

**AVALIAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO DO SOLO E DAS ÁGUAS
SUPERFICIAIS E SUBTERRÂNEAS POR PESTICIDAS EM UMA
MICRO-BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL**

ELIANE MARIA VIEIRA

“Dissertação apresentada ao Centro de Ciências e Tecnologias, da Universidade Estadual do Norte Fluminense, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil”

Orientador: Prof. Frederico Terra de Almeida

**CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ
SETEMBRO - 2005**

FICHA CATALOGRÁFICA

Preparada pela Biblioteca do CCT / UENF
24/2005

Vieira, Eliane Maria

Avaliação da contaminação do solo e das águas superficiais e subterrâneas por pesticidas em uma micro-bacia do Rio Paraíba do Sul / Eliane Maria Vieira. – Campos dos Goytacazes, 2005.

xv, 105 f. : il.

Orientador: Frederico Terra de Almeida

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) -- Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Centro de Ciência e Tecnologia. Laboratório de Engenharia Civil. Campos dos Goytacazes, 2005.

Área de concentração: Geotecnia

Bibliografia: f. 72-80

1. Contaminação 2. Água 3. Solo 4. Pesticidas 5.

Geoprocessamento I. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Centro de Ciência e Tecnologia.

AVALIAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO DO SOLO E DAS ÁGUAS
SUPERFICIAIS E SUBTERRÂNEAS POR PESTICIDAS EM UMA
MICRO-BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL

ELIANE MARIA VIEIRA

“Dissertação apresentada ao Centro de Ciências e Tecnologias, da Universidade Estadual do Norte Fluminense, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil com ênfase em Geotecnia”

Aprovada em 16 de Setembro de 2005

Comissão Examinadora:

Prof. Izabel Christina d’Almeida Duarte de Azevedo (Doutora, Eng. Civil) – UFV

Prof. Sérgio Tibana (Doutor, Eng. Civil) – UENF

Prof. Maria Cristina Canela (Doutora, Química) – UENF
Co-orientadora

Prof. Frederico Terra de Almeida (Doutor, Produção Vegetal) - UENF
Orientador

*“Rezar como se tudo dependesse
apenas de Deus e trabalhar como se
tudo dependesse apenas de você”*

St^a Terezinha

AGRADECIMENTOS

A Deus pelo dom da vida e pela presença constante em todos os momentos e à Virgem Maria pela interseção nos momentos mais difíceis.

Ao professor Frederico Terra de Almeida pela orientação e amizade no decorrer do curso.

A professora Maria Cristina Canela pela co-orientação, pelos ensinamentos e amizade.

A professora Maria da Glória Alves pelo incentivo, amizade, por acreditar em mim a nível acadêmico.

Ao professor Sergio Tibana, pelos conselhos e orientações.

Aos professores Fernando Saboya, Aldo Farfan, Vânia Karan e Josué Alves Barroso pela amizade e pelas fundamentações teóricas durante o curso de mestrado.

Ao senhor José Ferreira Pinto pela disponibilidade da área de estudo, ao senhor Paulo Henrique do Prado.

Aos meus pais Palmerindo e Euzébia, pelo carinho, apoio e incentivo na realização de mais uma etapa em minha vida.

Aos amigos e técnicos Milto, André e Vanuzia, pela orientação, apoio e ajuda nas análises de granulometria e pela amizade.

Aos amigos Silvio, Thiago e Izabela pela amizade e ajuda nos laboratórios do LCQUI.

Ao professor Antonio C. da Gama-Rodrigues e à técnica Vanilda do laboratório de solos do CCTA – UENF, pela orientação nas análises químicas do solo.

Aos amigos Sidney e Marcelo por toda a ajuda no decorrer desta dissertação.

Aos amigos Romeu, Oscar, Luziane, Isabel, Adriano, Marcel, Adilson, Aline, Vitor, Valeska, Fernanda e Luciane, pela amizade e pelo companheirismo nestes dois anos de convivência.

A todos os colegas, funcionários e alunos do Centro de Ciência e Tecnologia, pela amizade e incentivo durante esta jornada.

A Teresa e Silvia, pela amizade e apoio em todos os momentos.

Ao CNPQ e CT-HIDRO pelo financiamento deste projeto.

A UENF pela bolsa de estudos.

Índice

RESUMO _____	XII
ABSTRACT _____	XIV
1. Introdução _____	1
2. Revisão Bibliográfica _____	3
2.1 Os pesticidas _____	3
2.1.1 Pesticidas empregados na cultura do café _____	7
2.1.2 Contaminação por Pesticidas _____	11
2.2 Mecanismos de interação dos pesticidas no solo e na água _____	12
2.2.1 Influência dos pesticidas nos mecanismos de interação _____	15
2.2.2 Influência do solo na contaminação por pesticidas _____	18
2.3 Padrões de qualidade de solos e de águas _____	23
2.5 O Geoprocessamento como ferramenta de suporte à decisão _____	26
2.5.1 SIG _____	26
3. Caracterização da área de estudo _____	29
3.1 Localização _____	29
3.2 Hidrologia _____	30
3.3 Pedologia _____	32
3.4 Morfologia _____	34
3.5 Uso e cobertura do solo _____	36

4. Material e Métodos	38
4.1 Pesticidas empregados	38
4.2 Escolha de locais de coleta de amostras de solo e água	39
4.3 Perfuração dos poços e coleta das amostras	40
4.4 Caracterização do solo	42
4.5 Análise físico-química das águas	43
4.6 Análise de pesticidas em amostras de solo e água	43
5. Resultados e discussões	47
5.1 Locais escolhidos para o monitoramento	47
5.2. Resultados das análises dos solos	50
5.3. Caracterização físico-química da água	53
5.4. Análise dos pesticidas em amostras de solo e água	55
6. Conclusões e recomendações	70
7. Refêrencias	72
Apêndice	

Lista de figuras

Figura 2.1 – Dissulfoton_____	7
Figura 2.2 – Triadimenol_____	8
Figura 2.3 – Glifosate_____	9
Figura 2.4 - Interação de um pesticida no solo_____	13
Figura 3.1 – Localização da área de estudo_____	28
Figura 3.2 – Classificação dos córregos da área de estudo, quanto a sua ordem____	30
Figura 3.3 – Distribuição de chuvas do município de Varre-Sai_____	30
Figura 3.4 – Distribuição de chuvas do município de Varre-Sai no período de maio de 2004 à abril de 2005_____	31
Figura 3.5 – Mapa de solos da área de estudo_____	32
Figura 3.6 – Ângulos de inclinação do terreno_____	34
Figura 3.7 – Perfil topográfico do terreno_____	34
Figura 3.8 – Mapa de Uso e Cobertura do solo da área de estudo_____	35
Figura 4.1 - Perfil esquemático – Poço Padrão_____	40
Figura 4.2 - Extração de pesticidas utilizando o sistema soxhlet_____	44
Figura 5.1 – Modelo digital de elevação da área de estudo_____	47
Figura 5.2– Pontos selecionados e suas respectivas bacias de contribuição_____	48
Figura 5.3 – Perfil cromatográfico da amostra P9 de água _____	54
Figura 5.3 – Perfil cromatográfico da amostra P9 de água _____	55
Figura 5.4 – Perfil cromatográfico da amostra de solo P4 – 40 cm _____	56

Lista de tabelas

Tabela 4.2 – Pesticidas empregados, talhões onde ocorreram as aplicações e data destas _____	38
Tabela 4.2 – Ions característicos dos compostos alvos _____	46
Tabela 5.1 – Pontos selecionados e suas respectivas áreas de contribuição e cultura abrangida _____	50
Tabela 5.2 – Resultados dos ensaios de caracterização _____	51
Tabela 5.3 – Resultados das análises físico-químicas dos solos _____	51
Tabela 5.4 – Resultados do calculo da CTC efetiva para cada ponto e MO _____	52
Tabela 5.5 – Resultados da análise EDX para cada ponto e suas profundidades _	53
Tabela 5.6-a – Resultados da análise da água para cada ponto _____	54
Tabela 5.6-b – Resultados da análise da água para cada ponto _____	54
Tabela 5.6-c – Resultados da análise da água para cada ponto _____	54
Tabela 5.9 – Resultados da análise química de pesticidas na água para cada ponto, na 1ª campanha _____	56
Tabela 5.10 – Resultados da análise química de pesticidas no solo para cada ponto a 20 e 40 cm na 1ª campanha _____	57
Tabela 5.11 – Talhões onde foram aplicados os pesticidas, tempo decorrido e precipitações entre a última aplicação e a coleta na 1ª campanha _	57
Tabela 5.12 – Resultados da análise química de pesticidas da água para cada ponto, na 2ª campanha _____	61
Tabela 5.13 – Resultados da análise química de pesticidas no solo, para cada ponto a 20 e 40 cm na 2ª campanha _____	62
Tabela 5.14 - Talhões onde foram aplicados os pesticidas, tempo decorrido e precipitações entre aplicações a 2ª campanha _____	62

Tabela 5.15 – Resultados da análise química de pesticidas da água para cada ponto, na 3ª campanha _____	66
Tabela 5.16 – Resultados da análise química de pesticidas no solo, para cada ponto a 20 e 40 cm na 3ª campanha _____	67
Tabela 5.17 - Talhões onde foram aplicados os pesticidas, tempo decorrido e precipitações entre aplicações a 3ª campanha _____	67

Lista de símbolos

$T_{1/2}$	Tempo de meia vida
K_d	Coeficiente de sorção ou coeficiente de distribuição
$[]_{\text{fase sólida}}$	Concentração de produto adsorvido à fase sólida do solo
$[]_{\text{solução}}$	Concentração de produto na solução
K_{oc}	Coeficiente de partição
K_{ow}	Coeficiente de partição octanol-água
$[]_{\text{octanol}}$	Concentração de um pesticida na fase de n-octanol saturado em água
$[]_{\text{água}}$	Concentração na fase aquosa
GUS	Potencial de lixiviação
I_a	Índice de Atividade
IP	Índice de Plasticidade
$\% \phi < 2\mu$	Porcentagem da fração argila do solo
LL	Limite de liquidez
LP	Limite de plasticidade
CTC	Capacidade de troca catiônica
Ta	Alta atividade da argila
Tb	Baixa atividade da argila

RESUMO

A aplicação de pesticidas pode acarretar contaminação ambiental, atingindo não apenas o solo, mas também os recursos hídricos. Os estudos de contaminação são, em geral, muito trabalhosos e dispendiosos, seja em termos de tempo e pessoal disponível para execução das análises, ou referente à disponibilidade dos recursos financeiros. Assim, o emprego de técnicas de Geoprocessamento, para estudos dos recursos hídricos, destacando-se a geração automática do limite geográfico de bacias de contribuição, considerando o escoamento superficial, pode reduzir o número de pontos amostrados. Sendo assim neste trabalho realizou-se um diagnóstico da contaminação do solo e das águas subterrâneas por pesticidas empregados na cultura do café, em uma micro-bacia do Rio Paraíba do Sul, localizada no município de Varre-Sai, RJ, partindo da escolha dos locais para as coletas de amostra com a aplicação de técnicas de Geoprocessamento. Selecionando 6 (seis) pontos onde foram implantados poços para o monitoramento da água subterrânea e do solo e 3 (três) pontos de coleta de água superficial. Com base na série histórica de precipitação de 32 anos da região, foram estabelecidas as datas para a coleta das amostras, considerando o fim do período de estiagem e o período de chuvas. Foram realizadas análises granulométricas e físico-químicas nas amostras de solo a fim de caracterizá-lo, obtendo-se como resultado duas classes de solo, o Latossolo Vermelho-Amarelo, predominante na região, e o Gleissolo. O teor de argila não apresentou grandes variações entre as amostras coletadas no Latossolo, sendo seu valor entre 38 e

53%. Estes solos apresentam muito mais hidróxidos de silício e de alumínio, quando comparados com a percentagem encontrada de hidróxidos de ferro. As análises químicas do solo e da água foram feitas por cromatografia gasosa com espectrômetro de massa (CG-EM) e também por detector de captura de elétrons (CG-DCE). Nas amostras de solo, foi detectado apenas a contaminação por metamidofós e clorpirifós, coletadas nos pontos P3 e P4. A simples detecção destes compostos já é causa suficiente para considerar estes solos contaminados, visto não haver limites estabelecidos para estes compostos. As características dos solos (permeáveis), a alta declividade da micro-bacia, aliadas às precipitações ocorridas e o tempo de meia vida dos pesticidas avaliados contribuíram para a não detecção da contaminação das águas e do solo para a maioria dos pontos e produtos analisados nesta micro-bacia.

ABSTRACT

In the last decades, the world demographic growth brought as consequence the intensification of the use of the resources about water and of the agricultural production, that a lot of times can contaminate the soil and the sources waters. The detection of some of these products not always it is simple, be for the reduced time of permanence, or even for the processes of happened declines. The use of maps and letters in these studies are of extreme usefulness, since it is data specialized and in the case of the agriculture, most consists of pollution no punctual, including areas of several sizes and forms. Like this the job of techniques of Geoprocessing through the use of tools the System of Geographical Information (SIG) and the Global Positioning system (GPS) it is shown as a form of to activate and to minimize the costs of these studies. This work accomplished a diagnosis of the contamination of the soil and of the underground waters for pesticides used in the culture of the coffee, in a personal computer-basin of Rio Paraíba of the South, located in the municipal district of Varre-Sai, RJ. The choice of the places for the sample collections was accomplished with the application of techniques of Geoprocessing, with the automatic generation of contribution basins. 6 were selected (six) points where were implanted can for the monitoramento of the underground water and of the soil. And 3 (three) points of surface water collection. With base in the historical series of precipitation of 32 years of the area, they were established the dates for the collection of the samples, being one in the month of October of 2004, regarding the end of the drought period, one in the month of January, regarding the month of rains, and one in the month of April,

regarding the beginning of the drought period. Analyses granulométricas were accomplished, and physiochemical in the soil samples in order to you characterize him/it, being obtained as result two soil classes, Latossolo Vermelho-Amarelo, predominant in the area, and Gleissolo. The clay tenor didn't present great variations among the samples collected in Latossolo, being his/her value between 38 and 53% except for the fourth point that presented tenor same to 18%. The constituent elements of the soil didn't present significant differences among the samples for the same depth, except for the sample removed to 40 cm in the point P5, that presented high values of Mg and K, fact that it might have happened in function of the manuring accomplished less than thirteen days in the area the before the collection of the soil samples. These soils present very more silicon hydroxides and of aluminum, when compared with the percentage of hydroxides of iron found. The chemical analyses of the soil and of the water they were done by gaseous cromatografia with mass spectrometer (CG-IN) and also for capture of electrons (CG-DCE). In these they were just detected the contamination by metamidofós and clorpirifós in the soil samples collected in the points P3 and P4. The simple detection of these composed is already enough cause for it considers these polluted soils, seen there not to be limits established for these composed. The characteristics of the soils formed an alliance with the happened precipitations and the time of stocking life of the appraised pesticides contributed for the non detection of the contamination of the waters and of the soil, for the other points and products.

