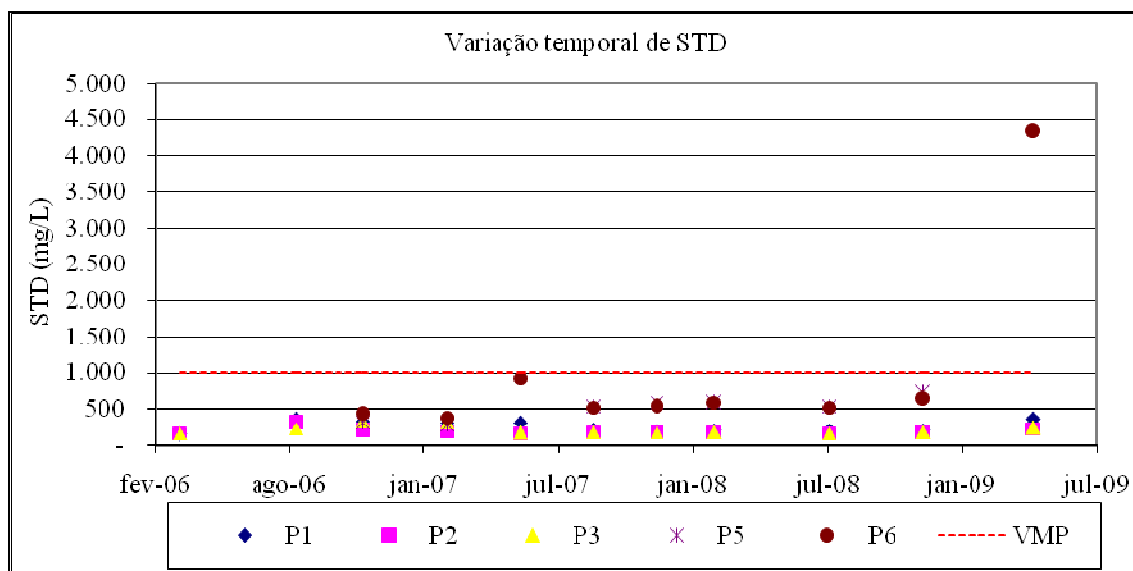


Figura 5.5: Comportamento temporal dos STD

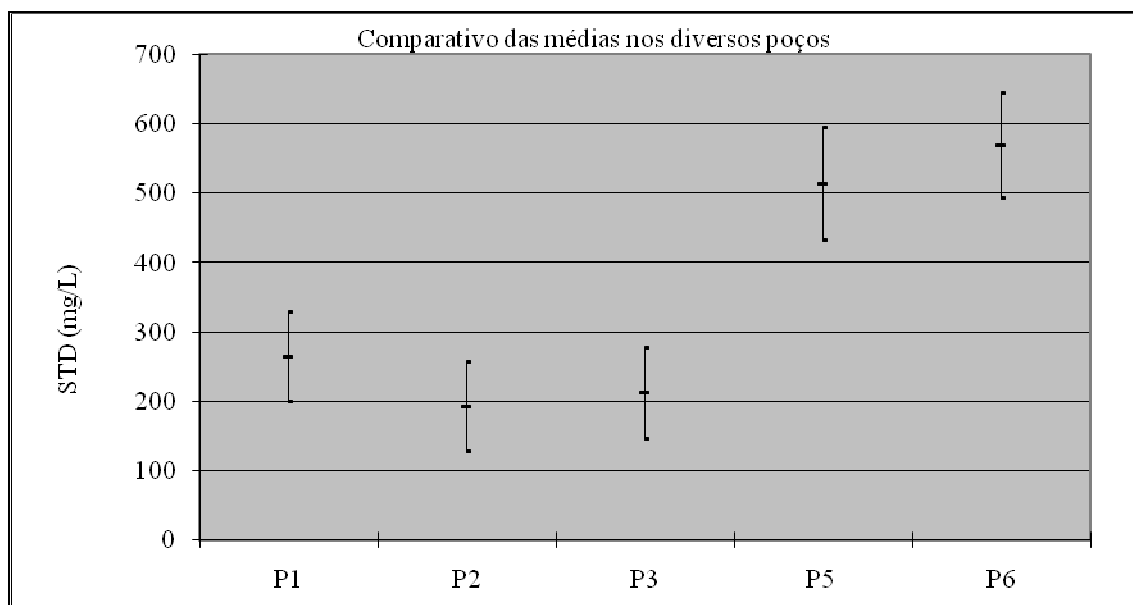


Figura 5.6: Análise GT-2 para comparação entre médias dos STD

5.1.4 Dureza

A Figura 5.7 apresenta o comportamento da dureza para os poços P1, P2 e P3. Todos os valores estão abaixo do estabelecido pela Portaria nº 518 do Ministério da Saúde, mantendo-se na faixa compreendida entre 100 e 400 mg/L.

Na Figura 5.8 é apresentado o comportamento dos poços P5 e P6 para o parâmetro dureza. Todos os valores estão bem acima do estabelecido pela Portaria nº 518 do Ministério da Saúde e bem mais altos que os valores encontrados para P1, P2 e P3.

A dureza está associada a ânions carbonato e sulfato, além de outros ânions como nitrato, silicato e cloreto (PIVELLI e KATO, 2006). Os poços na área interna do lixão apresentam maior dureza em relação aos demais poços. Esta contaminação pode ser confirmada através das Figuras 5.24, 5.25, 5.32, que apresentam respectivamente cloretos e nitrato.

A Figura 5.9, mostra que a dureza em P6 tem as médias significativamente diferente de todos os outros poços. O P5 também tem a média significativamente diferente de P1, P2, P3 e P6. Não há médias significativamente diferentes entre P1, P2 e P3.

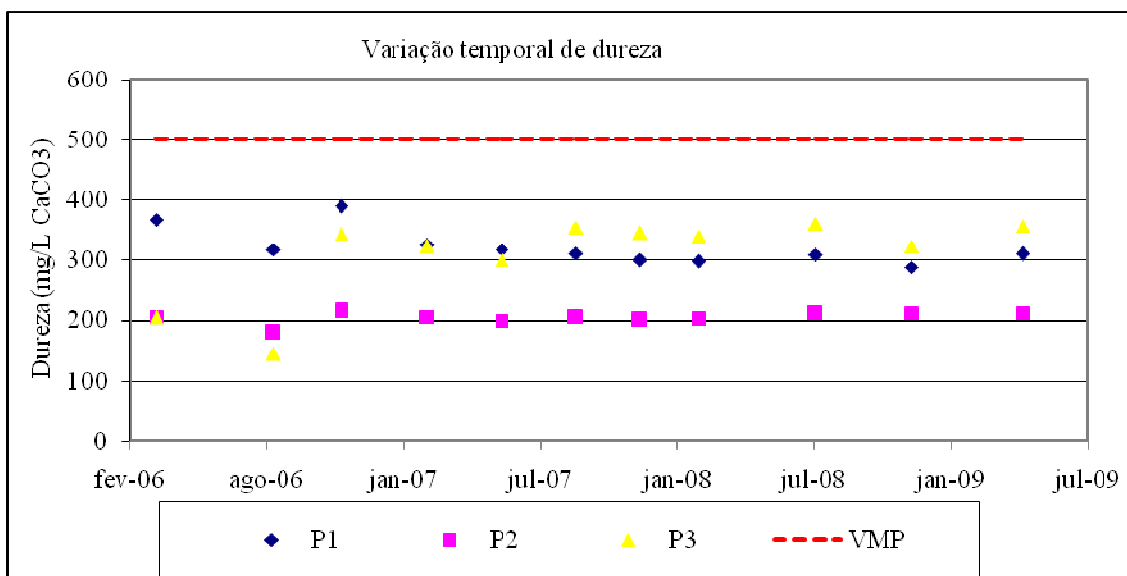


Figura 5.7: Comportamento temporal da dureza para P1, P2 e P3

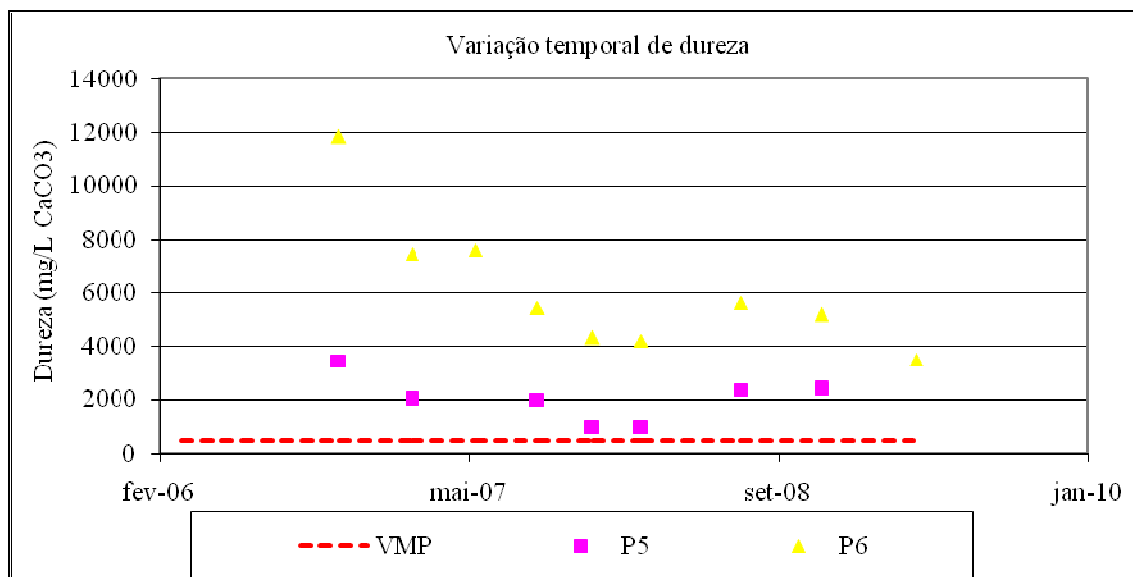


Figura 5.8: Comportamento temporal da dureza para P5 e P6

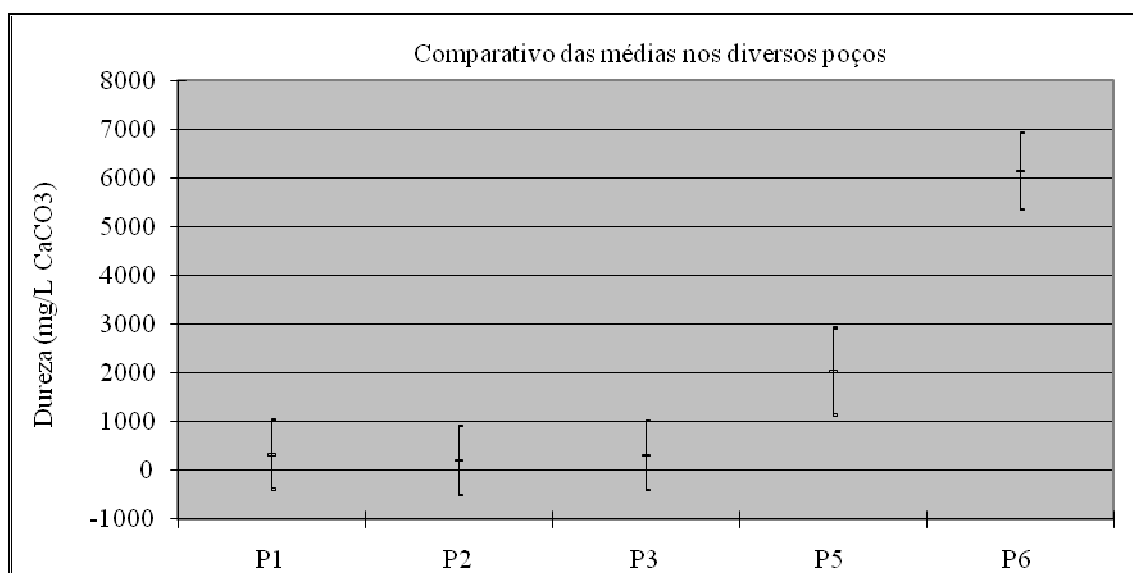


Figura 5.9: Análise GT-2 para comparação entre médias da dureza

5.1.5 Cor

A Figura 5.10 mostra o comportamento da cor para os poços P1, P2 e P3. Todos os valores estão abaixo do recomendado pela Portaria nº 518 do Ministério da Saúde. Os maiores valores foram detectados em julho de 2006, para P1, P2 e P3 e novembro de 2006 e fevereiro de 2007 para P1.

Geralmente a água subterrânea apresenta valores de coloração inferiores a 5 mg/L e para ser potável recomenda-se que uma água não deve apresentar nenhuma cor de considerável intensidade (FEITOSA et al, 2008).

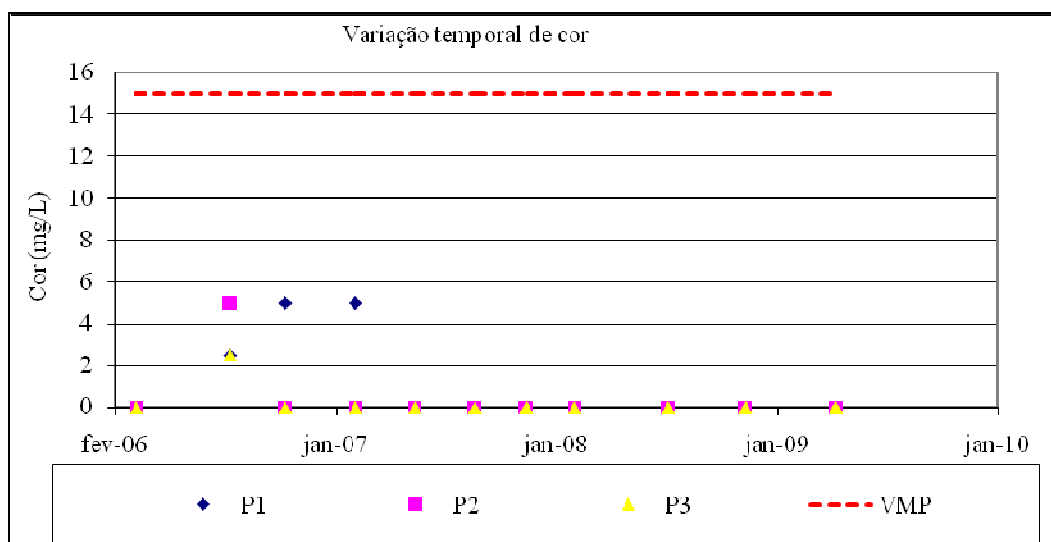


Figura 5.10: Comportamento temporal da cor para P1, P2 e P3

A Figura 5.11 expõe o comportamento da cor para os poços P5 e P6. Todos os valores estão muito acima do estabelecido pela Portaria nº 518 do Ministério da Saúde e não ficou evidenciado uma tendência clara com a diluição devido ao período chuvoso. O maior valor ocorreu no P5 em fevereiro de 2008, 600 mg/L, enquanto que o menor (80 mg/L) ocorreu em P6 em novembro de 2006.

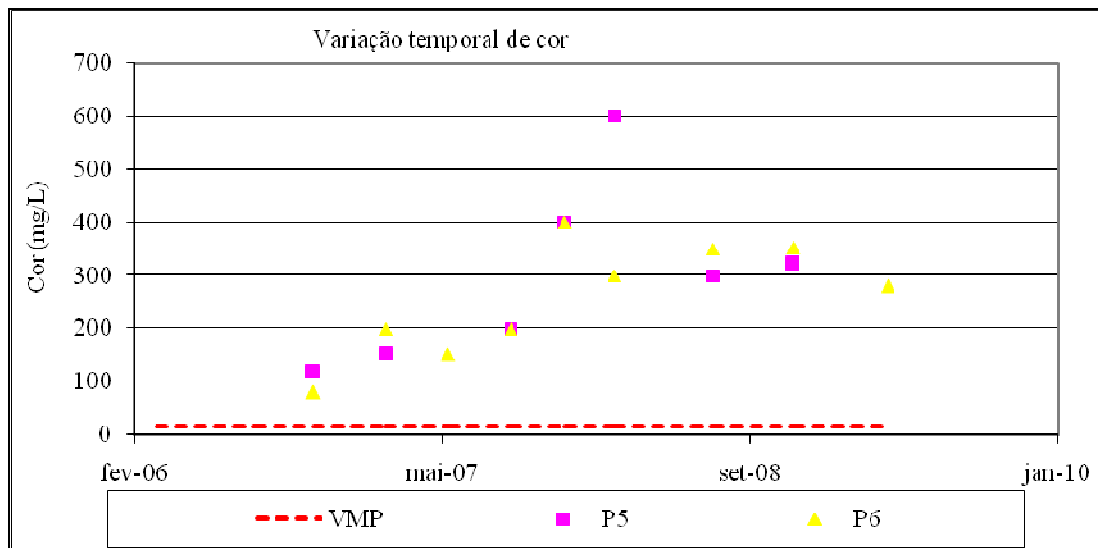


Figura 5.11: Comportamento temporal da cor para P5 e P6

A Figura 5.12 indica que não houve diferenças significativas entre as médias dos poços P1, P2 e P3 para o parâmetro cor. Também não há diferença significativa entre as médias de P5 e P6. No entanto, as médias dos poços P5 e P6 são significativamente diferentes das médias dos poços P1, P2 e P3.

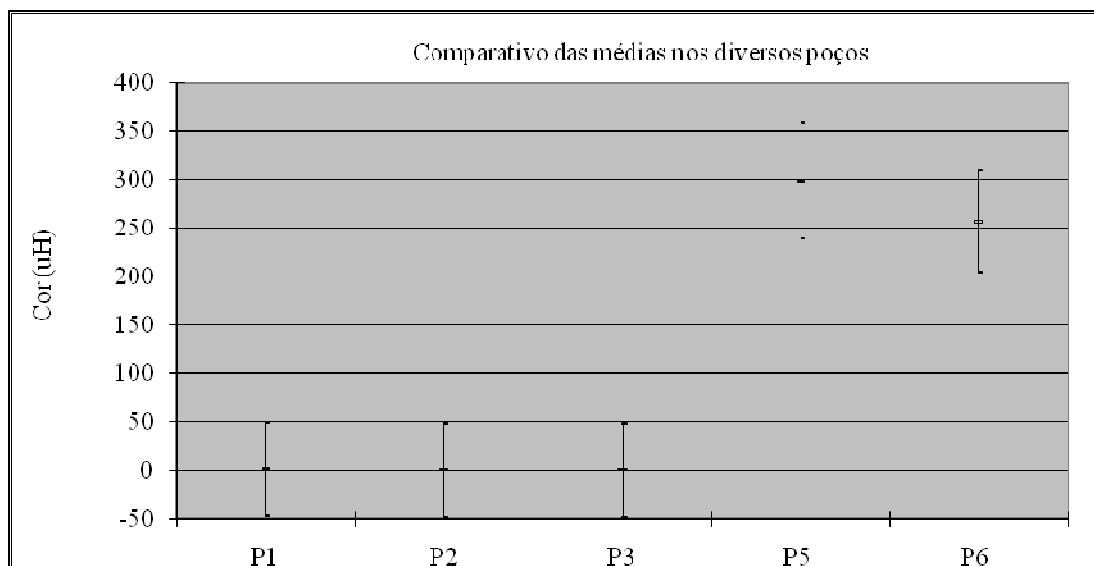


Figura 5.12: Análise GT-2 para comparação entre médias as médias da cor

5.1.6 Turbidez

A Figura 5.13 aponta o comportamento da turbidez para os poços P1, P2 e P3. Com exceção das coletas compreendidas entre junho de 2007 e julho de 2008 para poço P3, todos os valores estiveram abaixo do padrão estabelecido pela Portaria n ° 518 do Ministério da Saúde. Os poços mantiveram a mesma faixa de valor em todas as épocas.

Observa-se que o poço P3, da coleta de fevereiro para a de junho de 2007, parece ter sofrido uma perturbação a qual ocasionou uma elevação repentina da turbidez. Posteriormente, os valores de turbidez neste poço decaíram, voltando à situação anterior à subida.

Na Figura 5.14 observa-se o comportamento da turbidez para os poços P5 e P6. Todos os valores estão acima do VMP, chegando ao máximo de 159 UNT em abril de 2009 e o mínimo de 5,5 UNT em fevereiro de 2007. O P6 apresenta uma tendência crescente e nenhum dos dois poços parece estar associado a um fator diluição devido ao período chuvoso.

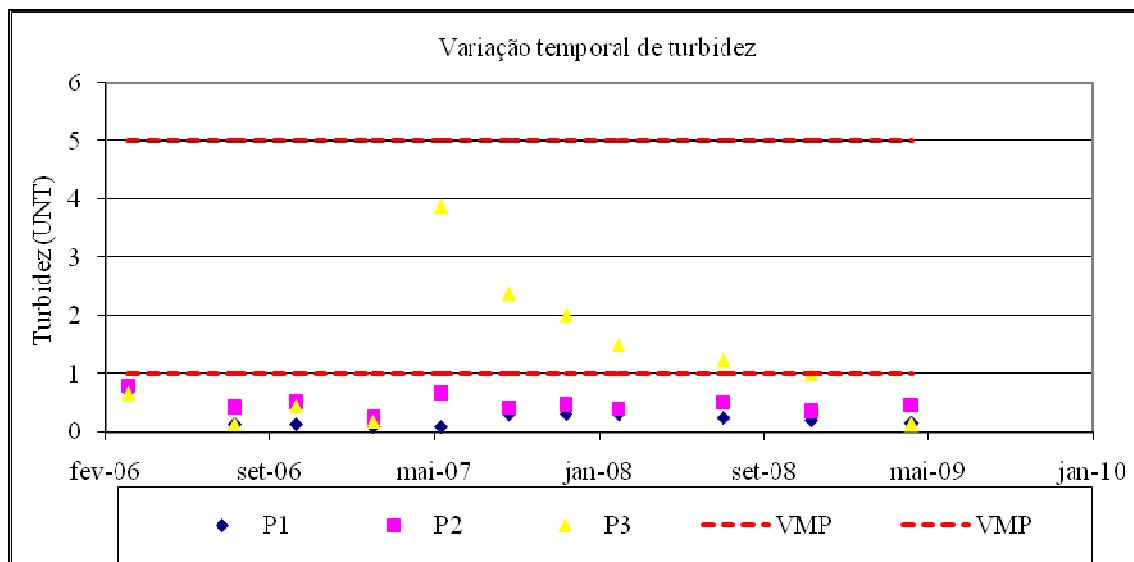


Figura 5.13: Comportamento temporal da turbidez para P1, P2 e P3

A análise GT-2 para comparação entre as médias da turbidez (Figura 5.15) mostrou que ocorreram diferenças significativas entre as médias tanto do poço P5 quanto do P6 e as dos poços P1, P2 e P3. Revelou também que a média dos poços P1, P2 e P3 não se mostraram significativamente diferentes.

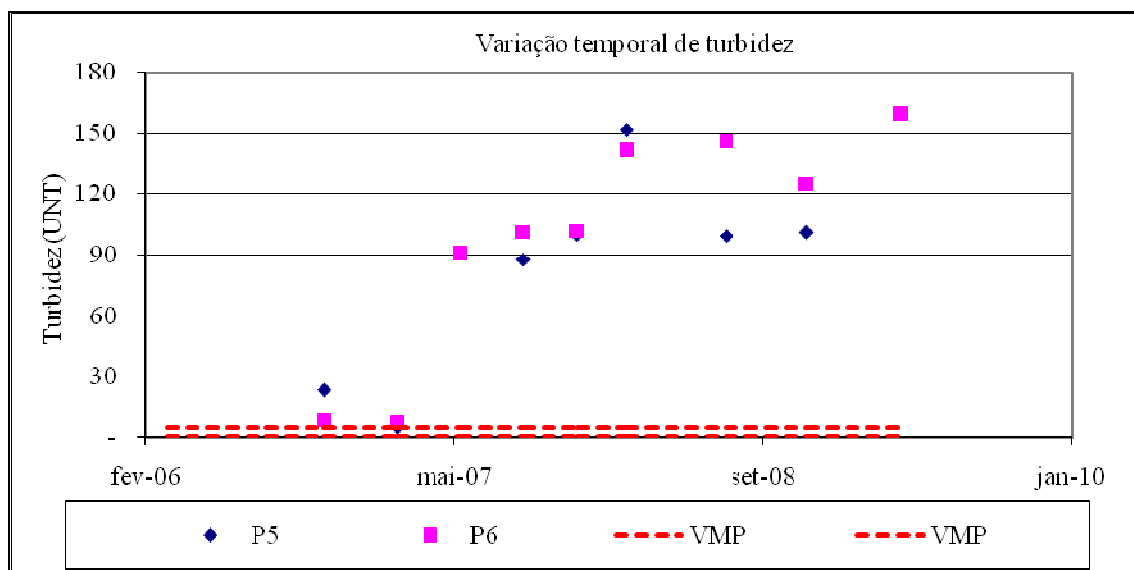


Figura 5.14: Comportamento temporal da turbidez para P5 e P6

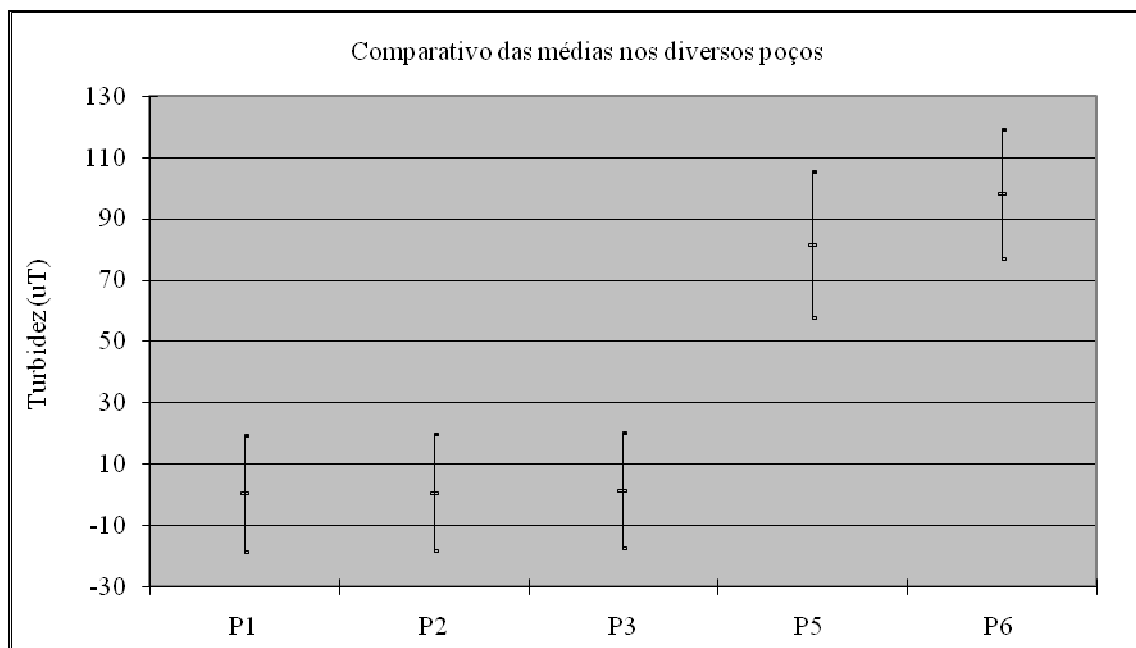


Figura 5.15: Análise GT-2 para comparação entre médias da turbidez

5.1.7 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅)

A Figura 5.16 mostra o comportamento da DBO₅ para os poços P1, P2 e P3. Os valores variaram de 0,0 a 2,0 mg/L. A legislação relativa ao tema, não estabelece valor limite para este parâmetro.

A Figura 5.17 apresenta o comportamento da DBO₅ para os poços P5 e P6. Todos os valores variam entre 50 e 201 mg/L, valores altos quando comparados com a faixa de valor do P1, P2 e P3, com valor máximo de 2,0 mg/L. Para Feitosa et al (2008) os valores de DBO₅ para águas subterrâneas deve ser inferior a 5 mg/L e valores acima deste limite indicam contaminação. Os valores do P5 e P6 assemelha-se à DBO₅ do esgoto sanitário, que varia entre 100 e 300 mg/L (BRASIL, 2006).

Os altos valores podem ser atribuídos a contaminação pela massa de resíduos, pois os poços P5 e P6 estão na área interna do antigo lixão.

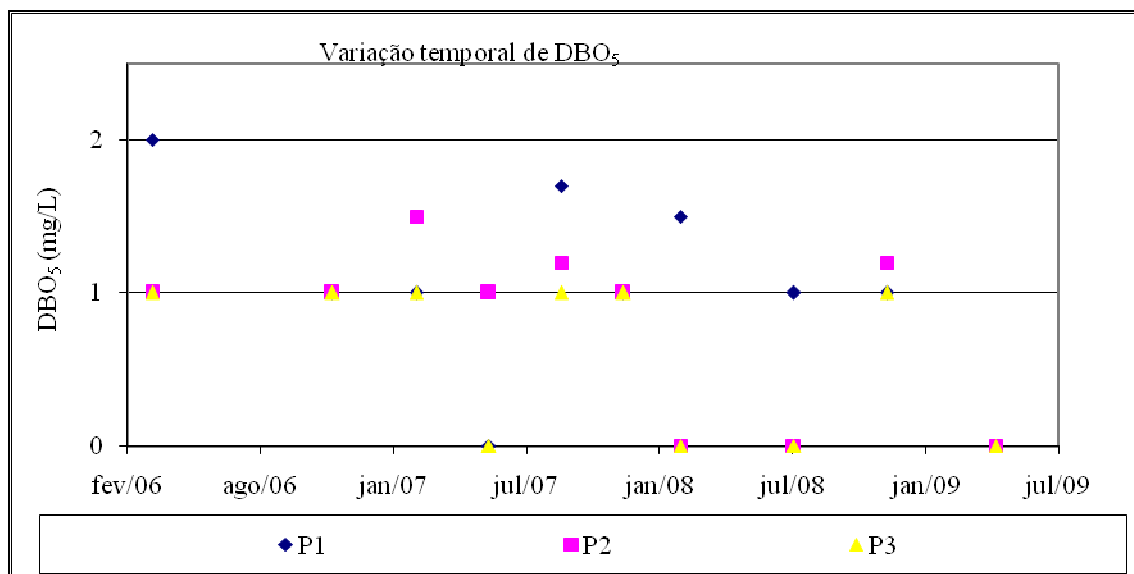


Figura 5.16: Comportamento temporal da DBO₅ para P1,P2 e P3

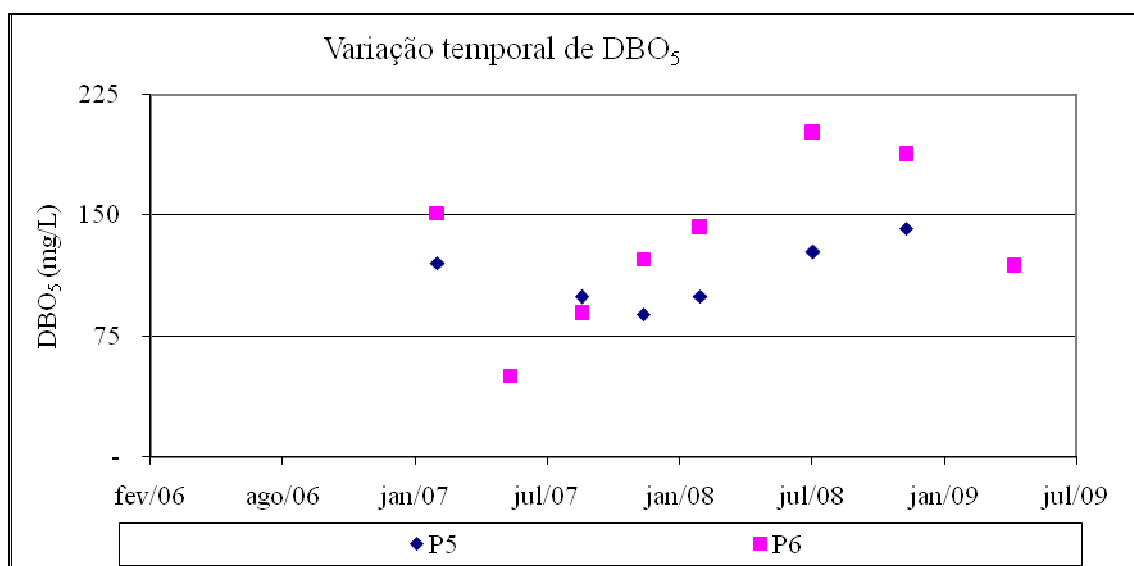


Figura 5.17: Comportamento temporal da DBO₅ para P5 e P6

Verificou-se através da análise GT-2 para a DBO₅ (Figura 5.18) que os poços P5 e P6 apresentaram médias significativamente diferentes das de P1, P2 e P3. Entre os poços P5 e P6 não houve médias significativamente diferentes, o que também ocorreu entre P1, P2 e P3.