1. Introdução

A agricultura se destaca como uma fonte de contaminação extensa, devido à utilização de pesticidas para o controle de pragas como ervas daninhas, fungos, bactérias, insetos entre outras.

Os pesticidas são geralmente aplicados sobre as plantas ou diretamente no solo e seus resíduos podem ficar retidos no solo, contaminando-o ou também podem se movimentar juntamente com a água, através do escoamento superficial ou pela infiltração, podendo chegar a atingir os corpos d'água superficiais e/ou subterrâneos (Matos, 2001).

O grau de contaminação por pesticidas está diretamente ligado às suas características químicas e às características do meio, englobando fatores bióticos e abióticos.

Devido ao fato de o carreamento destes estar diretamente ligado ao movimento da água no solo, é de crucial importância que estudos sejam feitos em unidades controláveis, como uma bacia hidrográfica ou uma micro-bacia hidrográfica.

O monitoramento da contaminação e sua avaliação são trabalhosos e dispendiosos, principalmente por pesticidas para os quais os níveis tolerados são baixos, exigindo análises mais precisas e, em muitos casos, o desenvolvimento de metodologias para a detecção. Uma forma de minimizar os gastos e otimizar o trabalho seria a redução do número de pontos amostrados, fazendo a escolha dos que seriam representativos para a região em que se pudessem avaliar as características do meio que interferem no grau de contaminação.

O emprego do geoprocessamento dando suporte à decisão vem se mostrando como uma ferramenta de grande auxílio na obtenção das características morfométricas, delimitação de áreas de interesse, geração de bacias de contribuição, dentre outras, permitindo a redução do número de amostras.

A micro-bacia no município de Varre-Sai/ RJ se encontra inserida na bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul, uma das bacias mais desenvolvidas do Brasil, tanto no setor industrial como na agricultura. Esta micro-bacia apresenta como um dos principais cultivos o café. Este cultivo emprega em seu manejo o uso intensivo de defensivos agrícolas, sendo uma fonte difusa potencial de contaminação do solo e das águas.

Portanto, este trabalho teve como objetivo a avaliação da contaminação do solo e das águas superficiais e subterrâneas por pesticidas empregados na cultura do café, na micro-bacia hidrográfica localizada no município de Varre-Sai/ RJ.

2. Revisão Bibliográfica

2.1 Os pesticidas

Segundo Baird (2002), pesticidas são substâncias que podem matar diretamente um organismo indesejável ou controlá-lo de alguma maneira. Dividindo-se em classes, de acordo com os organismos que se pretende atingir, podem ser agrupados em acaricidas, inseticidas, herbicidas, fungicidas, entre outros.

O controle de pragas agrícolas muitas vezes é realizado através da aplicação de compostos químicos com ação sistêmica. Segundo Matrangolo (1999), a proteção destes produtos é caracterizada pela aplicação do princípio ativo nos solos, seguida da absorção e translocação do produto químico pela planta e no local onde produzirão sua ação protetora. Este controle também pode se dar por ação não sistêmica ou de contato, em que os compostos não penetram no tecido vegetal, sendo nestes casos mais susceptíveis à ação e aos efeitos do clima, deixando a planta desprotegida (Silva e Fay, 2004).

Os pesticidas ainda podem ser classificados segundo sua constituição, destacando-se os organoclorados, os organofosforados e os carbamatos.

Os organoclorados se caracterizam por possuir cloro em sua estrutura. Apresentam, em geral, longo efeito residual. Na década de 60, foi verificada a bioacumulação destes compostos em diferentes pontos do globo. Nesta época, constatou-se que o nível de pesticidas organoclorados era maior nos predadores quando comparado com o nível em suas presas (Robinson et al., 1967). Atualmente estes compostos não são mais empregados, devido a seus efeitos nocivos.

Os organofosforados foram desenvolvidos por Schrader, para fins militares, durante a segunda guerra mundial (Roan, 1955), sendo menos tóxicos aos animais de sangue quente que os organoclorados (Gallo, 1988). Porém, em termos agudos (maiores doses), estes são mais tóxicos quando comparados aos organoclorados. Apresentam vantagens sobre os demais pesticidas por serem hidrofílicos e rapidamente degradáveis. Quando absorvidos por via dermal e oral são eliminados pelas fezes e urina, não se acumulando nos tecidos adiposos (Cremlyn, 1990).

Os carbamatos derivam-se do ácido carbâmico. Estes pesticidas são similares aos organofosforados, apresentando uma vida curta no meio ambiente, porque reagem com a água, decompondo-se em produtos simples não tóxicos (Baird, 2002).

Os pesticidas também podem ser classificados segundo seu poder tóxico como: Classe I (Extremamente tóxicos), Classe II (Altamente tóxicos), Classe III (Medianamente tóxicos) e Classe IV (Pouco ou muito pouco tóxicos).

Um indicador da persistência destes pesticidas no ambiente é o tempo de meia vida ($T_{1/2}$), que é definido como o tempo necessário para que 50% de todo produto aplicado seja degradado. Pesticidas com $T_{1/2}$ acima de 180 dias são considerados como de alta persistência; os que apresentam $T_{1/2}$ entre 90 e 180 dias, como de média persistência; os que apresentam $T_{1/2}$ entre 30 e 90 dias como de reduzida persistência e os que apresentam $T_{1/2}$ abaixo de 30 dias são considerados como não persistentes (Silva e Fay, 2004).

Entretanto, é necessário, segundo Fay e Silva (2004), que as variações ambientais sejam bem definidas, pois o $T_{1/2}$ depende tanto das especificidades do pesticida como das condições do ambiente em que foram medidas. Assim, um composto pode ter meia-vida longa em um meio e meia-vida curta em outro, devendo-se observar também os compartimentos em que estão sendo avaliados.

A estrutura molecular também contribui para a interação do pesticida no solo. Grupos funcionais contendo oxigênio (O), nitrogênio (N) e enxofre (S) tendem a tornar os compostos mais reativos, química e biologicamente, mais solúveis e menos voláteis quando comparados aos hidrocarbonetos com o mesmo número de carbono. A presença de flúor (F), cloro (Cl) e bromo (Br) tendem a tornar os pesticidas menos solúveis em água, mais voláteis e menos reativos, podendo um pesticida conter mais de

um grupo funcional, o que normalmente ocorre. O seu comportamento no meio ambiente dependerá da soma dos efeitos individuais de cada grupo (Silva e Fay, 2004).

A solubilidade, que é a quantidade máxima do composto que se dissolve em água pura, a uma dada temperatura e pH, indica a tendência do pesticida ser carregado por escoamento superficial ou por lixiviação. Geralmente, pesticidas com baixa solubilidade em água são fortemente adsorvidos, porém pesticidas com alta solubilidade nem sempre são fracamente adsorvidos (Fay e Silva, 2004).

Outra característica dos pesticidas que influencia seu comportamento no meio, segundo os mesmos autores, é a sua densidade, que é definida como a relação entre sua massa por unidade de volume, a uma dada temperatura. Grande parte dos compostos orgânicos, incluindo os hidrocarbonetos alifáticos, apresenta densidades menores que a da água; já os compostos orgânicos halogenados têm densidades maiores.

A capacidade de adsorção de um pesticida também interfere no seu comportamento no meio; esta pode ser descrita pelo coeficiente de sorção ou coeficiente de distribuição (K_d), obtido através da **equação 2.1** (Piwoni & Keeley, 1996), correspondendo à razão entre a concentração de produto adsorvido à fase sólida do solo pela concentração de produto na solução.

$$K_d = \frac{[]_{\text{fase sólida}}}{[]_{\text{solução}}} \quad \text{Eq. 2.1}$$

Sendo:

- K_d → coeficiente de distribuição;
- $[]_{\text{fase sólida}}$ → concentração de produto adsorvido à fase sólida do solo;
- $[]_{\text{solução}}$ → concentração de produto na solução.

Como este coeficiente varia em função da concentração do pesticida, normalmente são utilizadas isotermas de sorção para uma variação mais ampla entre as concentrações, a solução e a fase sólida (Oliveira, 1998).

O K_d pode ser normalizado para o teor de matéria orgânica do solo em questão obtendo-se o coeficiente de partição (K_{oc}), que corresponde à razão entre o coeficiente

de sorção e a fração de carbono orgânico do solo, **equação 2.2** (Piwoni & Keeley, 1996).

$$K_{oc} = \frac{K_d}{\text{Fração carbono orgânico}} \quad \text{Eq. 2.2}$$

Sendo:

- K_{oc} → coeficiente de partição;
- K_d → coeficiente de distribuição;
- Fração carbono orgânico → fração de carbono orgânico do solo.

Este coeficiente pode ser utilizado para estimar a extensão em que o soluto orgânico sofrerá partição no solo quando a água se movimentar através do seu perfil, para avaliar o grau em que os compostos químicos adsorverão na superfície do solo, para avaliar a partição durante o escoamento superficial e para avaliar a partição em sedimentos aquosos (Fay e Silva, 2004).

O coeficiente de partição octanol-água (K_{ow}), definido como a relação entre a concentração de um pesticida na fase de n-octanol saturado em água e sua concentração na fase aquosa, **equação 2.3** (Piwoni & Keeley, 1996), também está ligado ao comportamento do pesticida no meio ambiente, pois está relacionado com a solubilidade em água, com fatores de bioconcentração para a vida aquática, entre outros (Baird, 2002).

$$K_{ow} = \frac{[]_{\text{octanol}}}{[]_{\text{água}}} \quad \text{Eq. 2.3}$$

Sendo:

- K_{ow} → coeficiente de partição octanol-água;
- $[]_{\text{octanol}}$ → concentração de produto adsorvido à fase n-octanol saturado em água;
- $[]_{\text{água}}$ → concentração de produto na fase aquosa.

Portanto, a integração das características do meio e das propriedades do pesticida vão determinar o seu comportamento no meio ambiente.

2.1.1 Pesticidas empregados na cultura do café

Os pesticidas empregados na cultura do café se enquadram em três grandes grupos para o controle de pragas (herbicidas para o controle de ervas daninhas, fungicidas para o controle de fungos e inseticidas para o controle de insetos):

Herbicidas:

- Roundup[®] que apresenta como princípio ativo o Glifosato;
- DMA 806[®] que apresenta como princípio ativo o 2,4 D (ácido 2,4-diclorofenoxiacético);
- Glifosato 480[®] que também apresenta como princípio ativo o Glifosato;
- Goal Br[®] que apresenta como princípio ativo o oxifluorfem;

Fungicidas:

- Baysiston[®] que apresenta como princípio ativo o Triadimenol e o Disulfoton;
- Mirex-s[®] que apresenta em como princípio ativo o sulfluramida;

Inseticidas:

- Dursban[®] que apresenta como princípio ativo o clorpirifós;
- Lebaycid[®] que apresenta como princípio ativo o Fention;
- Tamaron[®] que apresenta como princípio ativo o Metamidofós.

Dentre estes pesticidas se destacam o Baysiston[®] e Tamaron[®] por serem altamente tóxicos e o Roundup[®] e o Dursban[®] que são pouco e medianamente tóxicos, respectivamente, mas freqüentemente empregados.

O Baysiston[®] é um pesticida sistêmico (movimenta-se pelo sistema vascular da planta), que apresenta como princípio ativo o dissulfoton (**figura 2.1**) e o triadimenol (**figura 2.2**).

O dissulfoton é um fungicida e inseticida sistêmico organofosforado do grupo químico triazol; é um organofosforado de classe II, altamente persistente no meio

ambiente (Ramos, 1999) é um líquido incolor, gravidade específica de 1,144 a 20°/4°C, ponto de ebulição 62°C a 0.01 mm/Hg, pressão de vapor 7.2×10^{-5} mbar (20°C).

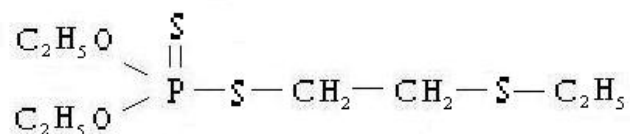


Figura 2.1 – Dissulfoton.

A degradação do dissulfoton no solo ocorre por oxidação, formando sulfóxido e sulfona, seguida da degradação destes compostos segundo Szeto et al. (1983).

Segundo Lopes (2000), a permanência do dissulfoton no solo varia de duas a quatro semanas após uma aplicação. Os produtos de sua degradação podem ultrapassar 270 dias de permanência no solo.

O triadimenol apresenta ponto de fusão 110-139°C, pressão de vapor $3,1 \times 10^{-10}$ mbar (20°C), ponto de ebulição entre 41,5°-43,5°C e classe toxicológica III.

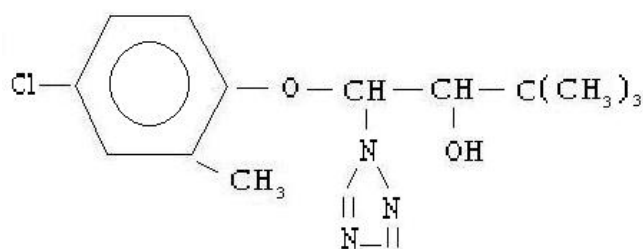


Figura 2.2 – Triadimenol

Matrangolo (1999) afirma que o triadifenon era o princípio ativo originalmente utilizado no Baysiston®, tendo sido posteriormente substituído pelo triadimenol, que é um dos produtos de degradação que apresenta maior poder fungistático.

Segundo Carvalho (2002), foi verificado na degradação do triadimenol, em dois solos na Inglaterra, em diferentes condições de temperatura e umidade, que seus tempos de meia vida variaram de maneira discreta em função da umidade e de forma substancial em função da temperatura.

O triadimenol é sorvido principalmente na fração orgânica do solo, o que tem sido atribuído à alta lipofilicidade do composto, K_d entre 3,1 e 3,5, além de ser altamente persistente em solos (Nóbrega, 2005).

Carvalho (2002) concluiu em suas pesquisas que em Latossolo Roxo (LR), Latossolo Vermelho-Amarelo (LV) e Podzólico Vermelho-Amarelo (PV), a degradação do triadimenol se apresenta muito lenta, sendo a degradação mais pronunciada nos solos do horizonte A, onde há um maior teor de matéria orgânica, com valores de meia vida de 169, 220 e 294 dias, para este horizonte. Para o horizonte B dos mesmos materiais de solo, a degradação do composto foi comparativamente mais lenta. Os coeficientes de sorção do triadimenol nos solos estudados revelaram-se na faixa de 0,8 a 3,5, indicando uma mobilidade baixa a moderada em solos.

Segundo Trevizan (2002), o metamidofós é um inseticida acaricida organofosforado com pressão de vapor 2,3 mPa a 20°C; $K_{ow} = 8 \times 10^{-1}$; solubilidade em água maior que 200 g/L a 20°C.

O Glifosato, **figura 2.3**, pertence ao grupo químico das glicinas. É um herbicida pós-emergente, de baixo coeficiente de sorção em solos e sedimentos, devido à baixa afinidade aos colóides do solo, principalmente os orgânicos (Kawamoto e Urano, 1989). É uma solução viscosa cor de âmbar, pH 4.4 a 4.9, praticamente inodora. Classe toxicológica II.

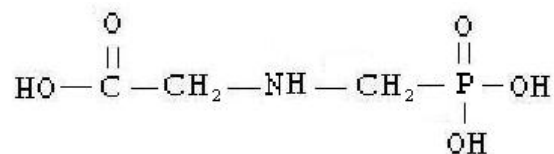


Figura 2.3 – Glifosate

A ligação C-P é quimicamente estável, porém os microorganismos presentes no solo possuem habilidade enzimática de clivar a ligação e liberar fosfato inorgânico (Araújo, 2002). Segundo Cheah et al. (1998), o herbicida Glifosato apresenta $T_{1/2}$ em torno de 19 dias.

Já Piccolo et al. (1996), afirmam que apesar de ser uma molécula bastante rica em energia e composta de C, H, O, P e N, o que lhe tornaria altamente biodegradável,

este herbicida apresenta alta taxa de ligação com a fração coloidal, o que compromete sua mineralização.

Araújo (2002) também afirma que o Glifosato adsorve tanto as argilas como a matéria orgânica do solo, sendo de difícil recuperação e extração em amostras ambientais. A quantidade adsorvida depende de vários fatores como textura, teor de matéria orgânica e nível de fósforo (Almeida, 1985). Ainda segundo o mesmo autor, a degradação microbiana do Glifosato origina seu principal metabólito, o ácido aminometilfosfônico (AMPA) e, em última escala, o dióxido de amônio e carbono.

Segundo Almeida (1985), cerca de 50% da molécula original é metabolizada em 28 dias e 90% da molécula original chega a ser metabolizada em 90 dias.

Eberbach (1998) constatou, em suas pesquisas, que o tempo de permanência do Glifosato é dependente do tipo de solo, variando de 6 a 9 dias para a parte não-adsorvida e de 222 a 835 dias para a parte adsorvida ao solo.

No entanto, Dores e De-Lamonica-Freire (2001) afirmam que a meia vida do Glifosato no solo (DT_{50}) é de 47 dias. Ainda descrevem as seguintes propriedades químicas: $K_{ow} = \log 0,17 \times 10^{-2}$, $K_{oc} = 24.000 \text{ cm}^3 \cdot \text{g}^{-1}$, $GUS = 2,81$, entre outras.

Segundo Araújo (2002), a degradação do Glifosato pode ocorrer por duas vias principais: uma envolvendo a clivagem da molécula, produzindo o ácido aminometilfosfônico (AMPA), a outra envolve a clivagem da ligação C-P, produzindo sarcosina.

O Dursbam[®] tem como princípio ativo o clorpirifós. Segundo Filizola et. al. (2002), este produto é um inseticida organofosforado com pressão de vapor de $1,7 \cdot 10^{-5}$ mmHg, solubilidade em água $0,4 \text{ g m}^{-3}$, K_{oc} de $6,07 \text{ mL g}^{-1}$, meia vida no solo de 30 dias e K_{ow} de 50.000, a 25 °C.

Segundo o relatório da EPA (2001), o Fention, princípio ativo do Lebaycid, possui um tempo de meia vida menor que um dia em solos secos e expostos, para solos úmidos e sem a presença de luz o tempo de meia vida pode chegar a onze dias.

Segundo Trevizan (2002), o metamidofós, princípio ativo do Tamaron, é um organofosforado e apresenta pressão de vapor 2,3 mPA (20°C), $Kow = \log 8 \times 10^{-1}$, solubilidade em água $> 200 \text{ g/L}$ (20°C),

2.1.2 Contaminação por Pesticidas

Os pesticidas representam fontes extensas de contaminação, devido à sua aplicação em grandes áreas. Como são, em sua maioria, altamente hidrofóbicos, apresentam baixa solubilidade em água, tendendo a ficar adsorvidos no solo, sendo portanto, potenciais contaminantes do solo e em menor grau dos recursos hídricos (Oliveira, 2004).

A contaminação dos ambientes por pesticidas está intrinsicamente relacionada à forma de aplicação dos pesticidas que depende do tipo de praga a ser controlada. Quando os organismos alvos são plantas daninhas, insetos e microorganismos que atacam a parte aérea das plantas, utilizam-se, geralmente, a pulverização foliar. Quando, porém, se objetiva o controle de certas pragas e doenças que atacam o sistema radicular das plantas, utilizam-se aplicações diretamente no solo e em concentrações relativamente altas (Matrangolo, 1999).

Baird (2002) afirma que muitos pesticidas são facilmente solúveis em meios semelhantes ao hidrocarboneto, como os tecidos adiposos, o que leva ao acúmulo destes compostos em organismos vivos.

As formulações atuais vêm buscando maior solubilidade, o que aumentaria sua eficiência, porém, com menor tempo de permanência, o que lhes conferem menor risco de contaminação. Contudo vários trabalhos têm sido elaborados em vários países, pois a contaminação por pesticidas tem se tornado uma preocupação mundial.

No meio-oeste dos Estados Unidos tem-se encontrado uma maior incidência de um tipo de câncer, conhecido como linfoma mão-de-Hodgkin. Nesta região os agricultores misturam e aplicam grandes quantidades de 2,4-D (Baird, 2002).

No Paquistão, Tariq et. al. (2003) monitoraram 37 poços abertos em áreas rurais, onde se cultivava algodão e eram aplicados oito tipos de pesticidas. Destes, seis foram encontrados nas amostras de água coletada, evidenciando a necessidade de controle por parte das autoridades competentes daquele país.

Martinez Vidal et. al. (2004) constataram em suas pesquisas que a aplicação de pesticidas na província de Almería, na Espanha, está degradando a qualidade das águas tanto superficiais como subterrâneas, apontando a evidente necessidade de um controle sistemático de pesticidas nesta área.

Neto (1982) afirma que não havia, no Brasil, dados precisos sobre a intoxicação por pesticidas. No entanto, no período de 1967 a 1970, realizou-se um levantamento sobre a incidência de envenenamentos por pesticidas em três municípios algodoeiros, onde se constatou que o Paration, que é um pesticida organofosforado, foi responsável por 103 mortes, dos 329 casos de intoxicação.

A contaminação por pesticidas está diretamente ligada ao tempo de permanência destes no meio. Neste sentido, vários trabalhos têm sido desenvolvidos, como o realizado por Lopes et. al. (2002) que concluiu que a adsorção do triadimenol pelas matrizes era dependente das características da matriz de solo e do teor de matéria orgânica adicionado, aumentando a afinidade do triadimenol pela matriz com o aumento no teor de matéria orgânica no solo e, conseqüentemente, a diminuição da quantidade do agrotóxico em equilíbrio na solução do solo.

Portanto, para que o meio seja contaminado deve haver a aplicação do pesticida e o processo de interação deste no meio será controlado pelas características do pesticida e do próprio meio onde foi inserido.

2.2 Mecanismos de interação dos pesticidas no solo e na água

A existência de resíduos de um determinado pesticida, tanto no solo como nas águas superficiais e subterrâneas, depende de vários fatores, como as características químicas, físicas e biológicas do solo, das condições climáticas, como temperatura do ambiente, pluviosidade e das características do próprio pesticida, como meia vida, ponto de ebulição, pressão de vapor, pH, entre outras.

Segundo Macêdo (2002), os resíduos dos pesticidas, ao entrarem no ecossistema, podem passar por vários processos que afetam diferentes compartimentos do ambiente agrícola, como a evaporação de resíduos dos pesticidas da superfície da cultura ou do solo, que contaminaria a atmosfera do agroecossistema. O escoamento superficial ou a lixiviação de pesticidas pelo perfil do solo pode contaminar o próprio solo, as águas superficiais e subterrâneas, sendo este último processo o mais complexo e com maior possibilidade de ocorrer.

A **figura 2.4** apresenta um esquema da interação de um pesticida aplicado no solo.

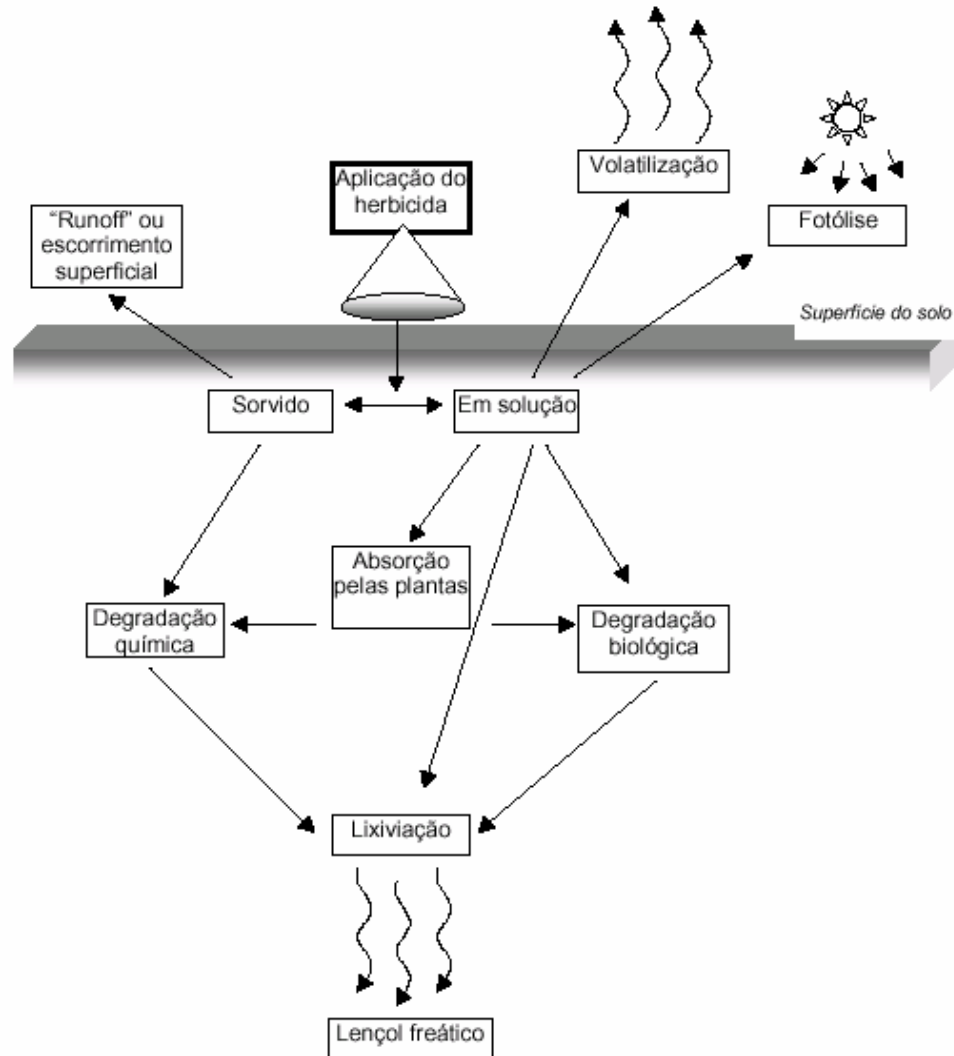


Figura 2.4 - Interação de um pesticida no solo.

Fonte: Macêdo,2002.

A sorção refere-se à adesão ou atração de uma ou mais camadas iônicas ou moleculares em uma superfície. Segundo Cleary (1991) sorção é a partição de espécies químicas (sorvido) entre as fases de solução e sorvente (líquida e sólida, respectivamente). Este processo é o mais importante em relação ao destino dos pesticidas em condições de campo, pois retarda seu movimento no perfil do solo.

O pesticida em solução pode sofrer adsorção, que é um fenômeno temporário. Este processo é caracterizado pela fixação de uma substância dissolvida (adsorvato, como o herbicida), a uma superfície sólida ou líquida (adsorvente, solo e/ou água).

Dependendo do sentido desta força, o pesticida pode ser adsorvido às partículas coloidais (orgânicas e minerais) do solo, ou sofrer repulsão, resultando num aumento da concentração na solução do solo.

Segundo Gevaio (2000), a adsorção depende das propriedades do solo e do composto estudado, como tamanho, distribuição, configuração, estrutura molecular, funções químicas, solubilidade, polaridade, distribuição de cargas e natureza ácido/base dos herbicidas.

Em muitos estudos da interação, é considerado apenas o processo denominado sorção (englobando a adsorção, absorção e precipitação), devido à complexidade da individualização destes processos em virtude da heterogeneidade do solo e da continuidade com sistemas biológicos, atmosféricos e aquáticos (Macêdo, 2002).

Ainda há outros processos, não incluídos na **figura 2.4**, como a dessorção, a advecção e a dispersão hidrodinâmica.

Na dessorção as moléculas anteriormente retidas pelo solo são liberadas. Em alguns casos a dessorção é completa, em outros, apenas parte das moléculas dos herbicidas sorvidas são retornadas à solução do solo, dando origem ao fenômeno denominado histerese (Oliveira, 1998).

Na advecção, o soluto (pesticida) move-se com a mesma velocidade e direção da água subterrânea, assim, este processo quando ocorre, é o maior responsável pela migração do contaminante no solo (Cleary, 1991).

A precipitação ocorre através da junção das moléculas de pesticidas com as partículas dos argilominerais, por ligações covalentes de alta força, ou ainda pela formação de uma fase sólida separada na superfície de uma partícula sólida do solo.

O pesticida pode ser carregado por escoamento superficial ou “runoff”, que segundo Pruski et. al. (2003) começa a ocorrer quando se esgota a capacidade de retenção superficial do solo. Segundo o mesmo autor, juntamente com o escoamento superficial, ocorre o carregamento de partículas do solo, compostos químicos, matéria orgânica, sementes e defensivos agrícolas, que sofrem deposição somente quando a velocidade de escoamento superficial for reduzida. O autor ainda afirma que duas das

características que mais influenciam no escoamento superficial são a declividade do local e o clima. Além destas, também influenciam o manejo do solo, a dose e a forma de aplicação e o tipo de solo em questão, dentre outras.

A lixiviação se caracteriza pela migração do pesticida para camadas subsuperficiais do solo, podendo levar à contaminação das águas superficiais e subterrâneas (Fay e Silva, 2004). Para estes autores, o transporte por escoamento superficial seria menos previsível quando comparado à lixiviação, por não se basear nas propriedades físico-químicas dos pesticidas.

No processo de volatilização, o pesticida, presente na solução do solo, passa para a forma de vapor, perdendo-se para a atmosfera por evaporação.

O processo de fotodecomposição começa quando a molécula do herbicida absorve a energia luminosa e pode resultar na quebra ou na formação de ligações químicas (Silva e Fay, 2004).

A degradação biológica ou biodegradação refere-se à transformação biológica de um composto químico orgânico para outra forma. A degradação pode ser primária, envolvendo mudanças estruturais na molécula, como uma oxidação, redução ou perda de um grupo funcional, ou mais complexa, envolvendo várias reações seqüenciais, implicando na perda ou alteração da toxidez da molécula (Monteiro, 1996).

2.2.1 Influência dos pesticidas nos mecanismos de interação

Os mecanismos de interação dos pesticidas, como o meio, estão relacionados com as características dos pesticidas e do próprio meio onde se encontram.