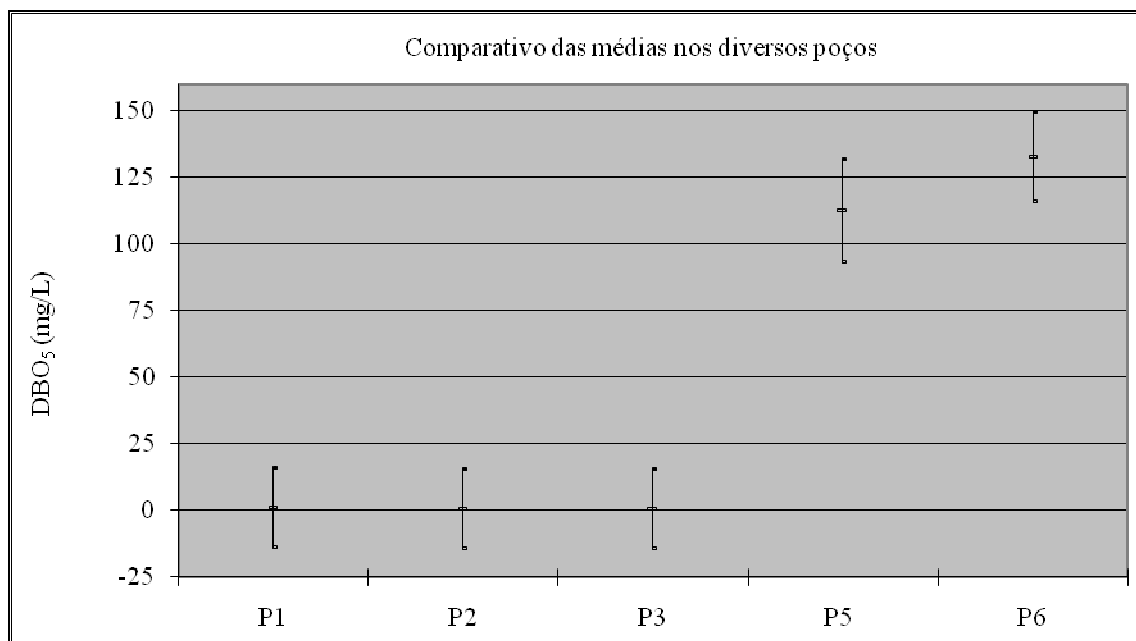


Figura 5.18: Análise GT-2 para comparação entre médias da DBO

5.1.8 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Observa-se na Figura 5.19 o comportamento da DQO para os poços P1, P2 e P3. Os valores variam de 1,2 mg/L até 18,5 mg/L. O P3 apresentou os menores valores, provavelmente por ser o poço profundo na área de influência indireta. Nota-se o mesmo comportamento do P3 para a DBO₅. A Portaria nº 518 não estabelece valores limites para a DQO.

A Figura 5.20 aponta o comportamento da DQO para os poços P5 e P6, que variam entre 278 a 735 mg/L. Todos os valores estão muito acima dos valores dos poços P1, P2 e P3 com máximo de 18,5 mg/L.

Os poços na área interna do antigo lixão apresentam valores altos para DBO₅ e DQO, resultado semelhante foi detectado por Lopes et al (2009) e Coelho e Santos (2004) ambos em locais de disposição de resíduos sólidos nos poços de jusante.

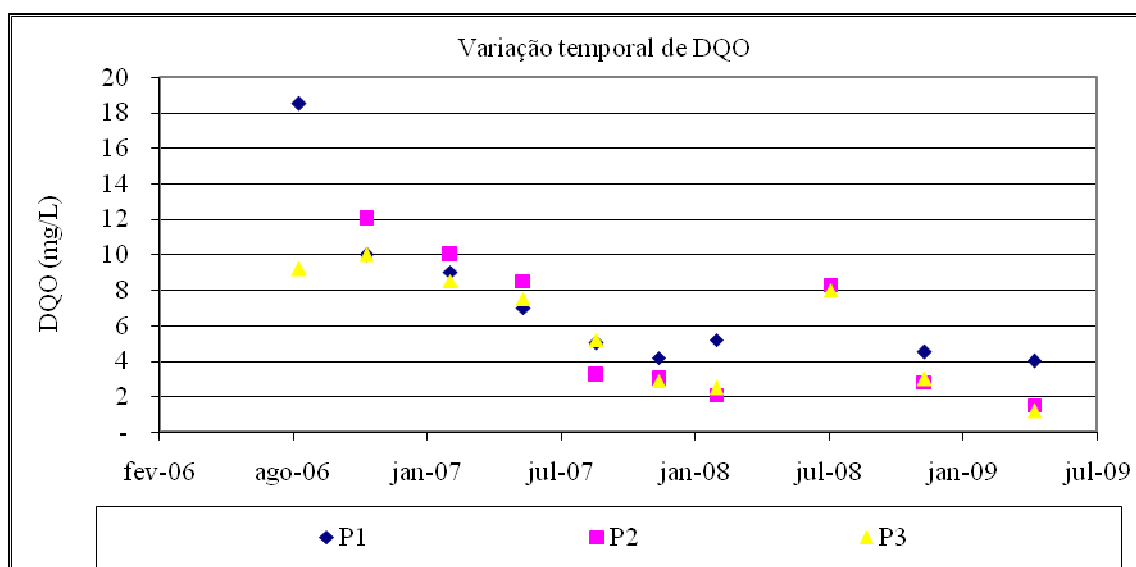


Figura 5.19: Comportamento temporal da DQO para P1, P2 e P3

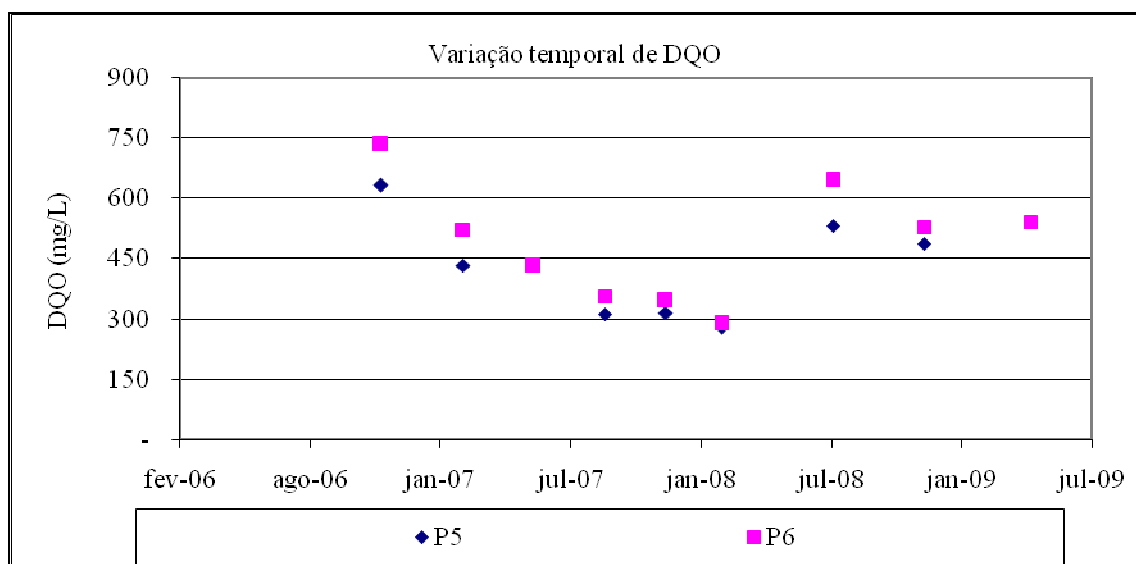


Figura 5.20: Comportamento temporal da DQO para P5 e P6

Na Figura 5.21, a análise GT-2 da DQO apresenta-se bastante semelhante a da DBO (Figura 5.18). A média tanto do poço P5 quanto do P6 revelou-se significativamente diferente das dos poços P1, P2 e P3. Entre P5 e P6 não há diferença significativas das médias como também entre P1, P2 e P3. Os poços P5 e P6 têm as maiores médias.

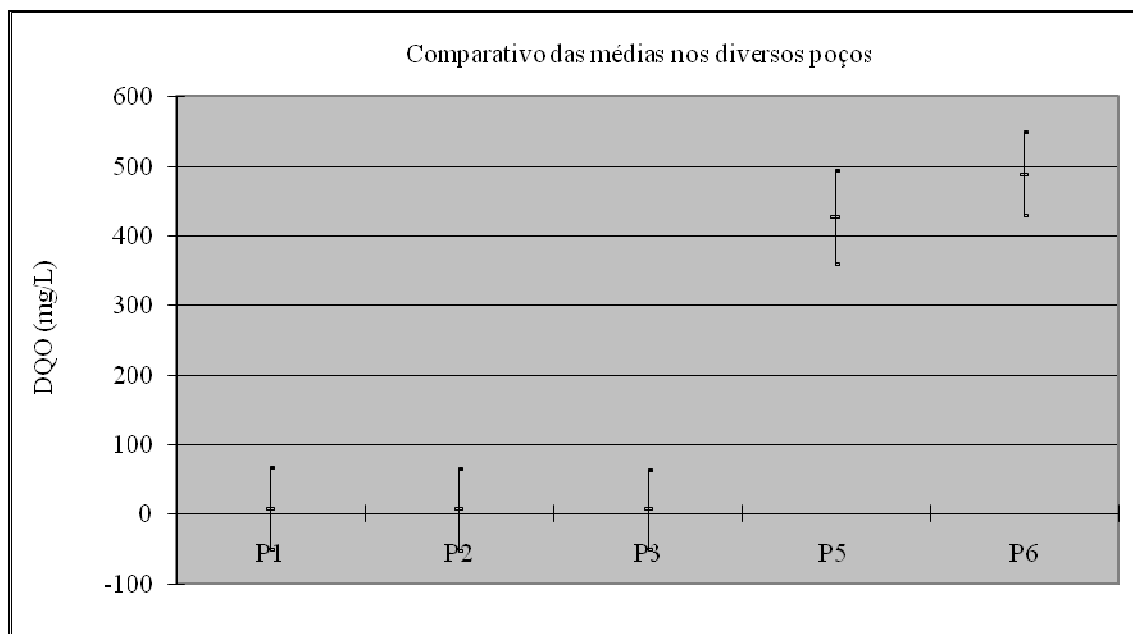


Figura 5.21: Análise GT-2 para comparação entre médias da DQO

5.1.9 Óleos e graxas

A Figura 5.22 apresenta o comportamento para óleos e graxas. Em todos os poços foi detectada a presença de óleos e graxas, quando os mesmos deveriam estar ausentes, caso a água fosse utilizada para consumo humano, segundo o padrão de potabilidade da legislação. A análise GT-2 para óleos e graxas (figura 5.23) aponta que não houve diferença significativa entre as médias de P1, P2, P3 e P5. Porém P6 apresenta média significativamente diferente da de todos os outros poços. O P6 tem as maiores médias.

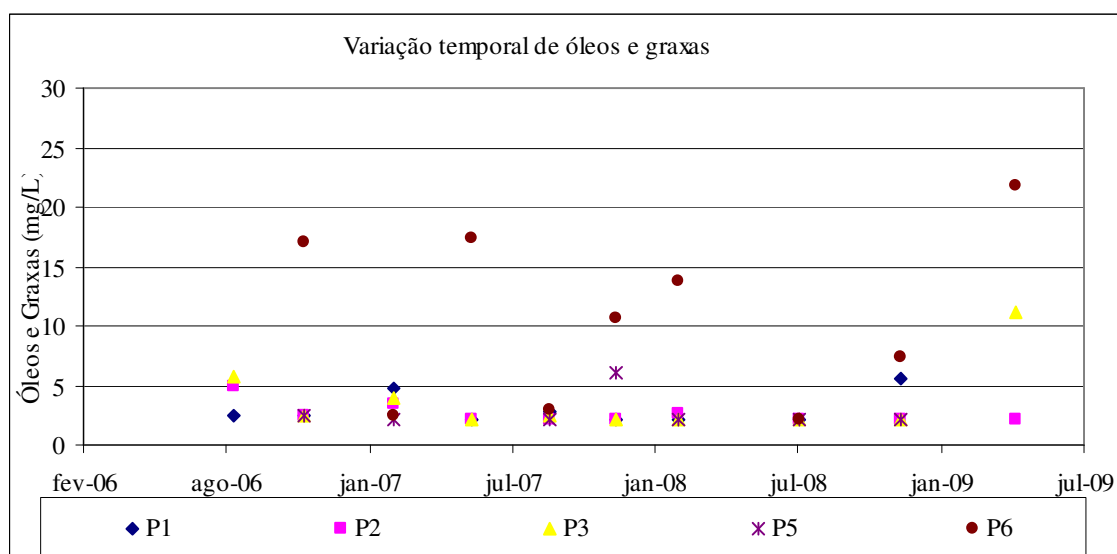


Figura 5.22: Comportamento temporal de óleos e graxas P1, P2, P3, P5 e P6

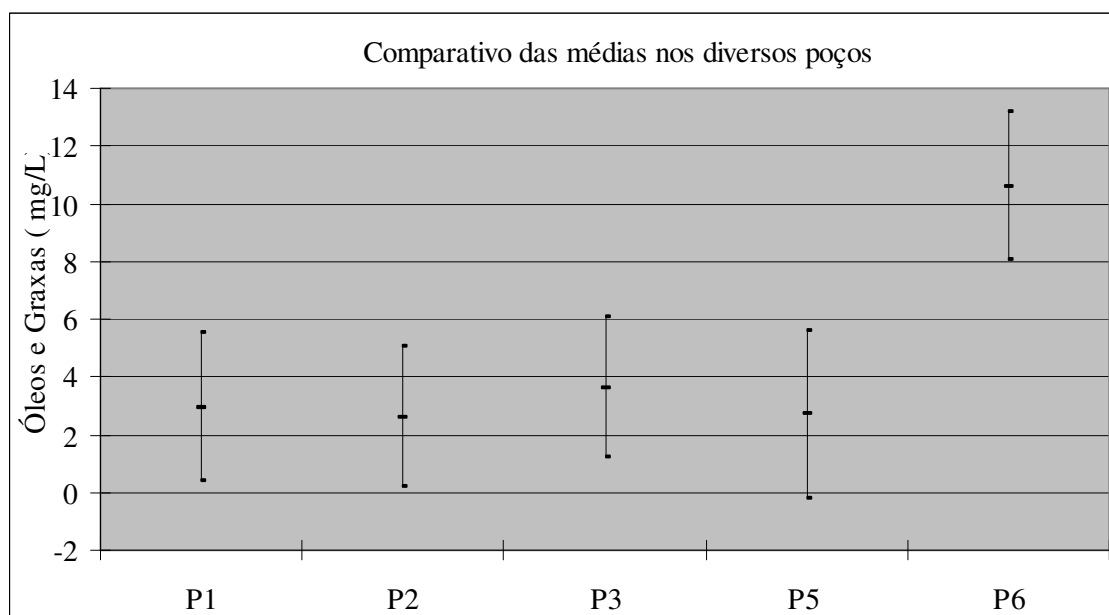


Figura 5.23: Análise GT-2 para comparação entre médias de óleos e graxas

5.1.10 Cloretos

A Figura 5.24 mostra os resultados obtidos para o parâmetro cloreto. Os poços P1, P2 e P3 mantiveram os valores sempre abaixo do estabelecido pela Portaria nº 518 do Ministério da Saúde e da Resolução CONAMA nº 396 (250 mg/L). Os valores variaram de 62 mg/L a 195 mg/L.

As possíveis fontes de cloretos podem ser a intrusão salina, a dissolução de sais minerais e a contaminação por despejos domésticos e industriais (VON SPERLING, 2005). No caso em estudo, os poços estão situados nas proximidades de mangues em região estuarina com saneamento precário ou inexistente, possivelmente pode ser atingidos por essas fontes de cloretos. Segundo Feitosa et al (2008) as águas subterrâneas apresentam geralmente, teores de cloretos inferiores a 100 mg/L.

Todos os resultados obtidos para os poços P5 e P6 (Figura 5.25) estão muito acima do estabelecido pela legislação e do apresentado pelos outros poços. Esse fato pode ser devido à localização dos poços, área interna do antigo lixão do Roger, além da proximidade com o mangue o que possibilita a intrusão salina.

No entanto, Coelho e Santos (2004) e Pujari et al (2007) nos seus trabalhos detectaram alta concentração de cloretos nas águas subterrâneas nas proximidades de aterros sanitários, concentrações estas maiores do que as encontradas nos poços de montante, conforme relatado na revisão de literatura.

Deve-se considerar também a baixa velocidade de escoamento e a alta solubilidade das águas subterrâneas, pois provocam o aumento ou a constância dos teores de cloretos na direção do fluxo. O cloreto é um bom indicador de poluição para aterros sanitários e lixões (FEITOSA et al, 2008).

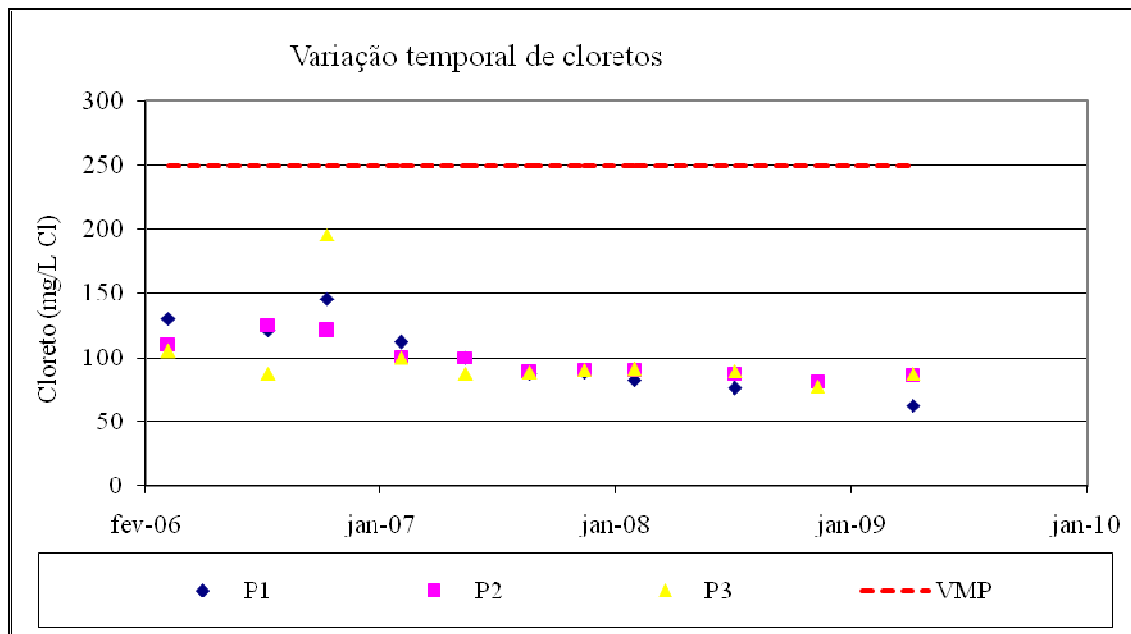


Figura 5.24: Comportamento temporal de cloretos para P1,P2 e P3

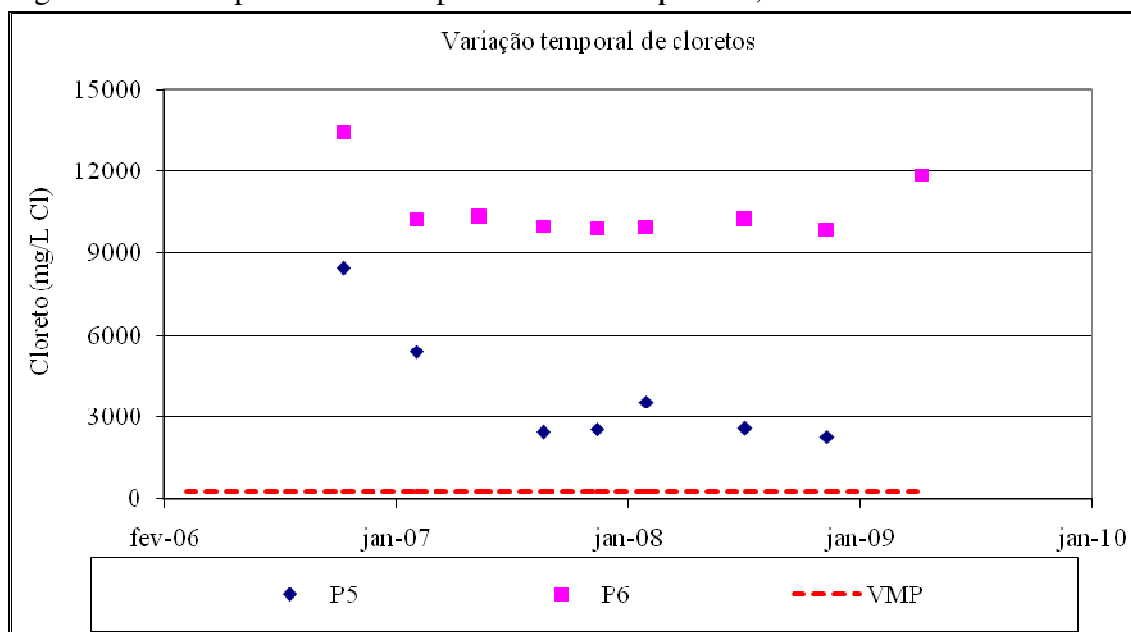


Figura 5.25: Comportamento temporal de cloretos para P5 e P6

A Figura 5.26 mostra que na análise GT-2 dos cloretos não houve diferença significativa entre as médias de P1, P2 e P3. No entanto, nota-se que P5 e P6 apresentam médias diferentes entre si e também para os outros poços. O P6 tem as maiores médias.

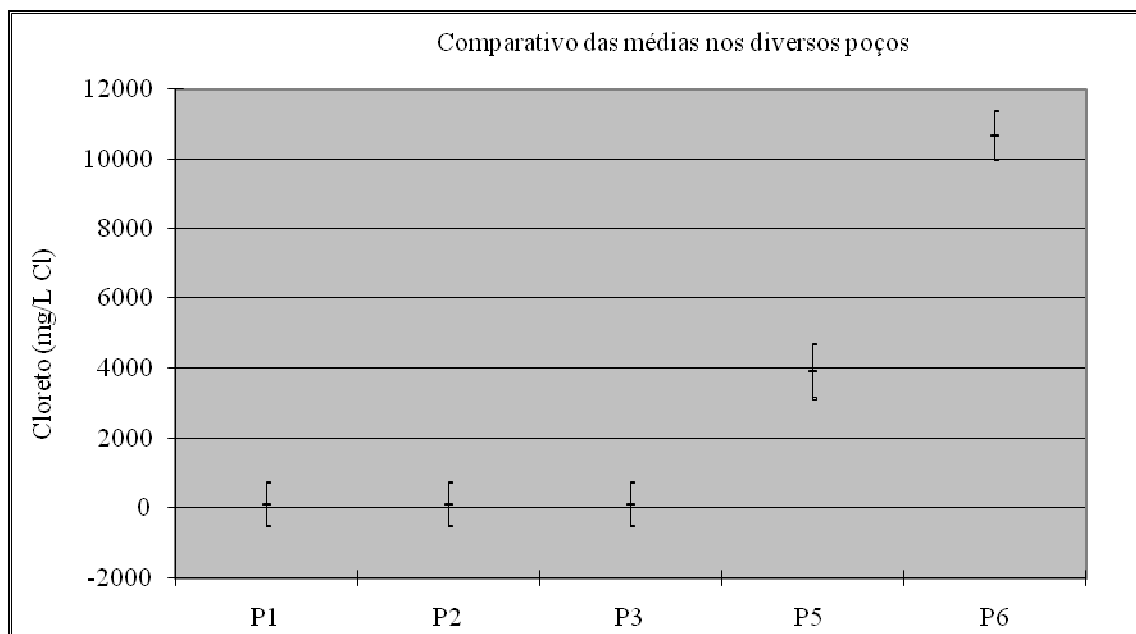


Figura 5.26: Análise GT-2 para comparação entre médias dos cloretos

5.1.11 Amônia

Os valores da amônia para os poços P1, P2 e P3 (Figura 5.27) estão bem abaixo do estabelecido pela Portaria nº 518. Com exceção da primeira coleta, a maioria dos valores são nulos. Os pontos não apresentam contaminação de origem antrópica recente.

A Figura 5.28 mostra os valores da amônia para os poços P5 e P6. Constatase que todos os valores estão bem acima do estabelecido pela legislação (1,5 mg/L) e dos demais poços. O valor máximo atingi 738,5 mg/L e o mínimo 198 mg/L. O P6 apresenta os piores valores para amônia, o que corrobora com os valores de STD, cloretos, DBO, DQO, dureza e cor, nos quais os poços P5 e P6 também têm valores altos, em um indicativo de contaminação desses poços.

Estes elevados valores de amônia em P5 e P6 podem estar associados à decomposição da matéria orgânica proveniente dos resíduos do antigo lixão, uma vez que tais poços estão localizados na área interna do referido lixão.

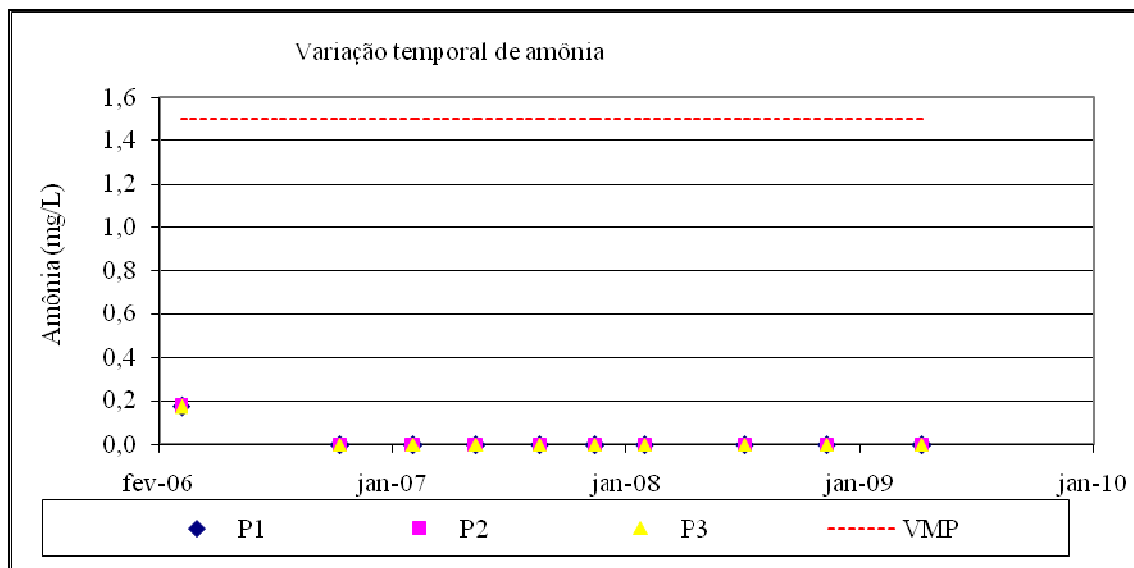


Figura 5.27: Comportamento temporal da amônia para P1, P2 e P3

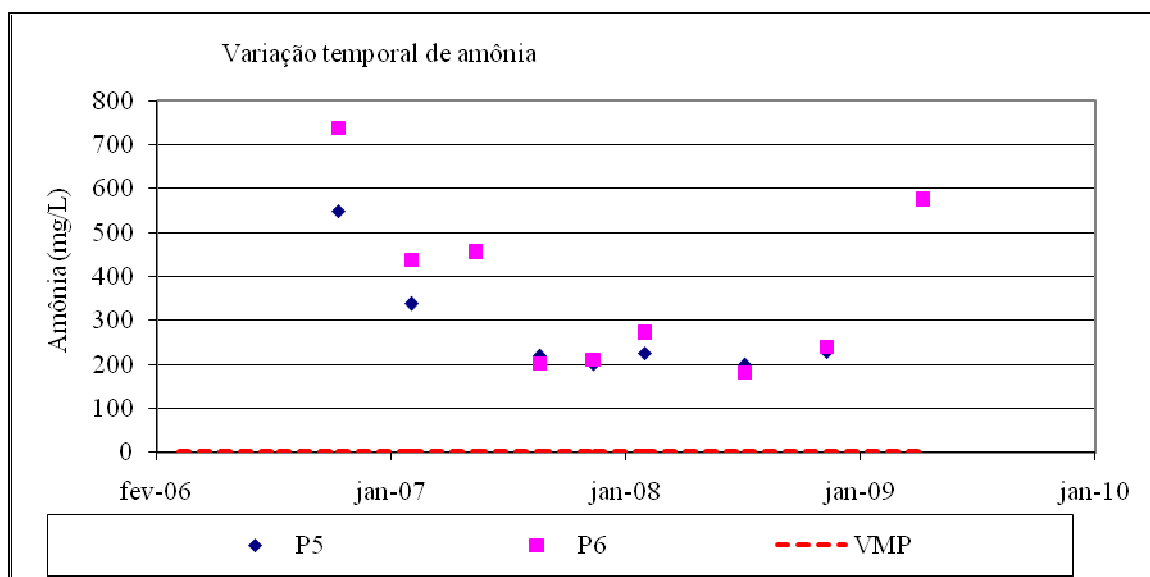


Figura 5.28: Comportamento temporal da amônia para P5 e P6

Observa-se, na Figura 5.29, que houve diferença significativa entre as médias tanto do poço P6 quanto do P5 e as médias dos poços P1, P2 e P3. Não houve outras diferenças significativas. O P6 apresentou as maiores médias para amônia, seguido do P5.

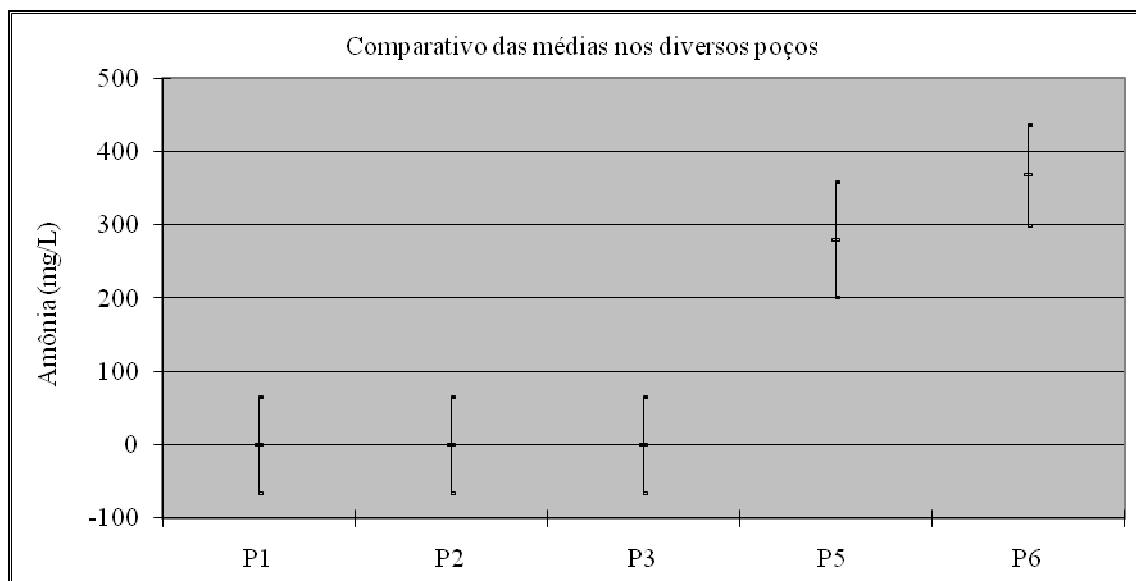


Figura 5.29: Análise GT-2 para comparação entre médias da amônia

5.1.12 Nitrito

A Figura 5.30 mostra que para os poços P1, P2 e P3 todos os valores estão abaixo do recomendado para nitrito pela Portaria nº 518 e pela Resolução CONAMA nº 396 (1,0 mg/L). Os valores para os poços P5 e P6 a partir janeiro de 2008, estão acima do recomendado pela legislação e também do observado para os poços P1, P2 e P3, chegando a um máximo de 5,3 mg/L.