Segundo Baird (2002), a adsorção pode ser indicada pelo K_{ow} (coeficiente de partição, octanol-água), pois quanto maior o K_{ow} maior será a probabilidade de encontrar o produto na matéria orgânica de solos, em sedimentos e nos tecidos adiposos de seres vivos, sendo que para valores 7, 8 ou maiores, estes produtos podem se adsorver fortemente aos sedimentos influenciando sua bioconcentração.

O coeficiente de sorção ou coeficiente de distribuição (K_d) também pode descrever a adsorção, mas segundo Oliveira (1998), nem sempre este coeficiente é suficiente para descrever a sorção de um pesticida em uma faixa mais ampla de

concentrações, devendo neste caso, ser descrita por isotermas, com a determinação do K_d em diferentes concentrações iniciais do herbicida em solução.

A solubilidade dos pesticidas também interfere na adsorção. Moléculas muito solúveis tendem a ter coeficientes de adsorção relativamente baixos e fatores de bioconcentração também baixos (Silva e Fay, 2004). Segundo os mesmos autores, moléculas contendo N, O, S e moléculas orgânicas, como ácidos, álcoois, cetonas, sais, aminas e tióis apresentam uma maior solubilidade devido à possibilidade de ligações destas com a água por pontes de hidrogênio. A presença de halogênio ou de grupos alquila diminui solubilidade de pesticidas em água.

A lixiviação de pesticida aplicados ao solo depende muito das propriedades químicas da substância em questão, sendo que as duas propriedades mais importantes são a sorção e a persistência do produto. A sorção regula o potencial de um pesticida ser perdido por escoamento superficial ou por lixiviação. A solubilidade apresenta-se de importância secundária, embora solubilidades muito baixas possam limitar o transporte em água. A lixiviação de pesticida pode chegar a contaminar o lençol freático.

A densidade do composto também pode determinar seu potencial de lixiviação, pois para que ocorra a lixiviação deve haver dependência do volume e da quantidade aplicada do pesticida, de sua densidade e das propriedades do meio geológico (Silva e Fay, 2004).

Os herbicidas podem ser classificados segundo seu potencial de lixiviação através do índice GUS, calculado pela **equação 2.4**, proposto por Gustafson em 1989.

$$GUS = \log T_{1/2} (4 - \log K_{oc}) \quad \text{Eq. 2.4}$$

Sendo:

- GUS → potencial de lixiviação;
- $T_{1/2}$ → a meia-vida do herbicida no solo;
- K_{oc} → o coeficiente de sorção normalizado para o teor de carbono orgânico.

De acordo com esse critério, herbicidas com $GUS < 1,8$ são considerados como não-lixiviáveis, índices superiores a 2,8 representam produtos lixiviáveis e aqueles com valores entre 1,8 e 2,8 são considerados de transição.

O movimento dos pesticidas, por meio do escoamento superficial ou “runoff”, pode ser influenciado por práticas culturais, natureza e dose das aplicações, declividade do local de aplicação e do tipo de solo. A maior parte do movimento ocorre logo após a aplicação, especialmente no caso de pesticidas aplicados de pré-emergência.

O potencial de volatilização de um pesticida geralmente pode ser estimado indiretamente por meio de suas propriedades químicas, como a estrutura, o peso molecular e, principalmente, a pressão de vapor. Quanto maior a pressão de vapor, é mais provável que um líquido se vaporize. A intensidade e a velocidade de volatilização de um pesticida dependem também da intensidade e velocidade de movimento até a interface onde ocorre o processo (normalmente na superfície do solo).

Os pesticidas podem sofrer transformações após sua aplicação causadas por energia advinda da radiação solar. Segundo Silva (2000), a radiação solar na faixa do ultravioleta (290-450 nm) contém energia suficiente para causar transformações químicas dos pesticidas, podendo levar à sua inativação. A ação da radiação se limita aos pesticidas na superfície do solo ou próximos a ela, uma vez que a penetração de luz UV no solo é bastante limitada.

A degradação química pode também ocorrer através da hidrólise química que, para a maioria dos pesticidas, é insignificante quando comparada com os demais processos de degradação. De fato, para a grande maioria dos pesticidas aplicados ao solo, os processos de degradação mediados por microorganismos do solo são os mais importantes.

Os processos de degradação biológica podem ocorrer em função da atuação de uma ou, mais comumente, de várias espécies de microorganismos do solo, que podem tanto utilizar os pesticidas como substratos, fornecendo nutrientes, como fonte de energia, ou ainda, a ação microbiana pode modificar a estrutura química do produto, sem fornecimento de energia para o crescimento (Monteiro, 1996).

A biodegradação pode levar à completa degradação de um composto orgânico para CO₂ (mineralização). Bactérias e fungos são considerados os principais responsáveis pela transformação dos pesticidas no solo.

2.2.2 Influência do solo na contaminação por pesticidas

Segundo Moreira (2004), o solo é definido como um corpo natural da superfície terrestre, com propriedades desenvolvidas pelos efeitos da interação do clima e dos organismos vivos (plantas e animais) sobre o material de origem, sendo condicionado pelo relevo durante um período de tempo.

Os solos se diferenciam por suas características como as frações de argila, silte, areia, o teor de matéria orgânica, os minerais constituintes, entre outras.

Estas frações possuem diferentes superfícies específicas, que acarretam um comportamento distinto em relação à água e aos demais componentes do solo. Partículas com mesma superfície específica também podem apresentar diferentes comportamentos devido a diferenças na estrutura mineralógica.

Os minerais de argila expansíveis (2:1), como a montmorilonita e a vermiculita possuem maior capacidade de adsorção de pesticidas. A formação de cargas nos minerais 2:1 ocorre pela substituição isomórfica nas camadas tetraédrica e octaédricas, podendo existir cargas também dependentes de pH.

A montmorilonita tem suas cargas desenvolvidas a partir da substituição isomórfica, principalmente na camada de octaedros. Apresenta fraca atração dos cátions entre as camadas expansíveis, permitindo que as águas, pesticidas e outras moléculas penetrem entre os planos basais e provoquem grande expansão do material.

No caso de minerais 1:1 como a caulinita, são característicos de regiões muito intemperizadas, de clima tropical e subtropical como o Brasil e não possuem a capacidade de expandir-se. Suas cargas podem ser geradas nas bordas do mineral, pela dissociação de prótons H^+ , dos grupos OH^- , podendo reter cátions.

Os óxidos de ferro e alumínio também interferem na sorção de pesticidas ao solo. Os hidróxidos de ferro sorvem mais herbicidas que os hidróxidos de alumínio. Nos solos tropicais, esses óxidos apresentam contribuição maior em relação à capacidade sorbiva, em função da limitada área específica dos minerais de argila constituintes do solo. Ambos encontram-se presentes em grandes concentrações da maioria dos solos brasileiros, principalmente para solos muito intemperizados como os latossolos.

Alem dos óxidos que compõem um solo, a sua atividade também é um fator que influencia na retenção de pesticidas no solo.

Segundo Fontoura et al (1997), a atividade é um parâmetro que mostra a capacidade de ocorrência espontânea de reações físico-químicas sob condições naturais de meio ambiente.

Segundo Skempton (1953), o Índice de Atividade (I_a) é obtido utilizando-se a **equação 2.5**.

$$I_a = IP / \% \phi < 2\mu \quad \text{Eq. 2.5}$$

Sendo:

- IP → Índice de Plasticidade;
- $\% \phi < 2\mu$ → porcentagem da fração argila do solo;

Vargas (1977) admite que o Índice de Atividade indica o grau de influência das propriedades mineralógicas e químico-coloidal, da fração argila. Se I_a estiver abaixo de 0,75 é enquadrado como de baixa atividade, entre 0,75 e 1,25 sua atividade é dita normal; e acima de 1,25 o solo é considerado ativo, portanto, quanto maior seu Índice de Atividade maior a atividade do solo.

Além da classe do solo, que por si já indica características próprias para cada solo, há características de relevante importância que merecem destaque, como o teor de matéria orgânica, a capacidade de troca catiônica, a umidade do solo e a acidez, pois estão diretamente ligadas à degradação dos pesticidas no solo.

➤ *Matéria Orgânica:*

O teor de matéria orgânica no solo desempenha importante papel quando se trata de contaminação por pesticidas. A matéria orgânica interfere em todos os processos sortivos que possam ocorrer com os herbicidas no solo, principalmente para aqueles recomendados em pré-emergência de característica não-iônica ou para os catiônicos.

Sua presença aumenta a solubilidade de vários pesticidas devido à partição destes na matéria orgânica (Silva e Fay, 2004).

A atividade microbiana também aumenta com a adição de materiais orgânicos, o que conseqüentemente acelera a degradação de muitos pesticidas. A matéria orgânica, freqüentemente, domina a adsorção de pesticidas no solo, já que são em sua maioria polímeros amorfos, que podem existir como partículas tridimensionais ou como envoltório de partículas minerais. Assim alguns pesticidas (os que apresentam características lipofílicas) difundem para dentro dessas substâncias, que funcionaria como uma proteção contra os fatores de degradação, químicos, físicos e enzimáticos, adquirindo maior persistência (Fay e Silva, 2004).

Um exemplo da influência da matéria orgânica na interação do pesticida com o solo é o trabalho realizado por Ying Yu e Qi-Xing Zhou (2004), em que foi constatado que o teor de matéria orgânica para os solos analisados, aumentava em média 12% a adsorção do pesticida analisado.

A sorção herbicida-matéria orgânica é mais estável do que aquela resultante da ligação com componentes minerais do solo. Assim, os solos com altos teores de matéria orgânica apresentam uma menor tendência geral de lixiviação dos pesticidas, representando um menor risco de contaminação dos lençóis freáticos. Porém, devido à proteção física e química das moléculas do herbicida na matéria orgânica, pode ocorrer uma menor ação microbiana na degradação dessas moléculas, podendo representar maior permanência destas no meio ambiente.

Os pesticidas lipofílicos ou não polares, com valores de $K_{ow} > 4$, são fortemente, mas reversivelmente, ligados à matéria orgânica (Silva e Fay, 2004). Baird (2002) afirma que quanto maior for o K_{ow} maior será a probabilidade de encontrar o produto na matéria orgânica de solos e sedimentos e maior será a probabilidade de migração para os tecidos gordurosos de organismos vivos.

Segundo Fay e Silva (2004), as camadas superficiais do solo geralmente possuem maior teor de carbono orgânico quando comparadas com as camadas subsuperficiais e atividade microbiana maior. Assim há uma tendência dos pesticidas se movimentarem através das camadas subsuperficiais muito mais rápido e a degradação apresentar uma taxa bem mais lenta do que na superfície.

O pH do solo atua de forma diferenciada sobre os pesticidas. Para pesticidas com propriedades ácidas, o pH é o fator determinante no comportamento desses produtos no solo, uma vez que determina a forma iônica predominante na solução do

solo. Assim quando o pH do solo tende à neutralidade, a sorção diminui e fatores como o teor de matéria orgânica e a textura podem se tornar relativamente mais importantes. Os pesticidas não-iônicos podem ser afetados pelo pH do solo, pois muitos deles podem ser polares, porém estes efeitos são geralmente de menor intensidade, comparativamente aos pesticidas iônicos.

O aumento no pH do solo pela calagem e fosfatagem contribui, entre outros aspectos, para aumentar a matéria orgânica dissolvida, o que pode reduzir a retenção de pesticidas à fase sólida do solo, quando sua interação ocorre predominantemente por partição hidrofóbica na matéria orgânica do solo, como é o caso do triadimenol. Esse efeito tem reflexo na redução da adsorção e, conseqüentemente, aumento da dessorção de pesticidas no solo (Nóbrega et. al., 2005).

Estes autores observaram que o manejo do solo também influencia a interação com o pesticida. Em sua pesquisa com Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd) e com um Latossolo Vermelho distrófico (LVd) observaram que a redução na retenção do triadimenol pela calagem e fosfatagem no LVAd contribui, entre outros aspectos, para aumentar a matéria orgânica, o que poderia reduzir a retenção do triadimenol pelo solo, uma vez que a interação do produto à fase sólida do solo ocorre predominantemente por partição hidrofóbica na matéria orgânica do solo.

➤ *Capacidade de troca catiônica:*

Os fenômenos de superfície, principalmente a troca catiônica, ocorrem na fração fina dos solos. As partículas de argila adquirem carga negativa, devido às substituições isomórficas com elementos de valências diferentes e a quebra da continuidade das estruturas. Para balancear essas cargas negativas, as partículas de argila atraem ions carregados, positivamente, advindos de sais dissolvidos na água existente no solo.

Quando uma argila, que possui determinados tipos de ions adsorvidos, se encontra em contato com outros tipos de íons, pode haver a troca de seus ions originais por íons de outro tipo, sendo adsorvidos em seu lugar, caracterizando uma troca catiônica. Estes ions de outro tipo podem eventualmente ter origem nos pesticidas.

Segundo Das (1983), a atração sobre os cátions não é constante, alguns são atraídos mais fortemente do que outros, podendo ser organizados segundo suas afinidades para atração na seguinte seqüência:



Assim, os íons de Al^{3+} podem substituir os íons de Ca^{2+} , que por sua vez podem substituir os íons de Mg^{2+} e assim sucessivamente.

Segundo O'Flaherty (1979), a eficiência de troca de um íon por outro depende de fatores, tais como:

- *Concentração relativa*: maior número de íons em solução implica em maior chance estatística de que a troca se processe;
- *Velocidade de movimento dos íons*: a força necessária para o deslocamento do íon cresce com o aumento do diâmetro efetivo deste;
- *Número de carga dos íons*: quanto maior a valência de um íon, mais difícil é o seu deslocamento de uma partícula coloidal a qual esteja unido, com exceção do hidrogênio, que se comporta como um íon divalente ou trivalente;
- *Tipo de argilomineral*: a área exposta varia com o tipo de argilomineral, sendo que o aumento desta favorece as reações de troca. Assim as montmorilonitas, que possuem estruturas expansivas, possuem alta capacidade de troca catiônica; já as caulinitas possuem baixa capacidade de troca catiônica.

É importante considerar o pH na determinação da CTC, pois além das cargas negativas de caráter eletrovalentes, existem também as covalentes, que variam com o pH do meio.

➤ *Umidade do solo:*

A umidade do solo está relacionada à distribuição e ao tamanho dos poros do solo, à estabilidade do agregado e à composição mineralógica, além dos fatores como a temperatura do ambiente, pH, precipitação, declividade do terreno, nível do lençol freático, entre outros.

O teor de umidade está diretamente ligado à degradação de pesticidas no solo, pois influencia a proliferação dos microrganismos e suas atividades, que por sua vez interferem na adsorção de pesticidas (Fay e Silva, 2004).

Ainda segundo estes autores, o aumento da umidade do solo acarreta em uma diminuição na aeração do solo, propiciando um aumento dos microorganismos anaeróbicos que no processo de degradação dos pesticidas podem levar a uma inversão na ordem de persistência destes (pesticidas organoclorados, que em condições aeróbicas teriam maior persistência quando comparados com os organofosforados, passam a ser menos persistentes).

A intercalação de períodos secos (aeróbicos) e muito úmidos (anaeróbicos), como em regiões de clima tropical como o Brasil, propiciam uma maior degradação de pesticidas.

Fernandes et. al. (2000) observaram em suas pesquisas que a eficiência dos produtos granulados se apresentavam maiores quanto menores fossem os períodos de déficit hídrico, concluindo que a umidade do solo está intimamente ligada à eficiência da utilização de produtos granulados.

2.3 Padrões de qualidade de solos e de águas

Um solo será considerado contaminado, segundo o relatório elaborado pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB, 2001), se as concentrações de elementos ou substâncias de interesse ambiental estiverem acima de um dado limite denominado valor de intervenção, o que apontará para a existência de um risco potencial sobre a saúde humana, havendo necessidade de uma ação imediata na área, a qual inclui uma investigação detalhada e a adoção de medidas visando a minimização das vias de exposição, bem como a restrição do acesso de pessoas à área e suspensão do consumo de água subterrânea.

Branco (1991) define a água contaminada como aquela que apresenta elementos compostos ou microorganismos que possam prejudicar a saúde do homem ou de animais que a bebem. Porém não existem limites estabelecidos para todas as substâncias, sejam elas naturalmente presentes ou ausentes no solo e na água. Estudos vêm sendo desenvolvidos em diversos países no intuito de estabelecer parâmetros que possam nortear as avaliações da contaminação do solo e das águas.

Segundo Bachmann (2000), apesar de não existir uniformidade quanto à nomenclatura utilizada internacionalmente (trigger, threshold, guiding values,

intervention, precaution, reference values, background, etc.), os valores orientadores representam a base da política de proteção de solos e águas subterrâneas.

Segundo o relatório elaborado pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB, 2001), a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos - EPA - desenvolveu um procedimento de avaliação da contaminação em solos ("Soil Screening framework"). É uma metodologia para calcular níveis de contaminação no solo (SSL), abaixo dos quais não são necessárias maiores investigações, a partir de equações para o cálculo das exposições humanas, com variáveis parametrizadas. Em 1996, a EPA apresentou um relatório com valores genéricos para 110 substâncias. O cálculo do SSL de um contaminante no solo baseia-se no risco máximo aceitável.

O critério utilizado pela EPA define que o nível aceitável de um contaminante no solo é aquele para o qual existe um risco máximo de câncer de 10^{-6} (um caso em cada 1 milhão de pessoas), no caso de substâncias carcinogênicas, ou para substâncias não carcinogênicas, um quociente de risco igual a 1 entre o total do contaminante assimilado através de todas as vias de exposição e o aporte máximo teórico aceitável.

Segundo Dores e De-Lamonica-Freire (2001), a Comunidade Econômica Européia estabeleceu a concentração máxima admissível de qualquer pesticida em águas destinadas ao consumo humano em $0,1 \mu\text{g/L}$ e em $0,5 \mu\text{g/L}$ para o total de resíduos. A adoção destes limites não considera a toxicidade de cada pesticida, além do fato de que, para muitos pesticidas, ainda não existem metodologias analíticas que atinjam tais limites.

Na Holanda, durante as últimas décadas, foi desenvolvida uma política ambiental para a proteção do solo e da água subterrânea, sendo este, o primeiro país a formalizar um programa nacional para avaliação de contaminação e estabelecimento de níveis de intervenção, considerando para o solo sua multi-funcionalidade (as funções de agricultura, ecologia, transporte, suprimento de água potável, etc).

Segundo o relatório elaborado pela CETESB (CETESB, 2001), para determinação dos valores de referência (S) do critério holandês, no que se refere a compostos naturalmente presentes, foram empregadas relações empíricas, considerando o conteúdo de argila e matéria orgânica no solo. A lista provisória foi discutida e criticada por um comitê de especialistas e em seguida publicada.

Para os compostos naturalmente ausentes, os valores de referência (S) são os limites de detecção dos respectivos métodos analíticos, considerando-se a melhor tecnologia disponível (Theelen e Nijhof, 1996).

No Estado de São Paulo, a CETESB, órgão responsável pela prevenção e controle da poluição de solos, adotou a metodologia holandesa como base para o estabelecimento de valores orientadores para o Estado de São Paulo.

Foram adotadas três classes de valores:

- Valor de referência de qualidade - indicando o nível de qualidade para um solo considerado limpo ou a qualidade natural das águas subterrâneas;
- Valor de alerta - indicando uma possível alteração da qualidade natural dos solos e águas subterrâneas, de caráter preventivo. Quando excedido, requer monitoramento, identificação das fontes de poluição e seu controle.
- Valor de intervenção - indicando o limite de contaminação acima do qual, existe risco potencial de efeito deletério sobre a saúde humana, havendo necessidade de uma ação imediata na área, com investigação detalhada e a adoção de medidas emergenciais para a minimização das vias de exposição.

A CETESB conta com valores orientadores, tanto para solos como para águas subterrâneas, com base nos valores de intervenção e na Portaria 1.469 do Ministério da Saúde, para alguns dos compostos de maior interesse ambiental, analisados atualmente em rotina em seu Laboratório de Química Orgânica e aqueles obtidos em métodos analíticos praticados internacionalmente, para os casos em que a mesma instituição ainda não dispõe de metodologia padronizada. Para os pesticidas já foram avaliados por este órgão e estes valores variam entre 0,5 e 5 mg k⁻¹.

A resolução CONAMA Nº 20, de 18 de junho de 1986, estabelece os níveis de qualidade das águas segundo sua classificação como águas doces, salobras ou salinas e o fim a que se destinam, com o intuito de assegurar seus usos preponderantes.

Segundo esta resolução, as águas doces podem ser classificadas segundo seus usos. Propondo o enquadramento dos cursos dentro de tais classes e o estabelecimento do nível de qualidade (classe a que pertença) a ser alcançado e/ou mantido ao longo do tempo. Esta resolução também estabelece os limites e/ou condições para cada classe.

Assim, a classe 3 por exemplo, compreende as águas destinadas ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional, a irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras e a dessedentação de animais. Para esta classe a resolução impõe um limite de 100,0 µg/L para compostos organofosforados e carbamatos.

Além dos limites impostos pela resolução CONAMA N° 20, há os limites regulamentados pela Portaria do Ministério da Saúde N.º 518, de 25 de março de 2004. Esta portaria estabeleceu o padrão de potabilidade tanto de águas superficiais como subterrâneas.

2.5 O Geoprocessamento como ferramenta de suporte à decisão

O termo Geoprocessamento engloba diversas tecnologias de aquisição, tratamento e manipulação de dados geográficos, sendo feitas por meio de programas computacionais, como a digitalização de dados, a automação de tarefas cartográficas e os Sistemas de Informações Geográficas -SIG (Carvalho, 2000).

2.5.1 SIG

Os Sistemas de Informações Geográficas (SIGs) são uma coleção organizada de *hardware*, *software*, dados geográficos e pessoal envolvido no trabalho, projetados para capturar, armazenar, atualizar, manipular, analisar e apresentar todas as formas de informações referenciadas geograficamente (Calijuri, 1995).

Devido a este grande leque de operações, os SIG's se mostram como uma ferramenta potencial para o tratamento de dados ambientais, pois tem a capacidade de integrar, em uma única base de dados, as informações espaciais advindas de dados cartográficos, dados de censo, imagens de satélites e outros. Também possuem a capacidade de implementar algoritmos de manipulação, consulta e visualização de uma base de dados.

Os dados utilizados pelos SIG's podem ser obtidos por digitalização, entrada de dados via caderneta de campo e leitura de dados em formato digital.

A digitalização de dados pode ser ótica ou em mesa.

A digitalização ótica é feita por meio de instrumentos de varredura (scanners), podendo ter como resultado o modelo matricial (raster), ou o modelo vetorial (vector), dependendo da técnica adotada.

No modelo vetorial todos os objetos ou condições do mundo real podem ser representados com precisão num mapa por meio de pontos, linhas ou polígonos. No modelo matricial o espaço é regularmente subdividido em células, elementos da matriz chamados de pixel (Carvalho, 2000).

Na digitalização em mesa obtêm-se os dados no modelo vetorial, podendo posteriormente ser convertidos para o formato raster.

O número de software's tem aumentado consideravelmente nas últimas décadas, variando quanto às suas funções. Dentre os mais utilizados se destacam o ArcInfo[®], o ArcView[®], o Idrise[®], o Spring[®], o MapInfo[®], o GisPlus[®], entre outros.

Assim, a adoção de determinado software deve levar em conta se este atende aos objetivos do trabalho em questão.

Uma das funções presentes na maioria dos SIG's, incluindo o ArcView[®], é a geração do Modelo Digital do Terreno (MDT).

Um Modelo de Elevação Digital – MDE, é o mesmo Modelo Digital de Terreno (MDT) sendo uma matriz (raster) de duas dimensões que forma uma malha igualmente espaçada de valores cobrindo uma certa área de determinada região. A resolução espacial do MDE (espaçamento entre valores ou área da célula do grid) e sistema de coordenadas geográficas variam de acordo com a fonte de dados e método de determinação da elevação. São modelos matemáticos que requerem coordenadas (x, y, z), sendo x e y horizontais e z a elevação. Dessa maneira, para que possa se retratar a realidade no computador, é indispensável a criação de um modelo digital, capaz de transmitir e simular, com bastante fidelidade, o que realmente ocorre com a variável estudada.

Dados do MDE são essenciais para geração do relevo sombreado como também para as operações de SIG, tais como cálculo de declividade, aspecto e determinação de visibilidade. Também são usados para: gerenciamento do uso e ocupação do solo; geração de mapas topográficos, de declividade, drenagem e visibilidade; fins militares;

etc. Na agricultura, o MDT pode auxiliar a classificar solos, racionalizar uso de insumos, modelar/simular desenvolvimento de culturas, entre outras.

O MDT é uma fonte importante, e freqüentemente usada, para a obtenção de dados relativos ao fluxo superficial, como a rede de drenagem e bacias de contribuição, pois é a elevação o fator que mais interfere nestes tópicos, Duke et. Al. (2003).

Segundo Guimaraes (2000), para a construção de um MDT, é necessário que os dados sejam adquiridos a partir de um mapeamento planialtimétrico, compatível com o nível de detalhe que se deseja obter.

O modelo do tipo Rede Triangular Irregular (TIN - Irregular Triangulated Networks) é também o mesmo Modelo Digital de Terreno (MDT), mas reproduz com maior exatidão elevações ao local pontos em vértices de triângulos.

3. Caracterização da área de estudo

3.1 Localização

A área de estudo se encontra no município de Varre-Sai (**Figura 3.1**) e está localizada na bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, na região Noroeste do Estado do Rio de Janeiro, com uma área de 90,55 ha, tendo latitude $20^{\circ}53'48,56''$ Sul e longitude $41^{\circ}53'48,56''$ Oeste (SAD 69) e com altitudes variando de 660 a 980 m.



Figura 3.1 – Localização da área de estudo.

Segundo Gomes (2003), a área de estudo apresenta clima subtropical (Cw) com temperaturas no mês mais frio variando entre -3°C e 18°C e no verão chuvoso, a temperatura média para o mês mais quente chega a ultrapassar 22°C .

A área se encontra totalmente envolvida nos limites políticos de uma propriedade privada pertencente a José Ferreira Pinto. As **fotos 01** e **02**, seguintes foram tomadas em diferentes direções, mostrando a área de estudo.



Foto 01 – Micro-bacia Varre-Sai
vista Oeste-Leste.



Foto 02 – Micro-bacia Varre-Sai
vista Sudeste-Noroeste.

3.2 Hidrologia

A área de estudo é bem delimitada topograficamente constituindo uma micro-bacia. Possui um pequeno curso d'água alimentado por várias nascentes e um lago na cabeceira do curso.

Os córregos da micro-bacia são de ordem três. Esta ordem reflete o grau de ramificação ou bifurcação da micro-bacia, como mostrado na **figura 3.2**.

Classificação dos Rios

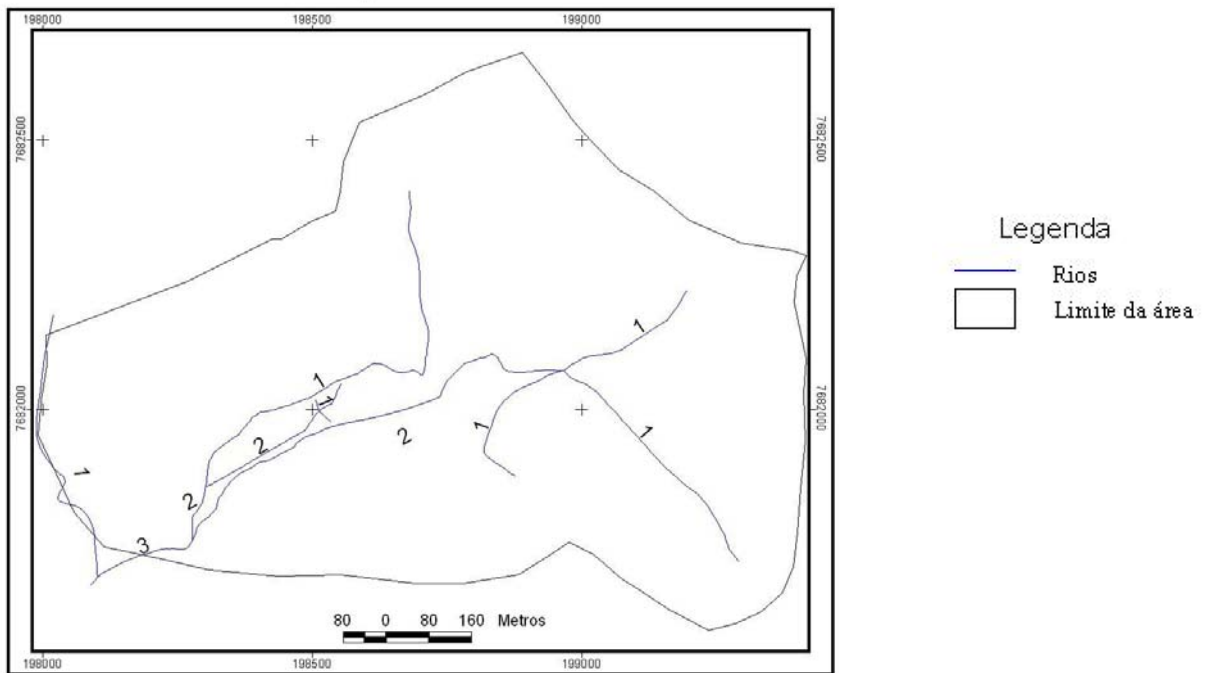


Figura 3.2 – Classificação dos córregos da área de estudo, quanto a sua ordem.

A precipitação anual média varia em torno de 1400 mm, apresentando uma distribuição pluviométrica com período de seca nos meses de abril a outubro e períodos de cheia nos meses de novembro a março, conforme a **figura 3.3**, obtidos pela média mensal de 32 anos, da estação 02041046 Varre-Sai da Agência Nacional.