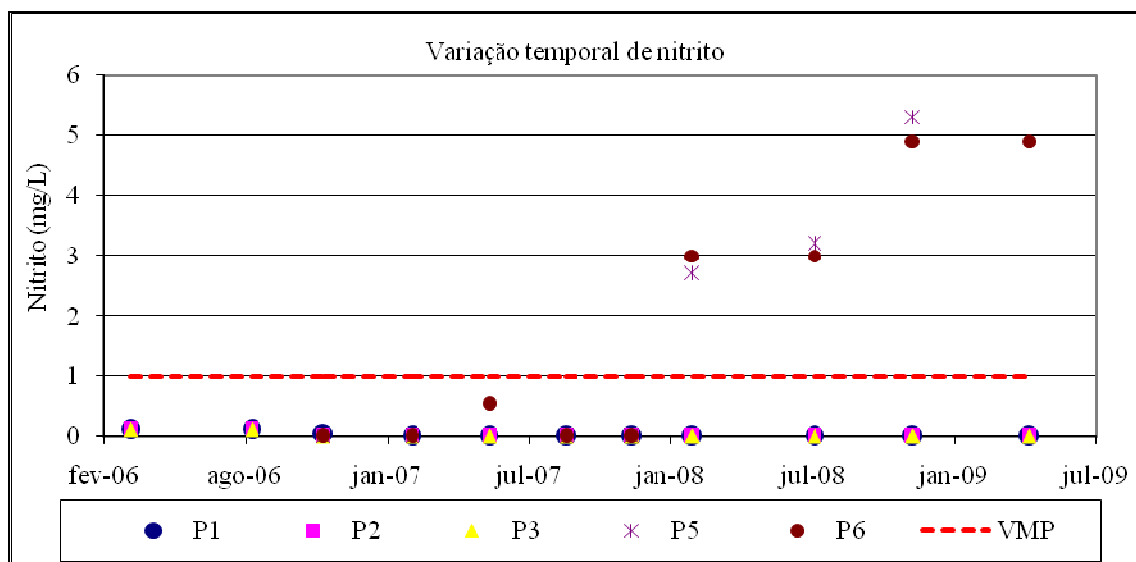


Figura 5.30: Comportamento temporal do nitrito para P1, P2, P3, P5 e P6

A análise estatística para o nitrito (Figura 5.31) revela médias significativamente diferentes do poço P6 quando comparado com P1, P2 e P3. Os poços P5 e P6 têm as médias mais altas e entre si não apresentam diferença média significativa.

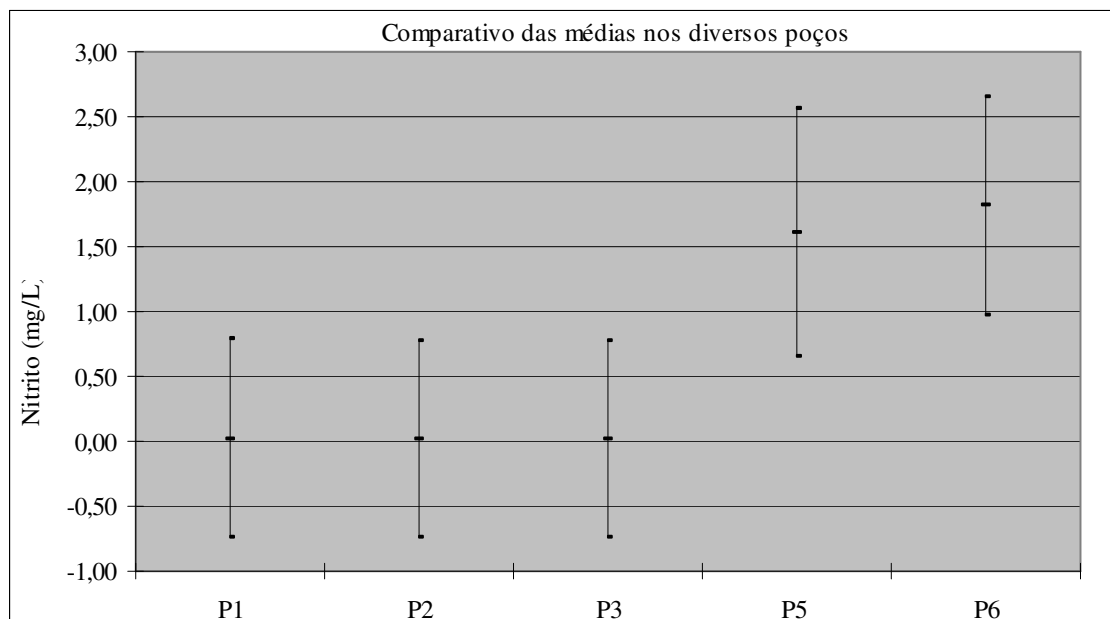


Figura 5.31: Análise GT-2 para comparação entre médias do nitrito

5.1.13 Nitrato

A Figura 5.32 expõe o comportamento do nitrato. Todos os valores de nitrato estão abaixo do recomendado pela Portaria nº 518, para todos os poços.

Segundo Feitosa e et al (2008) teores acima de 5 mg/L podem ser indicativos de contaminação da água subterrânea por atividades antrópicas, como esgotos, fossas, depósitos de lixo e adubos. Para a CETESB (2006) concentrações acima de 5 mg/L indicam uma alteração do equilíbrio natural, principalmente por influência antrópica sobre a qualidade das águas subterrâneas.

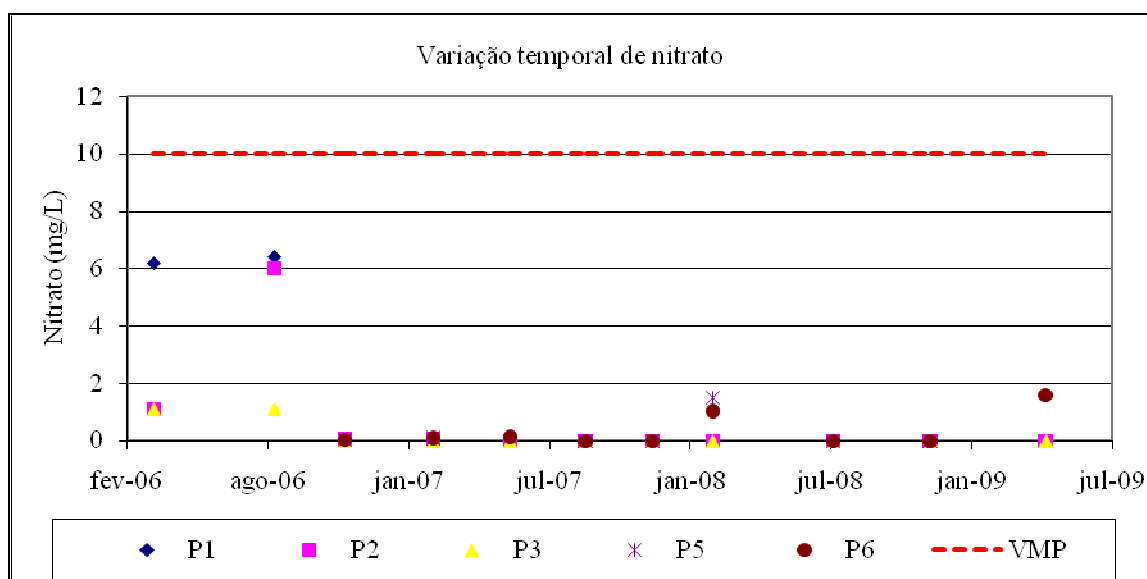


Figura 5.32: Comportamento temporal do nitrato para P1, P2, P3, P5 e P6

Percebe-se na análise GT-2 que não há média significativamente diferente entre os poços, para nitratos.

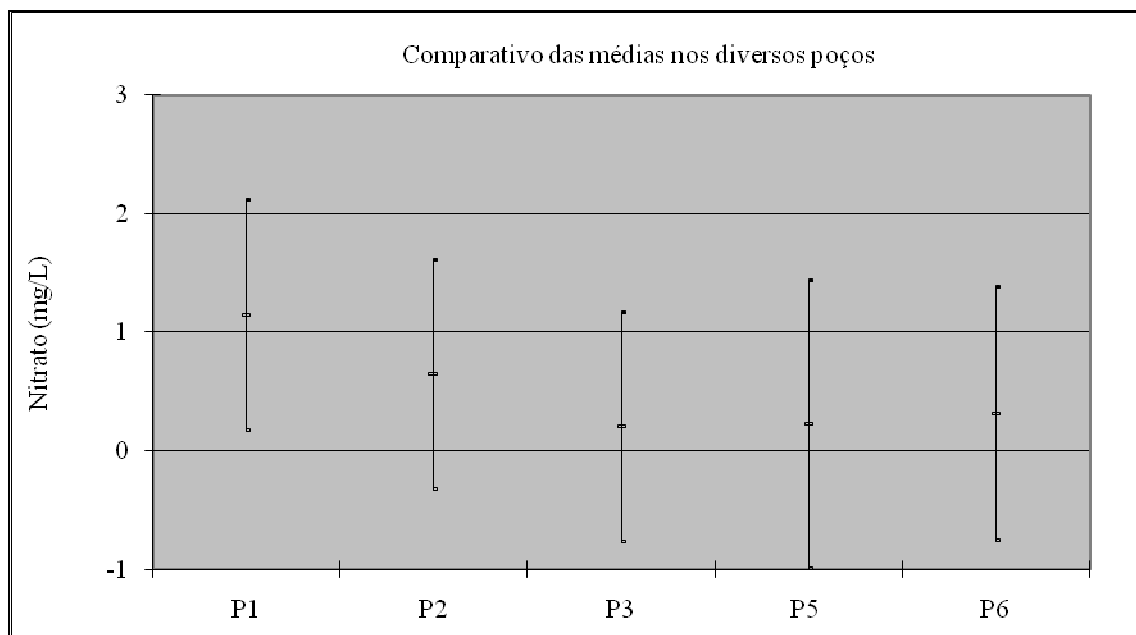


Figura 5.33: Análise GT-2 para comparação entre médias do nitrato

5.1.14 Alumínio

O alumínio aparece em todos os dados para os poços P1, P2 e P3, porém abaixo estabelecido pela Portaria nº 518/M.S. e da Resolução CONAMA nº 396 (0,20 mg/L) conforme Figura 5.34. Segundo Feitosa et al (2008) com exceção do ferro, todos os metais, quando ocorrem em águas subterrâneas naturais e não contaminadas, apresentam concentrações muito baixas, inferiores a 1 mg/L.

A Figura 5.35 mostra os resultados dos valores do alumínio para os poços P5 e P6. A maioria dos dados estão levemente acima do VMP de 0,20 mg/L. Os valores dos dados para P5 e P6 são muito maiores do que os valores de P1, P2 e P3. Isto se deve a proximidade de P5 e P6 da massa de resíduos sólidos. Lopes et al (2007) registraram concentração de alumínio elevada no poço de jusante, 18 vezes o limite estabelecido pela legislação.

Na Figura 5.36 a análise estatística do alumínio indica maiores médias para o poço P5 seguido de P6 sendo que não houve diferença significativamente entre eles. Entre P1, P2 e P3 também não há média significativamente diferente.

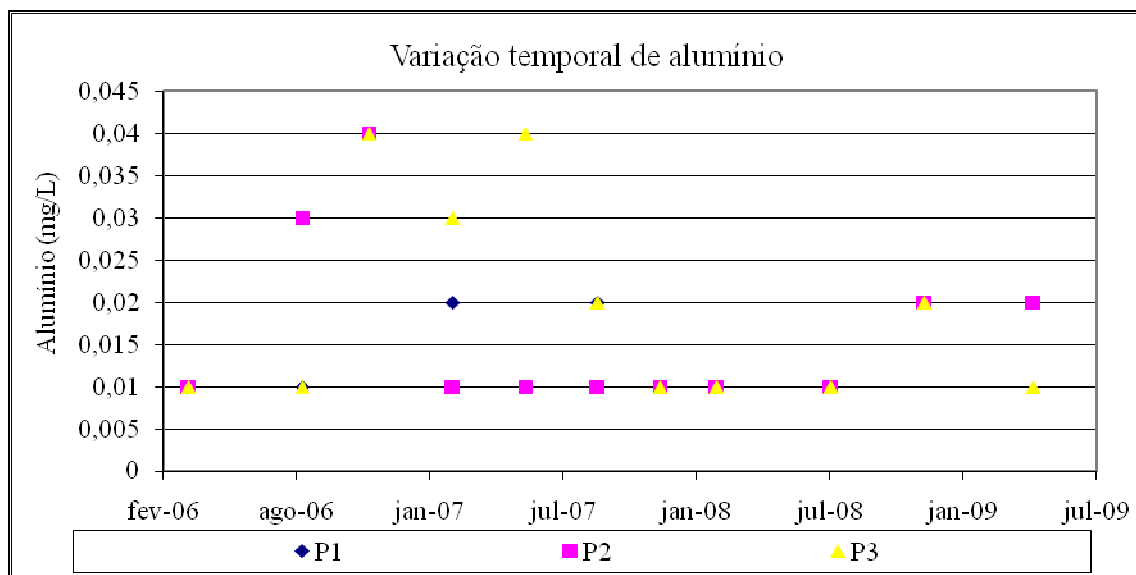


Figura 5.34: Comportamento temporal do alumínio para P1, P2 e P3

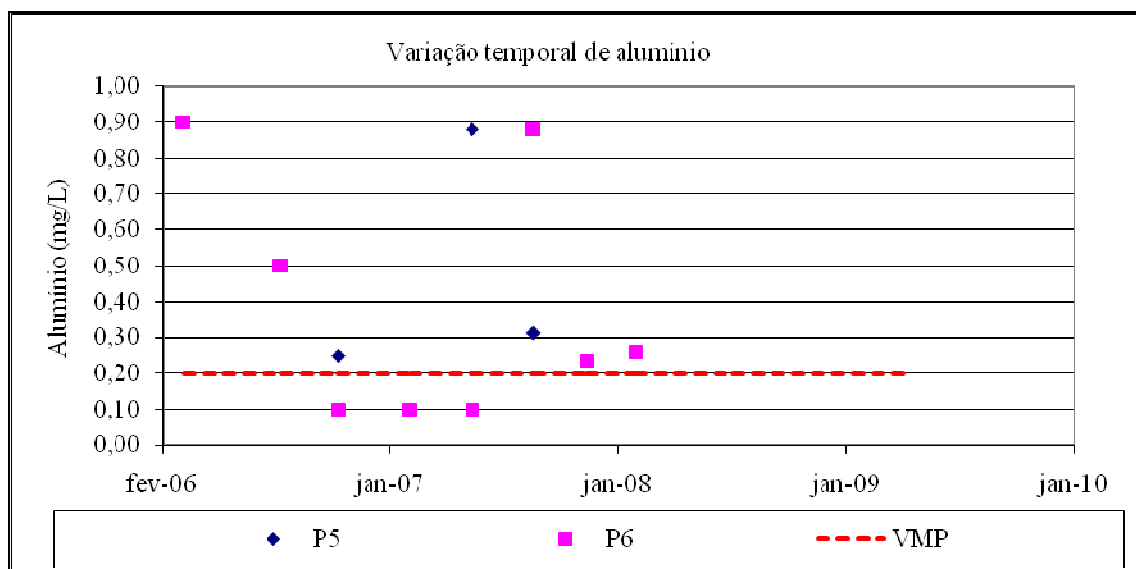


Figura 5.35: Comportamento temporal do alumínio para P5 e P6

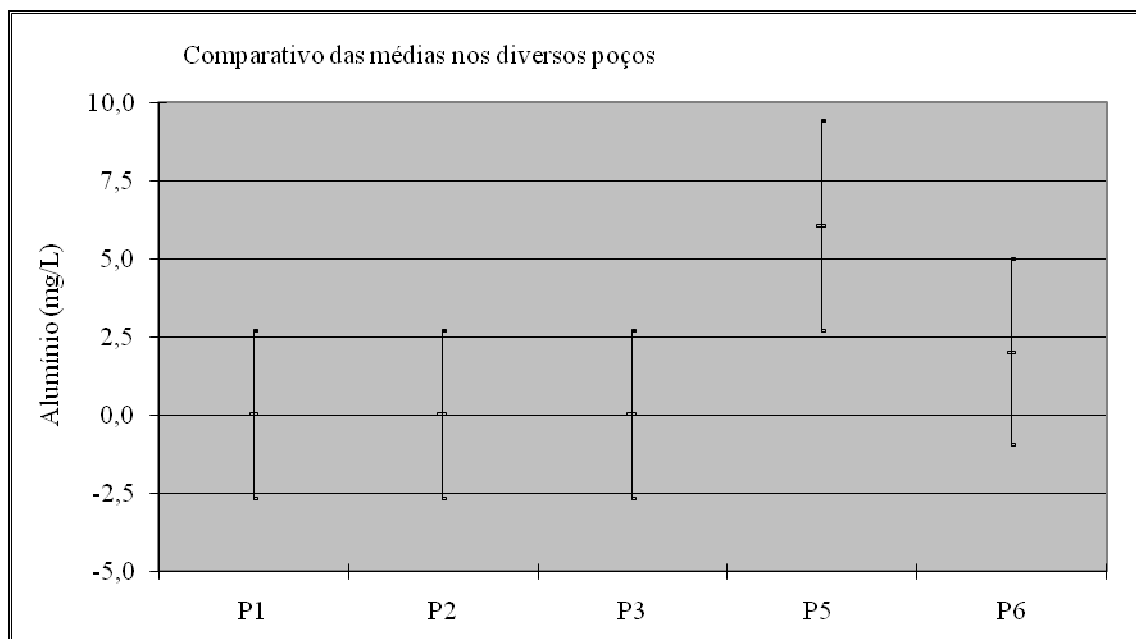


Figura 5.36: Análise GT-2 para comparação entre médias de alumínio

5.1.15 Chumbo

A maioria dos resultados obtidos para o parâmetro chumbo dos poços P1, P2 e P3 são iguais ou inferiores ao limite do VMP de 0,01 mg/L, conforme (Figura 5.37).