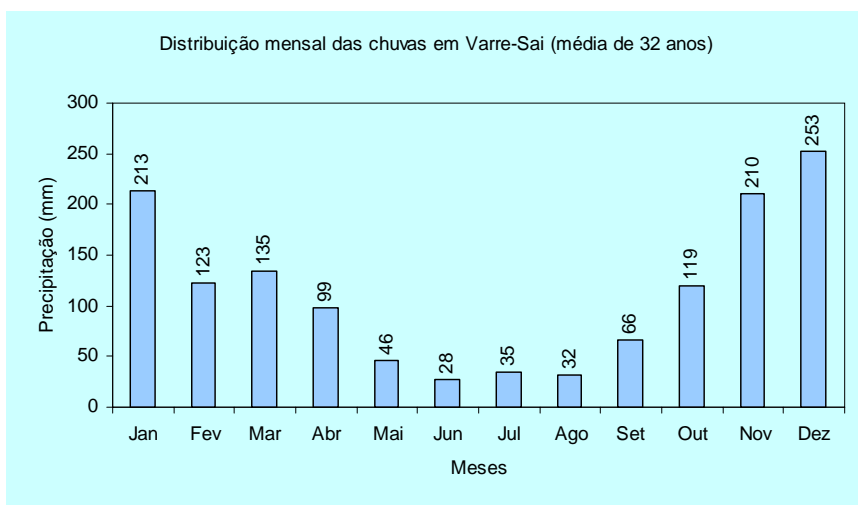


Figura 3.3 – Distribuição de chuvas do município de Varre-Sai.

Para o período de maio de 2004 a abril de 2005 a precipitação acumulada foi de 1485 mm, apresentando uma distribuição pluviométrica aproximadamente com as mesmas características da média histórica de 32 anos, permanecendo o período de seca nos meses de abril a outubro e períodos de cheia nos meses de novembro a março, conforme a **figura 3.4**.

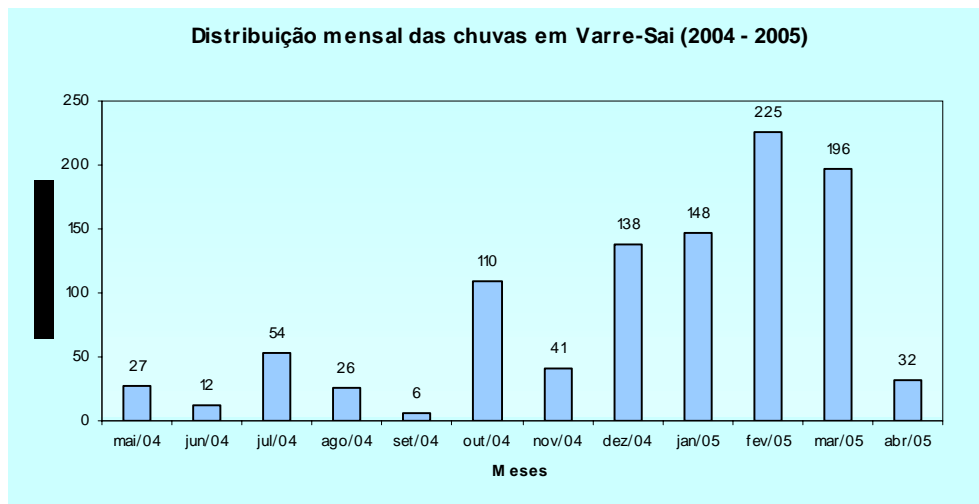


Figura 3.4 – Distribuição de chuvas do município de Varre-Sai no período de maio de 2004 a abril de 2005.

Fonte: Zanetti (2005).

3.3 Pedologia

Segundo Silva e Cunha (2001), a área de estudo pode apresentar as seguintes classes de solos:

- Podzólico Vermelho-amarelo Eutrófico – Pve4;
- Podzólico Vermelho-escuro Eutrófico – PEe6;
- Cambissolo álico – Ca7;
- Latossolo Vermelho-amarelo álico

A escala da carta utilizada para se obter as informações foi de 1/500.000, como a área de estudo é de apenas 90,55 ha. Assim uma melhor identificação das classes de solos foi feita por meio de visitas de campo e complementada por índices obtidos a

partir de análises laboratoriais segundo a metodologia adotada por Oliveira et. al. (1982).

Com estas análises pode-se constatar a presença das classes Latossolo Vermelho-Amarelo (**foto 03**) e Gleissolo (**foto 04**).



Foto 03 – Perfil característico, Latossolo Vermelho-Amarelo.



Foto 04 – Perfil característico, Gleissolo

Segundo Silva e Cunha (2001), os Latossolos compreendem solos que possuem horizonte B latossólico, independente de qual seja o horizonte. São solos em avançado estado de intemperização, normalmente muito profundos, com espessuras do solum superiores a 2m.

Os latossolos vermelho-amarelo apresentam matiz 4YR ou mais amarelas, associadas a teores de Fe_2O_3 relativamente baixos, em torno de 70 e 110g/kg. Em regiões mais frias e úmidas, apresentam menores teores de bases e saturação com alumínio mais elevada. Os solos enquadrados nesta classe são normalmente porosos, mesmo que contenham altos teores de argila, que pode variar desde 15% até mais de 80% (Moreira, 2004).

Já os solos aluviais (Gleissolo), são solos minerais pouco evoluídos, desenvolvidos a partir de depósitos aluviais recentes. Apresentam estratificação de camadas, sem relação genética entre si.

Assim a área de estudo apresenta duas classes de solos: o Latossolo Vermelho-Amarelo, com maior extensão, e o Gleissolo, presente na área com menores altitudes, como mostrado na **figura 3.5**.

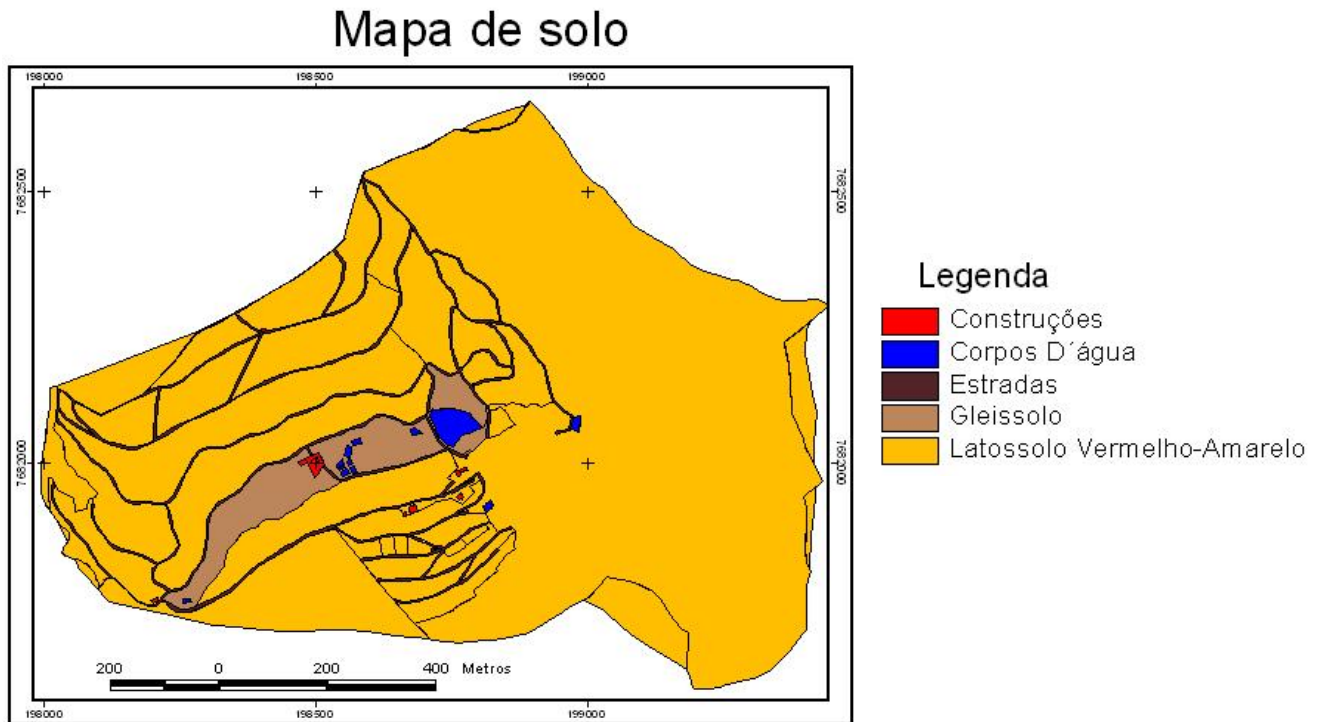


Figura 3.5 – Mapa de solos da área de estudo.

3.4 Morfologia

A área de estudos apresenta ângulos de inclinação variando desde a classe de 0° a 9° em regiões mais planas compreendendo toda a área de baixada e algumas regiões isoladas, até a classe de 79° a 88° em regiões altamente inclinadas. Mas, a maior parte da área apresenta ângulo de inclinação entre 26° e 61°, segundo o mapa de declividade, **figura 3.6**, gerado com uma resolução espacial de um metro.

Mapa de Declividade

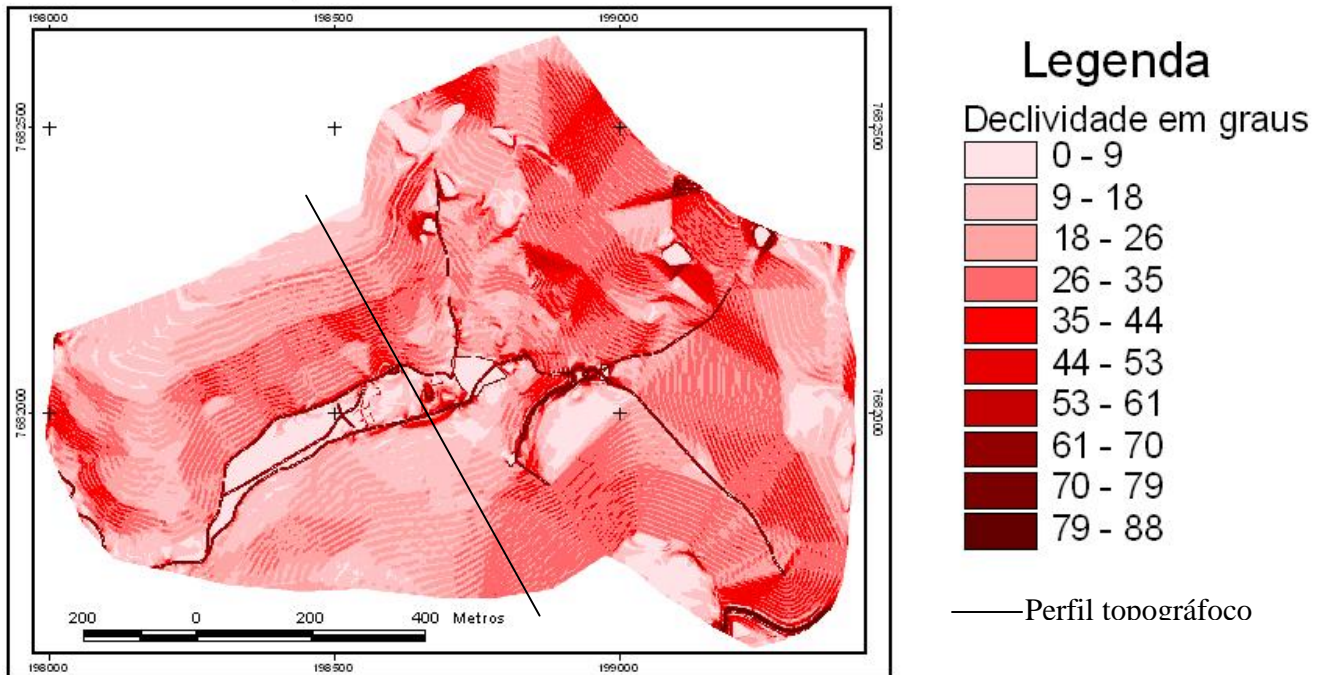


Figura 3.6 – Ângulos de inclinação do terreno.

A micro-bacia de estudo apresenta uma forma alongada com uma variação de altitude acentuada em uma pequena distância horizontal, como pode ser constatado no perfil topográfico do terreno mostrado na **figura 3.7**. A altitude pode cair de 792 m para 689 m em menos de 200m, mostrando ser uma área com elevadas declividades, formando um vale escarpado em V.

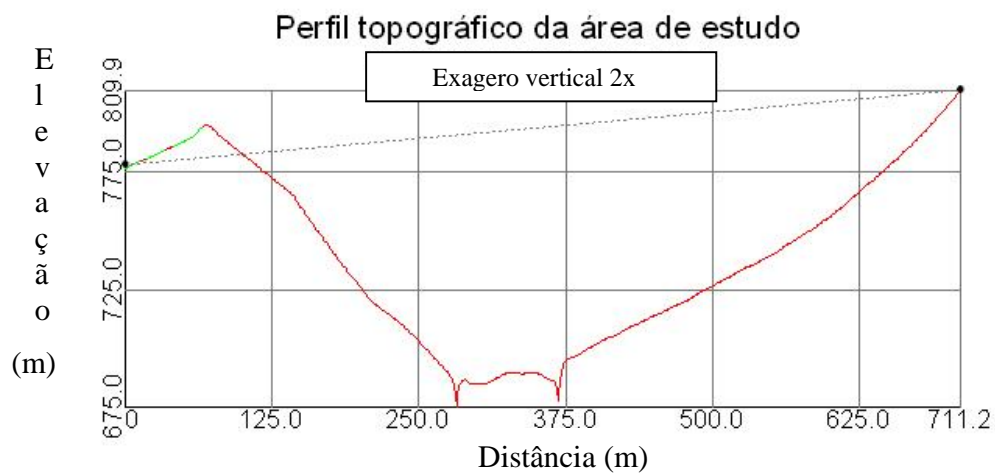


Figura 3.7 – Perfil topográfico do terreno.

Esta conformação apresentada no perfil é característica para a maior parte da microbacia e favorece para que ocorra o escoamento superficial nesta.

3.5 Uso e cobertura do solo

A interferência humana na micro-bacia em estudo é um fator visível. Uma área que há algumas décadas era totalmente dominada pela Mata Atlântica, hoje apresenta apenas vestígio desta. Em seu lugar, encontram-se eucalipto, cafeicultura e uma área de várzea, conforme apresentado no mapa de uso e ocupação do solo mostrado na figura 3.8.