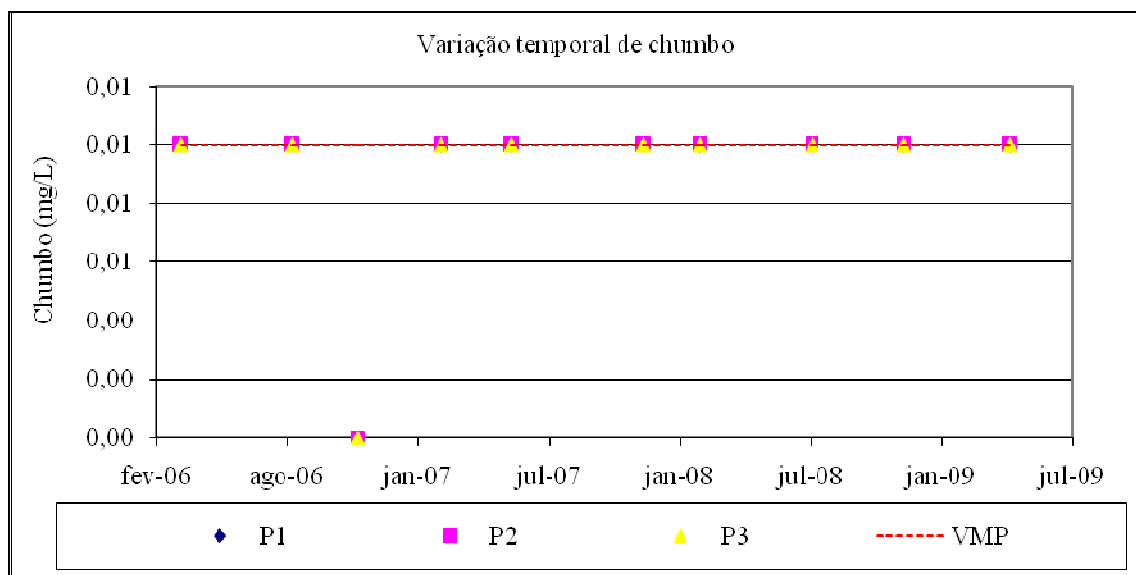


Figura 5.37: Comportamento temporal do chumbo para P1, P2 e P3

Na Figura 5.38 percebe-se o comportamento do parâmetro chumbo para os poços P5 e P6. Todos os valores estão acima do VMP, com exceção em setembro de 2007. Mostraram-se também acima dos valores dos poços P1, P2 e P3. O fato de P5 e P6

estarem na área de influência direta do antigo lixão, torna os mais vulneráveis a contaminação.

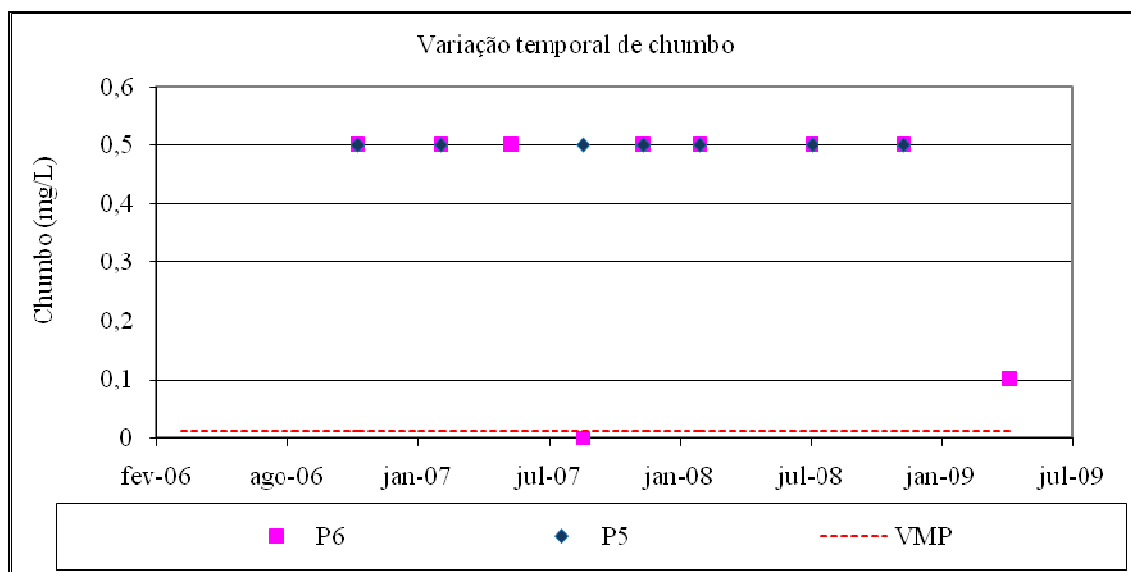


Figura 5.38: Comportamento temporal do chumbo para P5 e P6

Para o chumbo, a análise estatística expõe médias expressivamente diferentes tanto para P5 quanto P6 em relação a P1, P2 e P3 (Figura 5.39). O poço P5 apresenta as maiores médias seguido do P6. Não houve diferença significativa entre P1, P2 e P3.

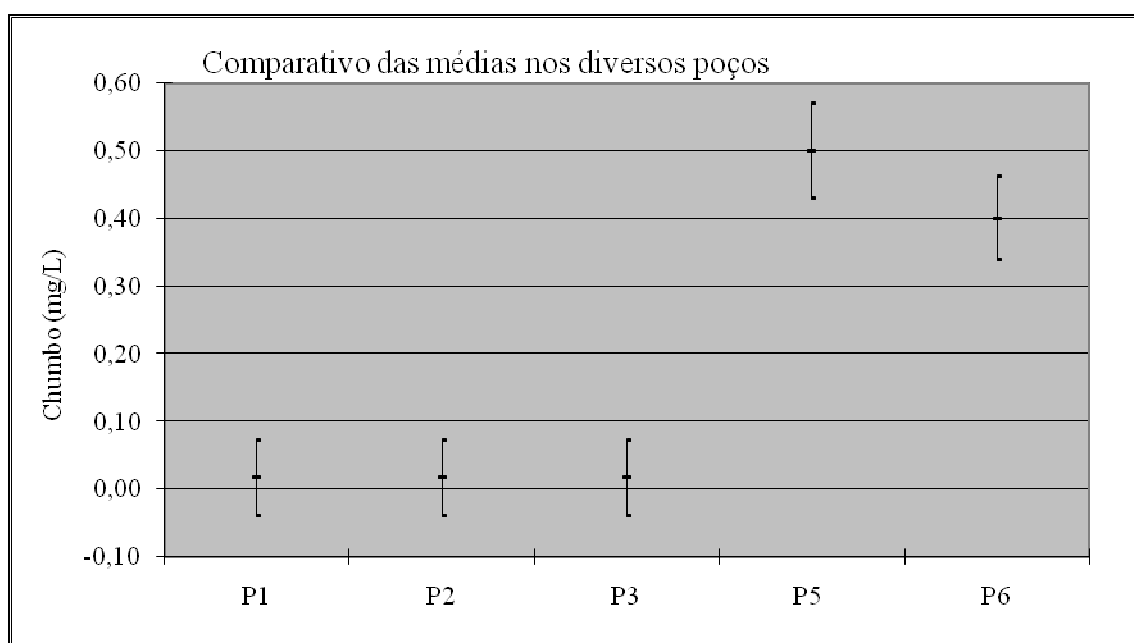


Figura 5.39: Análise GT-2 para comparação entre médias de chumbo

5.1.16 Coliformes Termotolerantes

Todos os poços apresentaram coliformes termotolerantes na maioria das coletas (Figura 5.40). Este fato pode ser explicado uma vez que as águas se encontram em áreas urbanas e em estado bruto (sem tratamento), estando ainda em consonância com o estudo de Perpétuo e Gonçalves (2009). A Portaria nº 518 estabelece ausência de coliformes termotolerantes na água utilizada para consumo humano e a Resolução CONAMA nº 396 também estabelece ausência de coliformes termotolerantes. A presença de coliformes termotolerantes é um indicativo de contaminação por águas residuárias domésticas. A análise estatística dos coliformes termotolerantes revela não haver média significativamente diferente entre os poços (Figura 5.41).

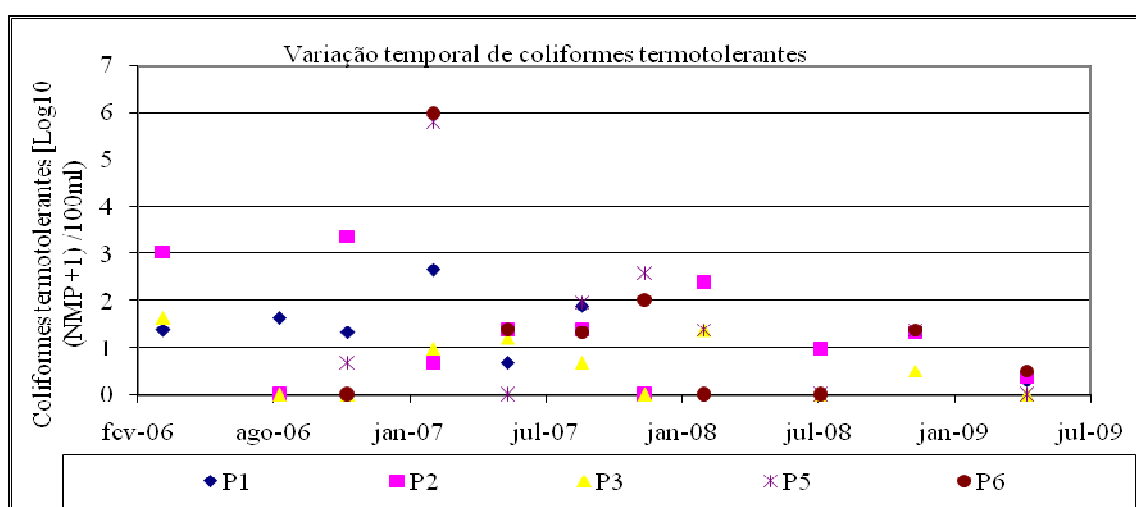


Figura 5.40: Comportamento temporal dos coliformes pra todos os poços

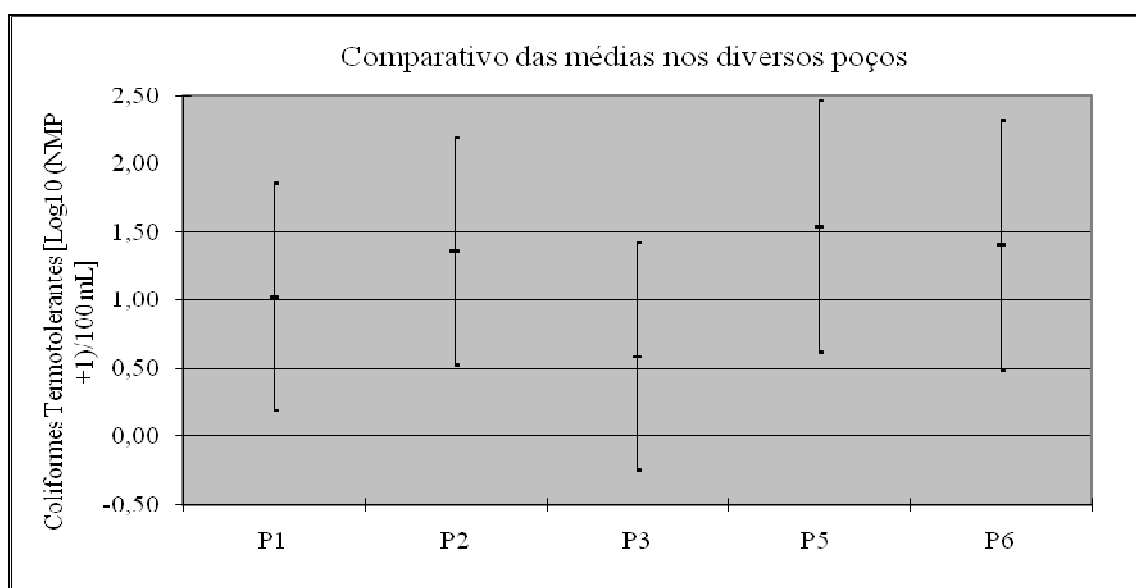


Figura 5.41: Análise GT-2 para comparação entre médias dos coliformes termotolerantes

5.2 Análise de correlação

Foi efetuada análise de correlação entre cada um dos parâmetros nos diversos poços. Os resultados são apresentados no Anexo C. Dos oitenta casos possíveis analisados (16 parâmetros \times 5 poços), ocorreram 43 casos de correlação significativa ao nível de 5%.

Os poços cujos parâmetros estiverem mais correlacionados foram o P1 e P2 (9 parâmetros), P1 e P3 (9 parâmetros) e P5 e P6 (10 parâmetros). Estes resultados reforçam aqueles obtidos na análise de variância para comparação simultânea das médias, onde a qualidade da água dos poços P5 e P6 parecem estar associadas às mesmas causas. O mesmo pode-se dizer da qualidade da água dos poços P1, P2 e P3.

6 DISCUSSÕES

As águas subterrâneas coletadas nos seis poços localizados na área de influência direta e indireta do antigo Lixão do Roger não podem ser consumidas pela população sem tratamento prévio, pois têm apresentado alguns parâmetros de qualidade acima dos VMP estabelecidos pela Portaria 518/04 do Ministério da Saúde, o que indica problemas de degradação de sua qualidade.

As análises das águas coletadas nos poços P5 e P6, mais próximos à região onde os resíduos sólidos do lixão do Roger eram depositados, têm revelado sempre indicativos de qualidade inferior aos demais poços, sugerindo que o referido lixão ainda contribui para a deterioração da qualidade das águas subterrâneas nas suas proximidades. Este resultado corrobora com outros estudos similares reportados na literatura.

Por outro lado, como a amônia é um parâmetro indicador de poluição orgânica recente, tudo leva a crer que há, na área estudada, outras fontes poluidoras das águas subterrâneas, além do antigo lixão, como esgotos domésticos e efluentes industriais, mesmo com as atividades do lixão foram encerradas em agosto de 2003. Os coliformes termotolerantes também têm estado presentes em todos os pontos, o que reforça a suspeita de contaminação recente, uma vez que, segundo Coelho (2007) a persistência de enterobactérias em águas subterrâneas é de normalmente menor que 3 meses.

A amônia foi a forma predominante de nitrogênio encontrada nos poços da área interna. É um indicativo de contaminação recente e faz parte do estado inicial de oxidação do nitrogênio, precedendo o nitrito e o nitrato. Acontecendo da forma predominante ser o nitrato, indica que os resíduos sólidos orgânicos estão maturados, porém se a forma predominante for a amônia, os resíduos sólidos orgânicos estão na fase de bioestabilização. E desta forma, o lixão não está na fase estável e ainda representa potencial risco de poluição mesmo após a sua desativação, há sete anos.

Foram detectados alumínio e chumbo em todos os poços. Porém os poços P5 e P6 mostraram valores para alumínio um pouco acima do estabelecido pela legislação e muito acima dos poços P1, P2 e P3, com valores muito abaixo da legislação. Para o chumbo os valores de P5 e P6 estão muito acima da legislação, nos outros poços bem abaixo da legislação.

As análises do poço a jusante P6 diferenciam-se das demais por apontarem os piores indicadores na maioria dos parâmetros, este fato ocorreu devido a sua localização. O poço está entre as células 1, 2 e 3, em local de provável convergência do fluxo subterrâneo e nas proximidades do córrego. Estes fatores potencializaram os indicadores de contaminação.

A análise estatística revela que há diferenças significativas entre as médias para os parâmetros dureza, cor, turbidez, DBO, DQO, cloretos, amônia e chumbo entre os poços da área interna do lixão e os demais poços. Para o parâmetro alumínio o poço P5 demonstra média significativamente diferente dos demais poços. Não há média significativamente diferente entre todos os poços para os parâmetros coliformes e nitrato.

A qualidade das águas dos poços P5 e P6 estão bastante correlacionadas (para 10 dos 16 parâmetros analisados), o mesmo ocorrendo para os poços P1, P2 e P3 (para 9 dos 16 parâmetros analisados). Isto sugere que as variações na qualidade das águas dos poços P5 e P6 possuem a mesma causa, que provavelmente é o antigo lixão do Roger, enquanto que a qualidade das águas dos poços P1, P2 e P3 aparentam ser a qualidade típica das águas subterrâneas na localidade estudada.

7 CONCLUSÃO

Os resultados obtidos neste trabalho permitiram avaliar a influência do antigo lixão do Roger sobre a qualidade da água subterrânea. Através do monitoramento de poços distribuídos na área de influência direta e indireta, utilizando-se de métodos de investigação diretos e análises gráficas e estatísticas dos dados de laboratório foi possível verificar tal influência.

As análises das águas subterrâneas mostraram indícios suficientes para comprovar que o antigo lixão do Roger contribui significativamente para a contaminação do lençol freático da área interna do referido lixão. Os poços P5 e P6 apresentaram os piores indicadores de qualidade em relação aos demais poços. A qualidade das águas dos poços P5 e P6 estão bastante correlacionadas, o que sugere que as variações na qualidade das águas dos poços P5 e P6 possuem a mesma causa, que provavelmente é o antigo lixão do Roger.

De modo geral, a análise gráfica mostrou que os poços na área interna do antigo lixão (P5 e P6) apresentaram os parâmetros dureza, cor, turbidez, cloretos, amônia, alumínio e chumbo acima do estabelecido pela legislação. Os valores para DBO e DQO não têm valores de referência na legislação, mas são valores altos quando comparados a águas subterrâneas naturais relatadas na literatura e os poços na área de influência direta e indireta (P1, P2 e P3).

Por outro lado, a contaminação não deve ser atribuída exclusivamente ao lixão, pois, os poços na área de influência direta e indireta estão contaminados com óleos e graxas, coliformes, cloretos e amônia. Esse resultado corrobora com a suspeita de que há outras fontes de poluição das águas subterrâneas, tais como, esgotos domésticos e outros despejos, como vazamentos de postos de combustíveis.

A água subterrânea dos poços estudados não atende aos padrões de potabilidade da Portaria nº 518 e as condições e padrões de qualidade da Resolução CONAMA nº 396, não podendo ser consumida diretamente pela população, pois vários parâmetros mostraram-se acima dos VMP recomendado pela legislação, colocando em risco a saúde

população que fizer uso dessas águas. Este fato não é surpreendente, uma vez que se trata de água em seu estado bruto (sem tratamento).

O antigo lixão do Roger, mesmo após a sua desativação, ainda constitui uma fonte contaminadora da região estuarina. O lixiviado por percolação atingiu o lençol freático alterando a qualidade das águas subterrâneas na área interna do lixão. Como está situado sobre um mangue, adjacente ao rio Sanhauá, essa contaminação pode atingir as águas superficiais comprometendo os usos que se podem fazer das águas e da biota do mangue. O referido lixão é um problema ambiental e necessita monitoramento constante, sugere-se a continuidade de estudos científicos futuros, realizando as análises da saúde ambiental dos seres vivos do entorno.

REFERÊNCIAS

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 13.896: Aterro de resíduos não perigosos – critérios de projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro, 1997.

ABU-RUKAH, Y.; AL-KOFARI, Osama. The assessment of the effect of landfill leachate on ground-water quality – a case study. El-Akader landfill site – North Jordan. Journal of Arid Environment, ago, 2001. Disponível em: <<http://www.idealibrary.com>> Acesso em: 04 nov. 2009.

AESA – Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba. Contato pessoal para obtenção dos índices pluviométricos dos anos de 2006, 2007 e 2008 (2009).

AMERICAN PUBLIC ASSOCIATION HEALTH – APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION – AWWA; WORLD ECONOMIC FORUM – WEF. Standard methods of the examination of water and wasterwater. 19.ed. New York: Public Health Association, 1998.

ANA. Águas subterrâneas. Agência Nacional de Águas - Superintendência de Informações Hidrológicas – SIH- Brasília, Agosto/2002.

AZEVEDO, Julio César Rodrigues de; DOMBROSKI, Luiz Fernando; MIZUKAWA, Alinne; KRAMER, Rafael Duarte; PAGIORO, Thomaz Aurélio. Variação da concentração de metais dissolvidos e nos sedimentos do Rio Barigui, região metropolitana de Curitiba. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 25., 2009, Recife. Anais... Rio de Janeiro:ABES, 2009. CD-ROM.

BAIRD, Colin; Química ambiental; 2ª edição; Porto Alegre; Bookman;2002.

BRAGA, Benedito; HESPANHOL, Ivanildo; CONEJO, João G. Lotufo; MIERZWA; José Carlos; DE BARROS, Mario Thadeu L.; SPENCER, Milton; PORTO, Monica; NUCCI, Nelson; JULIANO, Neusa; EIGER, Sérgio. Introdução à engenharia ambiental. 2ª edição. São Paulo: Pearson Prentice hall, 2005.

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. Manual de saneamento. 3ª edição. Brasília. Fundação Nacional de Saúde. 2006.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 518 de 25 de março de 2004. Estabelece normas e o padrão de potabilidade da água destinada ao consumo humano. Diário Oficial da União, Brasília, v. 59, p. 266-270, 26 de mar. 2004. Seção I.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 396 de 03 de Abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, p. 66-68, 07 de mar. 2008.

CABRAL, Natalina Maria Tinoco; LIMA, Lilianne Maia. Qualidade da água do aquífero Barreiras em bairros de Belém/PA. Revista águas subterrâneas, v. 19, nº 2, p. 37 – 53, 2005.

CAICEDO, Nelson. Água Subterrânea. In: TUCCI, C.E.M.(org.). Hidrologia: ciência e aplicação. Porto Alegre: EDUSP, 1993.

CALLEGARI-JACQUES, Sidia M. Bioestatística: Princípios e Aplicações. Porto Alegre: Artmed, 2008.

CETESB; Relatório de qualidade das águas subterrâneas do estado de São Paulo. 2004 – 2006/CETESB. São Paulo: CETESB, 2007. 199 p.

COELHO, Márcia Gonçalves; SANTOS, Cristiane Lopes dos. Qualidade das águas subterrâneas em local de disposição dos resíduos sólidos urbanos de município de Uberlândia - MG. In: IV Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental, 2004, Anais cd-rom Porto Alegre.

COELHO, Virginia Maria Tessone. Potencial de contaminação de aquífero freático por esgoto doméstico – quantificação do decaimento bacteriológico. 2007. Tese (Doutorado em Recursos Minerais e Hidrogeologia) – Programa de Pós-Graduação em Recursos Minerais e Hidrogeologia, USP, São Paulo.

ESTEVES, Francisco de Assis. Fundamentos de Limnologia; 2ª Edição; Rio de Janeiro; Interciência; 1998.

FACHIN, Sergio Junior da Silva. Ensaios geoelétricos 2D no antigo lixão de Ribeirão Preto – SP: avaliação de parâmetros de aquisição e monitoramento ambiental do problema. 2007. Dissertação (Mestrado). Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas. USP. 141 p. 2007.

FAVERO, Jovani Luiz; MUNIZ, André Rodriguez; SANTOS, Ricardo Paupitz Barbosa dos. Análise teórico-experimental da dispersão de poluentes líquidos em solos. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES, v. 12, nº 4, p. 410 – 416, out/dez 2007.

FEITOSA, Fernando A.C; MANOEL FILHO, J; FEITOSA, Edilton Carneiro; DEMETRIO, José Geilson A. (organizadores) Hidrogeologia. Conceitos e Aplicações. 3ª Edição; Rio de Janeiro; CPRM: Serviço geológico do Brasil, 2008.

GOOGLE. Earth Google. Disponível em: <<http://www.earth.google.com>>. Acesso em: 12 jan 2009.

HYPOLITO, Raphael; EZAKI, Sibebe. Íons de metais pesados em sistemas solo-lixo-chorume-água de aterros sanitários da região metropolitana de São Paulo-SP, São Paulo. Revista Águas Subterrâneas, v 20, nº 1, p. 99-114, 2006.

HYPOLITO, Raphael; FERRER, Luciana Maria; NASCIMENTO, Silvia Cremonez. Comportamento de espécie de mercúrio no sistema sedimento-água do mangue no município de Cubatão, São Paulo. Revista Águas Subterrâneas, v 19, nº 1, p. 15-24, 2005.

IDERIAH, Tubomini J.K.; OMUARU, Victor O.T.; ADIUKWU, Patricia U. Soil quality around a solid waste dumpsite in Port Harcourt, Nigeria. African Journal of Ecology, V. 44, p. 388 – 394, 2006.

IBGE. Censo – 2000, Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>>. Acesso em 2 mar. 2010.

KRIEGER, Elizabeth Ibi Frimm. Avaliação da contaminação das Águas Subterrâneas na Área de Influências da Usina de Tratamento de Resíduos S/A – UTRESA, em Estância Velha (RS). 2000. Dissertação (mestrado em Ecologia) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia, UFRS, Porto Alegre.

LEAL, A. de S. Água Subterrânea – usos e ocorrência. Disponível em: <<http://www.estado.dogurgueia.nom.br/pesquisa/aguassubterraneas.htm>>. Acesso em: 07. set. 2005.

LOPES, Adriana Antunes; BRIGANTE, Janete; SCHALCH, Valdir. Influência do aterro sanitário de São Carlos (SP), Brasil, na qualidade das águas superficial e subterrânea. Journal Of The Brazilian Society Of Ecotoxicology, V. 2, p. 115-127, 2007.

LOPES, Adriana Antunes; SCHALCH, Valdir. Avaliação da qualidade da água do aquífero freático do aterro sanitário de Bauru – SP, Brasil. In: VIII Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2006 Anais... Fortaleza, 2006. CD-ROM.

MAIA NETO, R.F. A Água para o desenvolvimento sustentável. A água em revista – Revista Técnica Informática da CPRM. Ano V. n°. 9. pp. 21 – 28. 1997.

MELLO, Gabriela Sá Leitão de; MENEGON JUNIOR, Nelson. Relação do potencial de trihalometanos com as variáveis chuva, carbono orgânico dissolvido e número de células de cianobactérias nos mananciais do estado de São Paulo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 25., 2009, Recife. Anais... Rio de Janeiro:ABES, 2009. CD-ROM.

MIGLIORINI, Renato Blat; LIMA, Zoraidy Marques de; ZEILHOFER, Liliana Victorino Alves Corrêa. Qualidade das águas subterrâneas em áreas de cemitérios. Região de Cuiabá – MT. Águas Subterrâneas, v 20, n° 1, p. 15-28, 2006.

MOHAMMED, Syed Abu Sayeed; NAIK, Maya; FAKRUDDIN, Sanaulla Pathapalya; NAZEER, Zulfiqar Ahmed Mohammed. Studies on contaminant transport at an industrial waste dumpsite of Bangarole, India. Revista Ambiente e Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science: v. 3, n. 3, p. 55 – 66, 2008.

MOREIRA, R.M. Alocação de recursos hídricos em regiões semi-áridas. Dissertação de mestrado (Engenharia civil). COPPE/UFRJ. 2001. 119 p.

NÓBREGA, Claudia Coutinho. Viabilidade econômica, com valoração ambiental e social de sistemas de coleta seletiva de resíduos sólidos domiciliares – Estudo de caso:

João Pessoa/PB. 2003. Tese (Doutorado em Recursos Naturais) – Programa Institucional de Doutorado Temático em Recursos Naturais, UFCG, Campina Grande.

NÓBREGA, T. M. Q. A problemática da drenagem em áreas urbanas planas: O caso da planície costeira da cidade de João Pessoa. 2002. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Programa de Desenvolvimento e Meio Ambiente, UFPB, João Pessoa.

PÁDUA, Valter Lúcio de; FERREIRA, Andrea Cristina da Silva. Qualidade da água para consumo humano. In: PÁDUA, Valter Lúcio de; HELLER, Léo.(organizadores) Abastecimento de água para consumo humano. Belo Horizonte. Editora UFMG, 2006.

PERPÉTUO, Poliany Coelho; GONÇALVES, José Augusto Costa. Estudo preliminar da qualidade das águas dos poços e cisternas da cidade de Virginópolis – MG. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 25., 2009, Recife. Anais... Rio de Janeiro:ABES, 2009. CD-ROM.

PIAÍ, Kamila de Almeida; FERREIRA, Priscila Costa; TREVILATO, Tânia Maria Beltramini; SEGURA-MUÑOZ, Susana Inés. Análise dos níveis de metais em água subterrânea coletada à montante e jusante do aterro sanitário de Ribeirão Preto, Brasil. São Paulo. Revista Águas Subterrâneas, v 20, n° 1, p. 131-138, 2006.

PIVELI, Roque Passos; KATO, Mario Takayuki. Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos. São Paulo. ABES. 2006.

PUJARI, Paras R.; PARDHI, Pawan; MUDULI, Pradipta; HARKARE, Prajakta; NANOTI, Madan V. Assessment of pollution near landfill site in Nagpur, India by resistivity imaging and GPR. Environmental Monitoring and assessment, Springer Netherlands, v. 131, n. 1-3, p. 489-500, Aug. 2007.

SANTOS, Aldecy de Almeida; SILVA, Welitom Ttatom Pereira da; SHIRAIWA, Shozo; SILVA, Ana Rubia de Carvalho Bonilha; ANDRADE, Nara Luisa Reis de. Correlação de matéria orgânica e variáveis intervenientes na qualidade da água subterrânea em aterro sanitário. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 25., 2009, Recife. Anais... Rio de Janeiro:ABES, 2009. CD-ROM.

SCIENTEC. Relatório técnico: Caracterização sumária dos principais aquíferos existentes na área potencialmente atingida pelo lixão do Roger. João Pessoa: SCIENTEC, 2009.

SILVA, A. C. S.; FILHO, L. A. P.; SILVA, T. C. “AVALIAÇÃO E ESPACIALIZAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS DOS POÇOS DO MUNICÍPIO DE JOÃO PESSOA – PARAÍBA” XIV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, ABRH. Anais em Cd-Rom. Aracaju, 2001.

SOKAL, Robert R.; ROHLF, F. James. Biometry: the principles and practice of statistics in biological research. 2^a. Ed. – New York: W.H. Freeman, 1981. 858p.

SOUZA, Alice Rocha de; NAVAL, Liliana Pena. Caracterização das águas sob a influência do aterro sanitário de Palmas. In: IX Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000, Porto Seguro. Anais de congresso CD-ROM.

SUDENE - Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste,. “Inventário Hidrogeológico Básico do Nordeste”. Folha nº 16. PARAÍBA – SO. Recife, PE. 167p. 1978.

SUZUKI, Eneas Yosaburo; TAIOLI, Fabio; RODRIGUES, Cristiane Lorena. Avaliação do comportamento geoquímico do solo da região do lixão de Ilhabela – SP. Revista Águas subterrâneas, v. 19, nº 2, p. 67 – 76, 2005.

VASCONCELOS; Isabelly Cícera Dias, ATHAYDE JUNIOR; Gilson Batista, GADELHA; Carmem Lúcia Moreira, DOS SANTOS; André Bezerra. Água e poluição In: ATHAYDE JUNIOR; Gilson Batista, DOS SANTOS; André Bezerra. Esgotamento Sanitário: Qualidade da água e controle da poluição: guia do profissional em treinamento: nível 2. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. – Salvador: ReCESA, 2008.

VON SPERLING, Marcos. Introdução à quantidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2^a edição. Belo Horizonte. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. 1996.

VON SPERLING, Marcos. Introdução à quantidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3^a edição. Belo Horizonte. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. 2005.