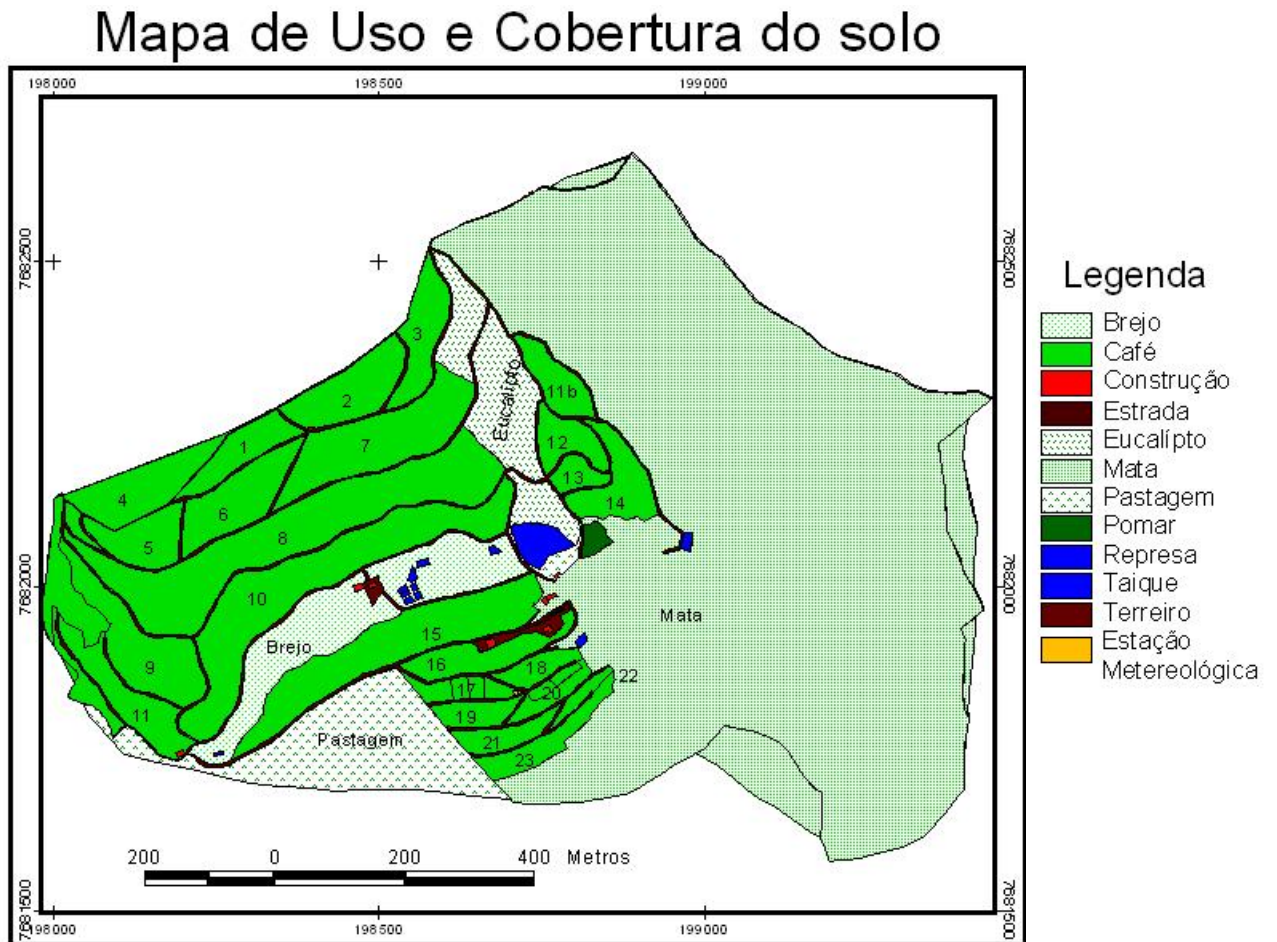


Figura 3.8 – Mapa de Uso e Cobertura do solo da área de estudo.

A área de várzea, correspondente a área de brejo é de aproximadamente 4 há; a área cultivada com eucalipto é de aproximadamente 3 há; a área de mata é de aproximadamente 40 ha e a área utilizada para o cultivo do café é de aproximadamente 32 ha, apresentadas na **figura 3.8**.

A área ocupada com a cultura do café é dividida em talhões, identificados por números na **figura 3.8**, onde são aplicados os pesticidas, conforme as recomendações de cada fabricante, tanto em termos de dose como forma de aplicação.

4. Material e Métodos

4.1 Pesticidas empregados

São empregados Roundup[®], DMA 806[®], Glifosato 480[®], Goal Br[®], Baysiston[®], Mirex-s[®], Dursban[®], Lebaycid[®] e Tamaron[®]; todos estes são pesticidas organofosforados.

Dentre estes foram avaliadas as possíveis contaminações do Baysiston[®], Tamaron[®], Roundup[®] e do Dursban[®] devido à possibilidade de se realizar uma coleta no período de seca onde não constava registro de aplicação recente e à previsão de aplicação destes produtos por parte dos agricultores durante a realização deste trabalho.

Estes produtos foram aplicados em determinados talhões em datas distintas conforme apresentado na **tabela 4.1**.

Tabela 4.1 – Pesticidas empregados, talhões onde ocorreram as aplicações e data destas.

Pesticida	talhões	Data aplicação
Baysiston [®]	6, 1 e 8 4, 2, 9 e 10	23, 25 e 27 do 09/ 2004 5, 6, 8 e 8 do 12/ 2004
Tamaron [®]		
Roundup [®]	4 e 9 5 e 6 19 e 20	9 do 09/ 2004 10 e 11 do 09/ 2004 27 do 09/ 2004
Dursban [®]	1, 2, 3, 6, 9, 16 e 19	3 - 18 do 01/2005

4.2 Escolha de locais de coleta de amostras de solo e água

A metodologia utilizada neste trabalho para a escolha dos locais de coleta de amostras de solo e de água enfatizou a criação do MDT, pois este é um componente fundamental para a geração da bacia de contribuição de cada ponto a ser selecionado.

Para a geração do MDT da microbacia em questão, houve a necessidade de um levantamento detalhado devido ao tamanho reduzido da área de estudo, de 90,55ha, tendo sido por isso utilizado o levantamento topográfico realizado pelo CEFET-Campos dos Goytacazes/RJ, com curvas de nível de 1 em 1 metro.

Utilizando-se o módulo *3D analyst* do software *ArcView*, foi gerado o MDT, com uma malha triangular irregular.

Após a obtenção do MDT foi necessário convertê-lo para o formato GRID para dar prosseguimento ao trabalho.

Como se deveriam obter as bacias de contribuições que representasse o escoamento superficial, foi necessário eliminar todas as depressões indevidamente geradas ao converter o MDT para GRID, pois estas depressões impedem ou desviam o escoamento superficial, o que acarretaria uma delimitação errônea da bacia de contribuição.

Transformando o MDE para GRID, foi possível gerar o mapa contendo as direções de fluxo e o mapa contendo o fluxo acumulado, através do módulo hidrológico do software *ArcView*.

Foram escolhidos pontos aleatórios e, utilizando a função *Watershed*, foram geradas, automaticamente, as bacias de contribuição para cada ponto escolhido.

Dentre estes pontos, foram escolhidos apenas os que apresentavam bacias de contribuição completamente contidas na cultura do café e pontos que englobavam a cultura do café e pastagem.

Posteriormente, foram escolhidos novos pontos, em que suas bacias tenderiam a não sofrer influência de nenhum cultivo.

Depois de escolhidos os pontos foram extraídas suas coordenadas e então estes foram materializados na área de estudo, através de um GPS, para que as coletas de amostras pudessem ser iniciadas, para as análises descritas a diante.

4.3 Perfuração dos poços e coleta das amostras

Nos pontos escolhidos, foram feitos poços de monitoramento.

Os poços, uma vez executados, foram revestidos com tubos de PVC tipo rígido de 50 mm, como mostrado na **figura 4.1**.

Os furos seguiram as seguintes recomendações (Santos Jr. 2002):

Revestimento interno: tubo de inox ou ferro fundido ou PVC rígido marrom (JS classe 12) de diâmetro pequeno (50 mm), porém suficiente para introdução de amostrador para medição de nível. No caso de formação aquífera argilosa ou de baixa transmissividade, o diâmetro mínimo do revestimento deve ser obrigatoriamente de 100mm. Este tubo deve revestir o poço até a camada não saturada.

Filtro: tubo ranhurado e do mesmo diâmetro do revestimento (ranhuras de 2 a 3m, espaçadas de 01 cm) que fica na parte saturada do poço (no lençol freático). Para diâmetro pequenos, até 75mm, há necessidade do filtro penetrar até 2m no lençol freático.

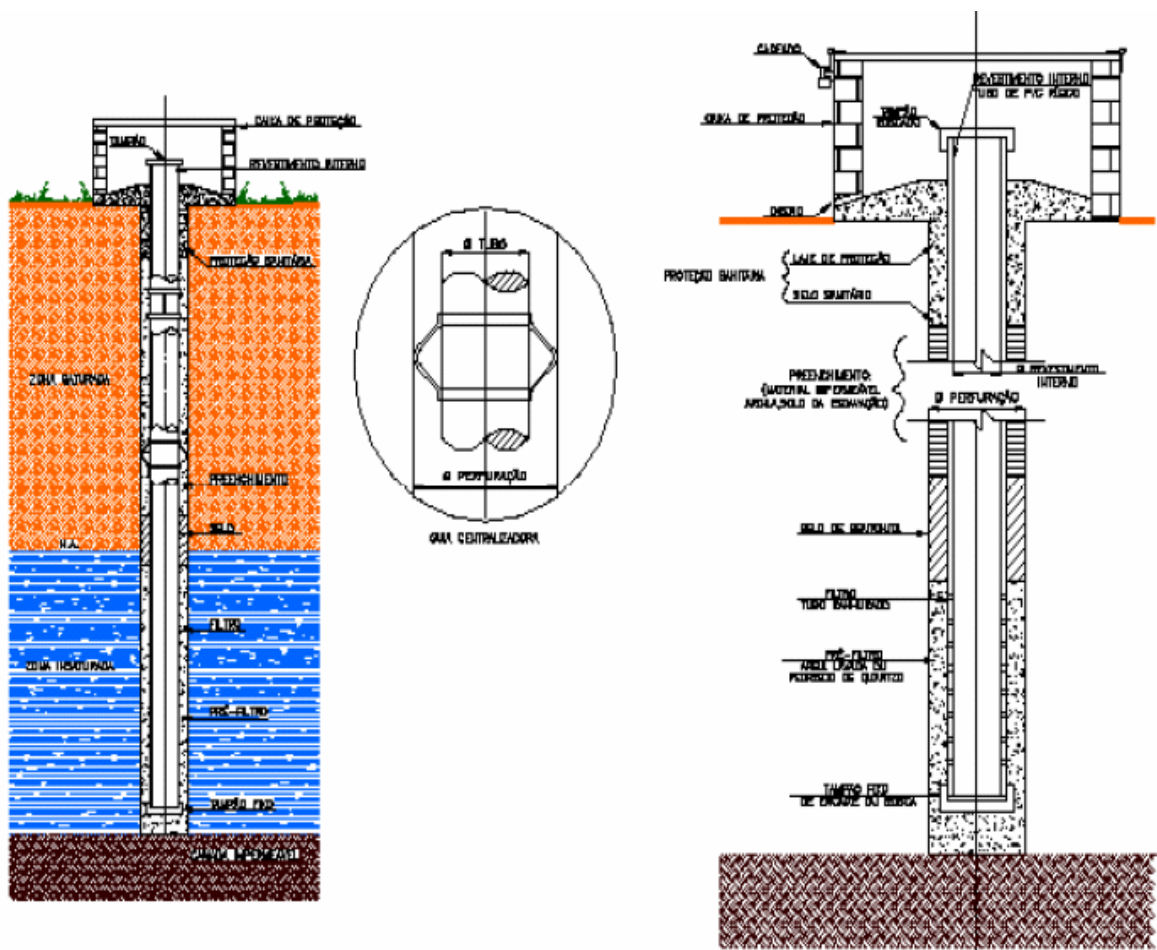


Figura 4.1 - Perfil esquemático – Poço Padrão.

Pré-filtro: ocupa o espaço anular entre o filtro e a parede de perfuração. É constituído de areia lavada com granulometria maior que a ranhura do filtro (>2mm). Em formações aquíferas arenosas poderá ser dispensado o pré-filtro.

Proteção sanitária: para evitar que a água superficial contamine o poço através da infiltração pelo espaço anular entre a escavação e o revestimento, deve ser feito um preenchimento com cimento na extremidade superior deste espaço (aproximadamente 30 cm de altura) e, ao redor da boca do poço, uma laje com pequeno declive.

Tampão: a boca do poço será protegida com um tampão removível e o fundo suprido de um tampão fixo, preferencialmente provido de rosca. Devido às pressões que possam ocorrer, a boca do poço deve possuir um pequeno orifício para facilitar a remoção da tampa.

Sistema de proteção do tubo: o tubo deve sobressair 20 cm de superfície e ser envolvido com tampa.

Selo: camada de betonita ou cimento no espaço anular, acima do pré-filtro (limite máximo do nível d'água) para impedir que a água que percorre a parede externa do tubo atinja a camada saturada.

Preenchimento: o espaço anular da zona não saturada deve ser preenchida com material impermeável (argila, solo de perfuração) a fim de firmar o tubo e dificultar a penetração de líquidos provenientes da superfície.

Guias centralizadoras: dispositivo saliente distribuído externamente ao longo do tubo com o objetivo de mantê-lo centrado em relação ao eixo do poço, por ocasião de sua introdução.

4.4 Caracterização do solo

Dentre os vários métodos de análise da composição dos solos, foram empregados apenas as análises granulométrica, o ensaio para a determinação do limite de consistência e liquidez, a análise química do solo e o EDX.

➤ *Ensaio para determinação da distribuição granulométrica*

Foram coletadas amostras de solo em cada perfil tátil-visuamente identificado durante a perfuração de cada poço para o ensaio granulométrico.

O ensaio foi realizado segundo as recomendações da NBR 7181 (ABNT, 1984a).

➤ *Ensaio de limites de consistência*

A metodologia empregada para a realização do ensaio de limite de liquidez foi feita segundo as recomendações da NBR 6459 (ABNT, 1984b). O limite de consistência ou Plasticidade (LP), foi feito segundo as recomendações da NBR 7180 (ABNT, 1984c).

➤ *Análise química do solo*

A análise química do solo foi realizada para a determinação do pH do solo, dos cátions trocáveis (Ca, Mg, K e Na), do alumínio (Al) e ferro (Fé) contido no solo, do teor

de matéria orgânica (MO) e da capacidade de troca catiônica do solo (CTC). Para tanto será seguido o Manual de Métodos de Análise de solo (Claessen et. al., 1997).

A análise química por fluorescência de raios X será realizada com o fim de se constatar a composição química das amostras de solo.

O beneficiamento das amostras é realizado com a passagem das mesmas pela peneira ABNT no 325 (abertura de 0,044mm), onde o material passante é diretamente analisado sob a forma de pó.

4.5 Análise físico-química das águas

Para a análise da qualidade das águas, tanto superficiais como subterrâneas, foi seguido o Manual de Métodos de Análise de solo (Claessen et. al., 1997), a fim de se obter o pH, a condutividade elétrica, os teores de N, P, K, Na, Ca, Mg, Fe, Cu, Zn, Mn, CO₃, HCO₃, e Cl.

As análises foram realizadas pelo laboratório de química do CEFET Campos (Centro Federal de Educação Tecnológica de Campos).

Além destas análises, em cada campanha de coleta de amostras no campo foram monitorados o nível da água, o pH, a Condutividade Elétrica e o teor de Oxigênio dissolvido.