ANEXO A

Índices pluviométricos



Secretaria de Estado do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Ciência e Tecnologia - SEMARH
Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba - AESA

Dados Mensais de Precipitação(mm) - Período de 2006 a 2008

Estação	Latitude	Longitude	Ano	Jan.	Fev.	Mar.	Abr.	Mai.	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.	Anual
João Pessoa/DFAARA	-70.833	-348.333	2006	10.8	17.8	85.3	200.9	156.4	270.5	129.1	105.5	53.1	9.5	42.1	41.6	1122.6
João Pessoa/DFAARA	-70.833	-348.333	2007	33.8	166.1	198.1	234.3	239.5	573.7	143.6	273.3	73.0	32.7	34.0	8.2	2010.3
João Pessoa/DFAARA	-70.833	-348.333	2008	80.6	7.8	299.3	313.5	335.7	397.4	283.5	318.0	86.7	44.2	5.0	57.7	2229.4

ANEXO B

PERFIS DE SONDAGEM

PERFIL DE SONDAGEM

MUNICÍPIO : JOÃO PESSOA LOCALIDADE : LIXÃO DO ROGER FURO - 01



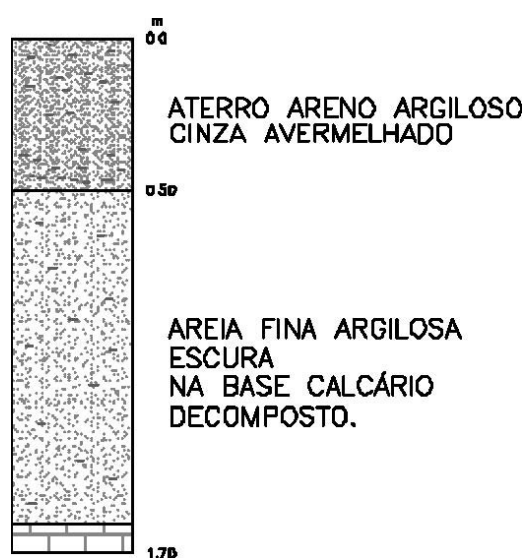
NÍVEL DE ÁGUA — 0.80m

COORDENADAS GEOGRÁFICAS	07° 06',522
	34° 53',018

EXECUTADO EM 08/03/2006

PERFIL DE SONDAGEM

MUNICÍPIO : JOÃO PESSOA LOCALIDADE : LIXÃO DO ROGER FURO - 02



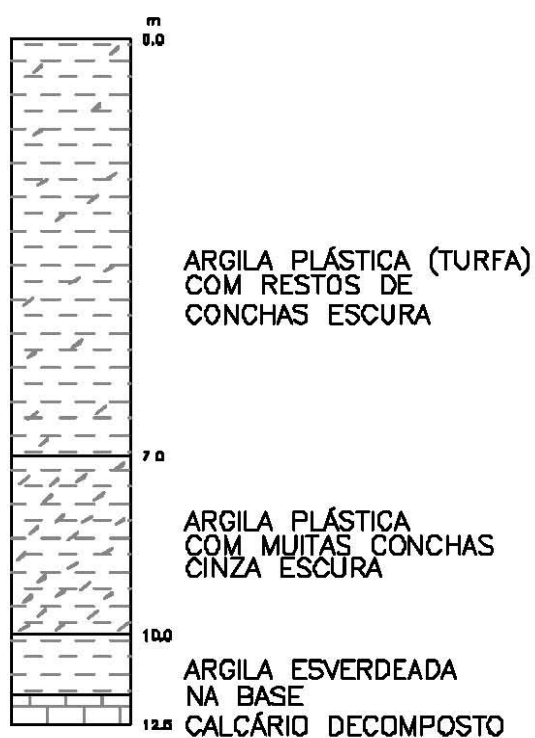
NÍVEL DE ÁGUA – NÃO ENCONTRADO

COORDENADAS GEOGRÁFICAS	07° 06',476
	34° 53',029

EXECUTADO EM 08/03/2006

PERFIL DE SONDAGEM

MUNICÍPIO : JOÃO PESSOA
 LOCALIDADE : LIXÃO DO ROGER
 FURO - 03



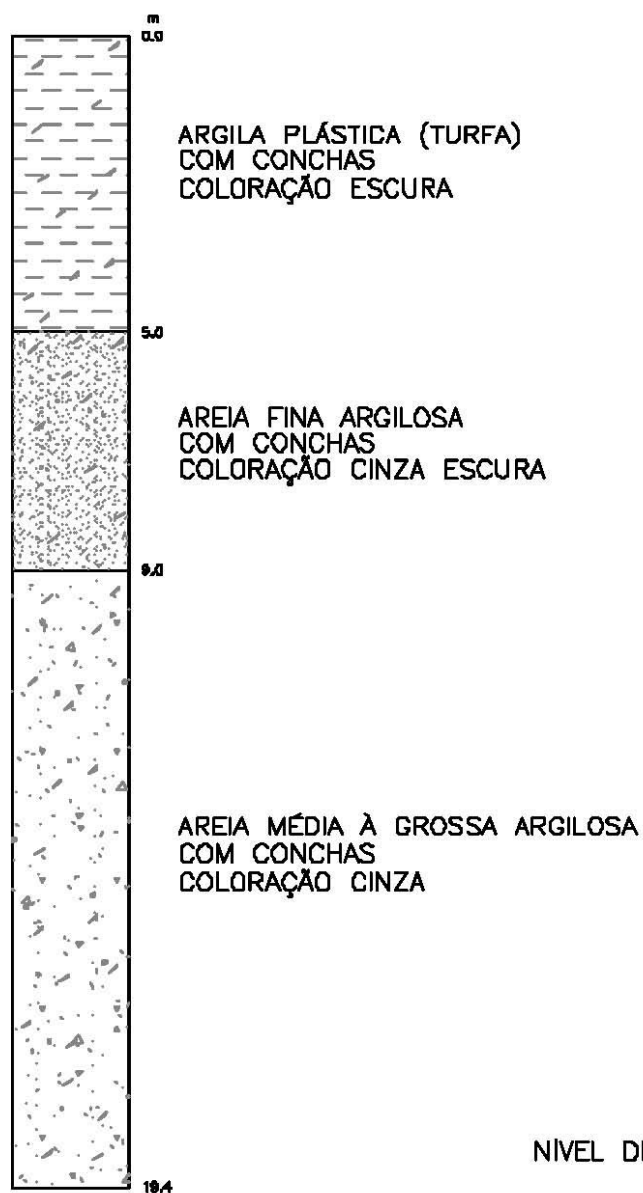
NÍVEL DE ÁGUA – 0.0m

COORDENADAS GEOGRÁFICAS ———— 07° 06',456
 34° 52',210

EXECUTADO EM 08/03/2006

PERFIL DE SONDAGEM

MUNICÍPIO : JOÃO PESSOA
LOCALIDADE : LIXÃO DO ROGER
FURO - 04



NIVEL DE ÁGUA - 0.0m

COORDENADAS GEOGRÁFICAS

07° 06',224
34° 53',079

EXECUTADO EM 08/03/2006

PERFIL DE SONDAGEM

MUNICÍPIO : JOÃO PESSOA LOCALIDADE : LIXÃO DO ROGER FURO - 05



NÍVEL DE ÁGUA — 0.0m

COORDENADAS GEOGRÁFICAS	07° 06',275
	34° 52',951

EXECUTADO EM 08/03/2006

ANEXO C

COEFICIENTES DE CORRELAÇÃO

Coeficiente de correlação entre o pH dos poços estudados

		P2	P3	P5	P6
P1	Coeficiente de correlação	,295	,172	-,508	-,055
	Sig. (2-tailed)	,378	,612	,244	,888
	N	11	11	7	9
P2	Coeficiente de correlação		,812	,332	,016
	Sig. (2-tailed)		,002	,467	,967
	N		11	7	9
P3	Coeficiente de correlação			,302	,090
	Sig. (2-tailed)			,511	,818
	N			7	9
P5	Coeficiente de correlação				,947
	Sig. (2-tailed)				,001
	N				7

Coeficiente de correlação entre a Condutividade Elétrica dos poços estudados

		P2	P3	P5	P6
P1	Coeficiente de correlação	,756	,737	-,993	-,865
	Sig. (2-tailed)	,007	,010	,075	,335
	N	11	11	3	3
P2	Coeficiente de correlação		,537	-,983	-,829
	Sig. (2-tailed)		,089	,117	,378
	N		11	3	3
P3	Coeficiente de correlação			-,973	-,802
	Sig. (2-tailed)			,147	,407
	N			3	3
P5	Coeficiente de correlação				,918
	Sig. (2-tailed)				,260
	N				3

Coeficiente de correlação entre a Dureza dos poços estudados

		P2	P3	P5	P6
P1	Coeficiente de correlação	,206	-,249	,731	,906
	Sig. (2-tailed)	,544	,460	,062	,001
	N	11	11	7	9
P2	Coeficiente de correlação		,745	,918	,301
	Sig. (2-tailed)		,008	,004	,431
	N		11	7	9
P3	Coeficiente de correlação			,030	-,288
	Sig. (2-tailed)			,948	,453
	N			7	9
P5	Coeficiente de correlação				,833
	Sig. (2-tailed)				,020
	N				7

Coeficiente de correlação entre a Cor dos poços estudados

		P2	P3	P5	P6
P1	Coeficiente de correlação	,221	,221	-,674	-,626
	Sig. (2-tailed)	,515	,515	,097	,072
	N	11	11	7	9
P2	Coeficiente de correlação		1,000	,	,
	Sig. (2-tailed)		,000	,	,
	N		11	7	9
P3	Coeficiente de correlação			,	,
	Sig. (2-tailed)			,	,
	N			7	9
P5	Coeficiente de correlação				,669
	Sig. (2-tailed)				,100
	N				7

Coeficiente de correlação entre a Turbidez dos poços estudados

		P2	P3	P5	P6
P1	Coeficiente de Correlação	,599	-,019	,855	,504
	Sig. (2-tailed)	,051	,955	,014	,166
	N	11	11	7	9
P2	Coeficiente de Correlação		,307	,297	,237
	Sig. (2-tailed)		,359	,517	,540
	N		11	7	9
P3	Coeficiente de Correlação			,677	,168
	Sig. (2-tailed)			,095	,665
	N			7	9
P5	Coeficiente de Correlação				,936
	Sig. (2-tailed)				,002
	N				7

Coeficiente de correlação entre Sólidos Totais Dissolvidos dos poços estudados

		P2	P3	P5	P6
P1	Coeficiente de Correlação	,736	,689	-,911	,577
	Sig. (2-tailed)	,010	,019	,004	,103
	N	11	11	7	9
P2	Coeficiente de Correlação		,462	-,858	,692
	Sig. (2-tailed)		,152	,013	,039
	N		11	7	9
P3	Coeficiente de Correlação			-,905	,073
	Sig. (2-tailed)			,005	,853
	N			7	9
P5	Coeficiente de Correlação				,974
	Sig. (2-tailed)				,000
	N				7

Coeficiente de correlação entre a DBO dos poços estudados

		P2	P3	P5	P6
P1	Coeficiente de Correlação	,208	,528	-,501	,333
	Sig. (2-tailed)	,565	,117	,311	,420
	N	10	10	6	8
P2	Coeficiente de Correlação		,820	,087	-,236
	Sig. (2-tailed)		,004	,869	,573
	N		10	6	8
P3	Coeficiente de Correlação			-,020	,105
	Sig. (2-tailed)			,969	,804
	N			6	8
P5	Coeficiente de Correlação				,818
	Sig. (2-tailed)				,047
	N				6

Coeficiente de correlação entre a DQO dos poços estudados

		P2	P3	P5	P6
P1	Coeficiente de Correlação	,972	,764	,715	,619
	Sig. (2-tailed)	,000	,016	,111	,102
	N	8	9	6	8
P2	Coeficiente de Correlação		,971	,787	,655
	Sig. (2-tailed)		,000	,036	,055
	N		9	7	9
P3	Coeficiente de Correlação			,745	,584
	Sig. (2-tailed)			,055	,099
	N			7	9
P5	Coeficiente de Correlação				,991
	Sig. (2-tailed)				,000
	N				7

Coeficiente de correlação entre Óleos e Graxas dos poços estudados

		P2	P3	P5	P6
P1	Coeficiente de correlação	-,182	,907	-,342	,514
	Sig. (2-tailed)	,614	,000	,453	,157
	N	10	10	7	9
P2	Coeficiente de correlação		,222	-,281	-,249
	Sig. (2-tailed)		,538	,541	,519
	N		10	7	9
P3	Coeficiente de correlação			-,239	,498
	Sig. (2-tailed)			,605	,173
	N			7	9
P5	Coeficiente de correlação				,259
	Sig. (2-tailed)				,574
	N				7

Coeficiente de correlação entre Cloretos dos poços estudados

		P2	P3	P5	P6
P1	Coeficiente de correlação	,908	,701	,967	,560
	Sig. (2-tailed)	,000	,016	,000	,117
	N	11	11	7	9
P2	Coeficiente de correlação		,581	,977	,719
	Sig. (2-tailed)		,061	,000	,029
	N		11	7	9
P3	Coeficiente de correlação			,929	,853
	Sig. (2-tailed)			,002	,003
	N			7	9
P5	Coeficiente de correlação				,910
	Sig. (2-tailed)				,004
	N				7

Coeficiente de correlação entre Amônia dos poços estudados

		P2	P3	P5	P6
P1	Coeficiente de Correlação	1,000	1,000	,	,
	Sig. (2-tailed)	,000	,000	,	,
	N	10	10	7	9
P2	Coeficiente de Correlação		1,000	,	,
	Sig. (2-tailed)		,000	,	,
	N		10	7	9
P3	Coeficiente de Correlação			,	,
	Sig. (2-tailed)			,	,
	N			7	9
P5	Coeficiente de Correlação				,994
	Sig. (2-tailed)				,000
	N				7

Coeficiente de correlação entre Nitrito dos poços estudados

		P2	P3	P5	P6
P1	Coeficiente de Correlação	,932	,932	-,328	-,318
	Sig. (2-tailed)	,000	,000	,472	,404
	N	11	11	7	9
P2	Coeficiente de Correlação		1,000	,	,
	Sig. (2-tailed)		,000	,	,
	N		11	7	9
P3	Coeficiente de Correlação			,	,
	Sig. (2-tailed)			,	,
	N			7	9
P5	Coeficiente de Correlação				,996
	Sig. (2-tailed)				,000
	N				7

Coeficiente de correlação entre Nitrato dos poços estudados

		P2	P3	P5	P6
P1	Coeficiente de Correlação	,806	1,000	,	,
	Sig. (2-tailed)	,003	,000	,	,
	N	11	11	7	9
P2	Coeficiente de Correlação		,795	,	,
	Sig. (2-tailed)		,003	,	,
	N		11	7	9
P3	Coeficiente de Correlação			,	,
	Sig. (2-tailed)			,	,
	N			7	9
P5	Coeficiente de Correlação				1,000
	Sig. (2-tailed)				,000
	N				7

Coeficiente de correlação entre Alumínio dos poços estudados

		P2	P3	P5	P6
P1	Coeficiente de Correlação	,690	,588	,854	,854
	Sig. (2-tailed)	,019	,057	,014	,003
	N	11	11	7	9
P2	Coeficiente de Correlação		,290	,753	,895
	Sig. (2-tailed)		,387	,051	,001
	N		11	7	9
P3	Coeficiente de Correlação			,921	,576
	Sig. (2-tailed)			,003	,105
	N			7	9
P5	Coeficiente de Correlação				,859
	Sig. (2-tailed)				,013
	N				7

Coeficiente de correlação entre o Chumbo dos poços estudados

		P2	P3	P5	P6
P1	Coeficiente de Correlação	1,000	1,000	,	-,143
	Sig. (2-tailed)	,000	,000	,	,736
	N	10	10	6	8
P2	Coeficiente de Correlação		1,000	,	-,143
	Sig. (2-tailed)		,000	,	,736
	N		10	6	8
P3	Coeficiente de Correlação			,	-,143
	Sig. (2-tailed)			,	,736
	N			6	8
P5	Coeficiente de Correlação				,
	Sig. (2-tailed)				,
	N				7

Coeficiente de correlação entre os Coliformes Termotolerantes dos poços estudados

		P2	P3	P5	P6
P1	Coeficiente de Correlação	,076	,211	,658	,693
	Sig. (2-tailed)	,824	,534	,054	,038
	N	11	11	9	9
P2	Coeficiente de Correlação		,486	-,264	-,435
	Sig. (2-tailed)		,130	,493	,243
	N		11	9	9
P3	Coeficiente de Correlação			,291	,304
	Sig. (2-tailed)			,447	,426
	N			9	9
P5	Coeficiente de Correlação				,906
	Sig. (2-tailed)				,001
	N				9