4.6 Análise de pesticidas em amostras de solo e água

A análise de compostos orgânicos, principalmente em solos é dividida por Almeida (2003) em etapas, que compreendem: a separação do material sólido seguido da passagem por peneiras, a eliminação da umidade das amostras, a extração, a concentração do extrato, o fracionamento com uma coluna cromatográfica e o *clean-up* (para amostras sólidas) e por fim a remoção do enxofre, que muitas vezes é extraído juntamente com os compostos orgânicos de interesse.

Segue adiante a metodologia empregada para cada fase do processo de extração de pesticidas.

➤ 4.5.1 *Extração em amostras de solo*

Para a extração nas amostras de solo foi utilizado o sistema Soxhlet com aproximadamente 20 g de solo. As amostras foram colocadas inicialmente em uma placa de vidro, cobertas com papel alumínio perfurado e levadas à capela com a porta entreaberta (aproximadamente, 10 cm de abertura) por cinco dias, para eliminar a umidade das mesmas.

Após a secagem, foram pesados 5 g de solo e 5 g de Na_2SO_4 , que foram misturados e colocados em um papel filtro formando um pacote que foi colocado dentro do funil de soxhlet para extração com hexano:acetona grau pesticida (100 mL, 1:1). O sistema permaneceu em refluxo por dez horas (**figura 4.2**).



Figura 4.2 - Extração de pesticidas utilizando o sistema soxhlet

Após esta fase, o volume da fase orgânica é concentrado sob pressão até atingir o volume de 1mL, devendo permanecer resfriado após a extração.

➤ *Clean-up*

Os extratos obtidos após a extração do soxhlet devem passar por um processo de limpeza para que compostos presentes que não são de interesse da análise não interfiram no resultado. Este processo é chamado de *clean-up* e consiste em uma coluna de Florisil (Supelco - grau pesticida), com 5 g do adsorvente entre camadas de 2

cm de Na_2SO_4 anidro e seco em mufla a 500 °C. A amostra obtida da extração é colocada na coluna e os compostos de interesse são eluídos com 60 mL de hexano-diclorometano 60/40 (v/v). No caso das amostras analisadas, este processo foi suficiente para realizar a limpeza das amostras.

➤ *Extração Líquido-Líquido*

Na fase de extração líquido-líquido, foi utilizado o volume de 1 L da amostra coletada em cada ponto. Cada volume coletado foi dividido em três partes: 50 mL, para uma posterior análise de Glifosato; 450 mL e 500 mL para a extração. Os volumes reservados para extração foram extraídos três vezes com 15 mL de Hexano em um funil de separação de 2,0 L. Após passar por um funil contendo Na_2SO_4 (agente secante), os extratos foram coletados em um balão e concentrados, utilizando um evaporador rotativo, com um banho termostático levemente aquecido e concentrado a 1,0 mL sob fluxo de nitrogênio.

O processo de *Clean-up* foi utilizado apenas para as amostras de solo, não tendo sido utilizado para as amostras aquosas.

➤ *Métodos de análise de compostos organofosforados por GC-ECD*

Para a detecção de pesticidas nas amostras, foi utilizado o método de cromatografia gasosa. Os cromatógrafos utilizados foram CG-EM (cromatógrafo a gás acoplado a espectrômetro de massas) e CG-DCE (cromatógrafo a gás acoplado ao detector de captura de elétrons).

O CG-DCE marca Shimadzu 14B com integrador Shimadzu CR 6A Chromatopac está acoplado a uma coluna DB-17 J & W Scientific (0,32 mm de diâmetro, 0,25 μm de filme e 30 metros comprimento). O gás de arraste utilizado foi o hélio e a injeção foi feita em modo *splitless*. O método utilizado para as injeções no CG-DCE foi: Injetor 250°C, detector 280°C, temperatura inicial da coluna 80°C e final 280°C, rampa de temperatura 7°/min, tempo inicial 1min e final 3min. Apresenta como limites de detecção 10 $\mu\text{g/L}$ para água e 20 $\mu\text{g/Kg}$ para solo. Foram injetados 1 μL de amostra usando uma microseringa Hamilton.

➤ *Análise por CG-EM*

O CG-EM usado foi um da marca Shimadzu 17B com espectrômetro de massas QPSQ50A, acoplado com uma coluna DB-05 J & W Scientific (0,25 mm de diâmetro, 0,25 μm de filme e 30 metros comprimento), sendo o gás de arraste, o hélio. O método utilizado foi o seguinte: Injetor 250°C, detector 280°C, temperatura inicial da coluna 50°C e final 280°C, rampa de temperatura 12°/min, pressão inicial 116.1 e final 194 kPa. Parâmetros de integração das áreas: *width* 1, *slope* 10, *TDBL* 100. Além da utilização do modo *Scan*, o qual faz a varredura de fragmentos de 50 a 600 m/z, também foi utilizado o modo mais sensível de análise que é o monitoramento de ion seletivo (MIS) (Selective Ion Monitoring, SIM), selecionando os fragmentos de massa característicos dos compostos alvos contidos na **tabela 4.2**, obtendo assim, os limites de detecção em uma concentração menor.

Tabela 4.2 – Ions característicos dos compostos alvos

Analito	Íon (m/z)
Disulfoton	88
Triadimenol	112 e 168
Clorpirifós	197, 314
Fention	278
Metamidofós	94 e 141

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Locais escolhidos para o monitoramento

A escolha dos pontos para o monitoramento da contaminação do solo e da água foi baseada no uso do geoprocessamento, por meio do módulo *3D analyst*, do software *ArcView* e gerou-se o MDT, apresentado na **Figura 5.1**, com nove classes de elevação, desde 660 m à 980 m de altitude.

MDT

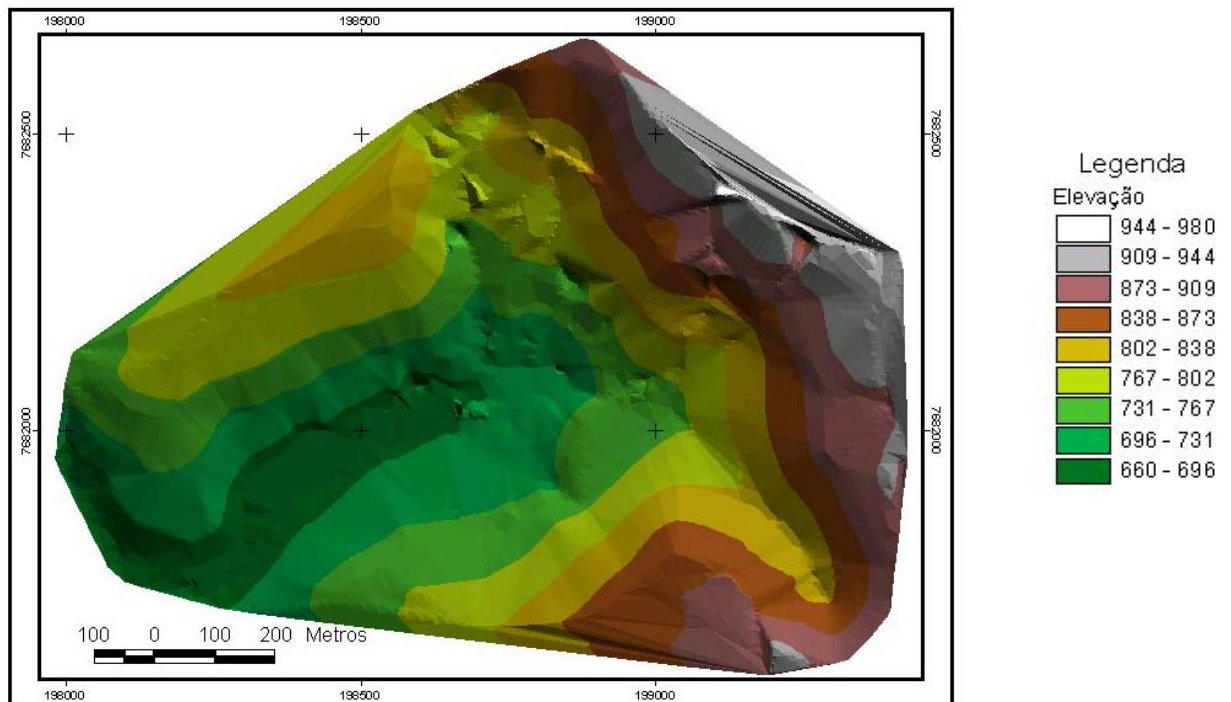


Figura 5.1 – Modelo digital de elevação da área de estudo

O MDT gerado foi convertido para o formato GRID e eliminadas todas as depressões, o que permitiu a geração do mapa de direção de fluxo e de fluxo acumulado.

Com o estabelecimento de regiões alvo para o monitoramento, foram geradas as bacias de contribuição e a partir da análise de cada uma foram selecionados 6 (seis) pontos: 1 (um) ponto em que sua bacia de contribuição é o próprio limite da área de estudo (ponto P1), 1 (um) ponto em que sua bacia de contribuição está localizada em uma área que apresenta apenas vestígio de mata atlântica (ponto P6), 2 (dois) pontos em que suas bacias de contribuição apresentam cultura de café e pastagem (pontos P4 e P5) e 2 (dois) pontos em que suas bacias de contribuição apresentam apenas cultura de café (pontos P2 e P3). Além destes, foram escolhidos 3 (três) pontos de coleta de água superficial (pontos P7, P8 e P9), conforme **Figura 5.2** e **fotos 05, 06, 07, 08, 09 e 10**.

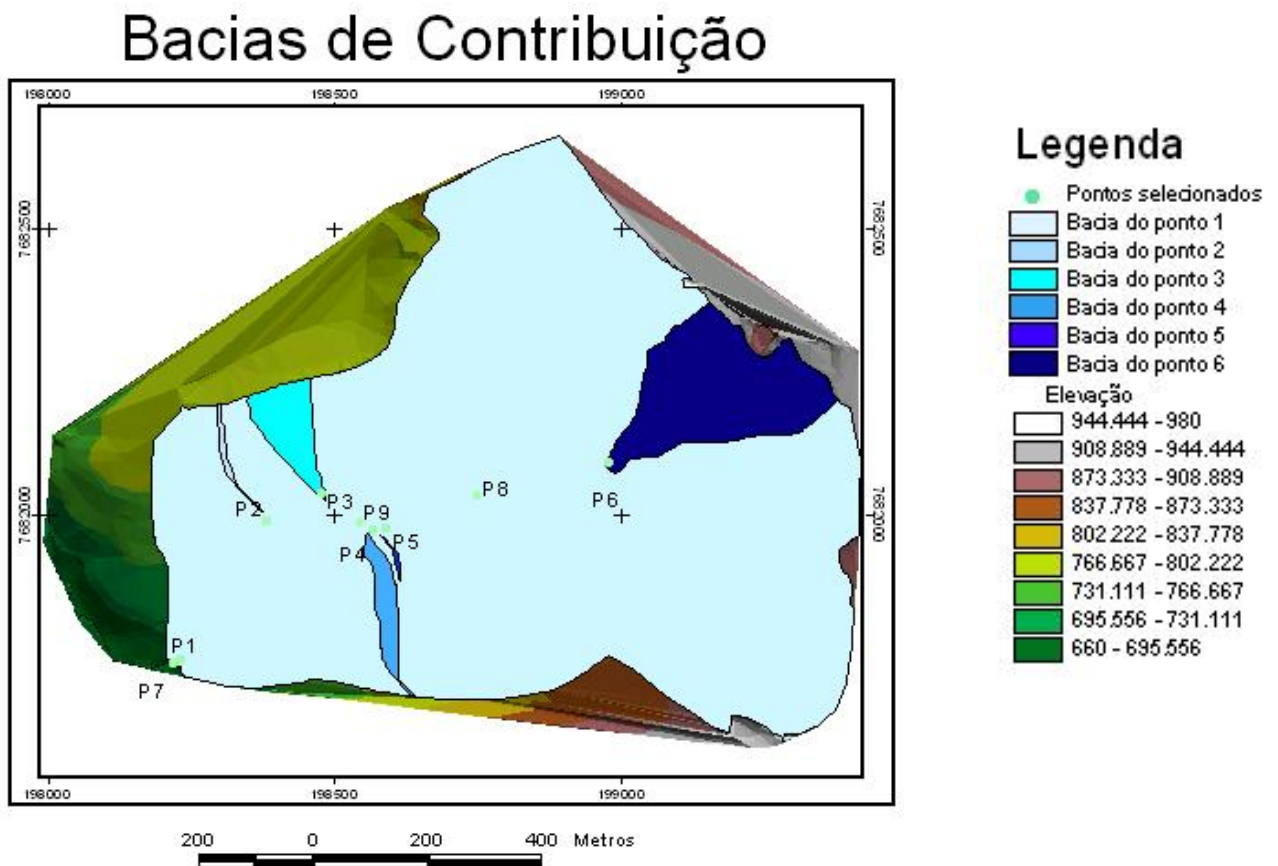


Figura 5.2– Pontos selecionados e suas respectivas bacias de contribuição.



Foto 05 – Ponto 1.



Foto 06 – Ponto 2.



Foto 07 – Ponto 3.



Foto 08 – Ponto 4.



Foto 09 – Ponto 5.



Foto 10 – Ponto 6.

Na **Tabela 5.1**, estão apresentados, para os pontos selecionados, a área de cada bacia de contribuição e os respectivos talhões abrangidos por suas bacias.

Tabela 5.1 – Pontos selecionados e suas respectivas áreas de contribuição e cultura abrangida.

Pontos selecionados	Área da bacia de contribuição (m ²)	Cultura abrangida	Talhões abrangidos
P1	840.385	Toda a área de estudo	Todos
P2	1.560	Café e pastagem	6, 8, 10
P3	14.192	Café e pastagem	6, 7, 8, 10
P4	7.631	Café	15, 16, 17, 19
P5	345	Café	15, 16
P6	60.806	Mata atlântica	-

A metodologia empregada permitiu reduzir o número de pontos de coleta, o que implica em uma redução no trabalho de campo, quer seja na perfuração de poços para o monitoramento, quer seja nos custos das análises.

Podem-se limitar os tipos de análises para cada ponto, direcionando-as para os produtos aplicados em suas respectivas bacias de contribuição, reduzindo o custo final do projeto, tanto em termos financeiros, como mão-de-obra e tempo de coleta.

Além disso, em cada ponto pode-se analisar, em função da área de contribuição, a declividade que efetivamente está relacionada com o ponto em referência.

No momento em que cada poço foi perfurado, foram coletadas amostras de solo para as análises granulométricas.

Com os pontos georreferenciados e escolhidos a partir de suas respectivas bacias de contribuição, levando-se em conta as culturas abrangidas, foi possível avaliar os níveis de contaminação.

5.2. Resultados das análises dos solos

➤ *Granulometria dos pontos monitorados:*

De acordo com a NBR 7181 da ABNT, foram obtidas as percentagens das frações de argila apresentadas na **tabela 5.2**.

Tabela 5.2 – Resultados dos ensaios de caracterização.

Pontos	Camada (cm)	Argila (%)	Silte (%)	Areia (%)	Pedregulho (%)	LL (%)	LP (%)	IP	I _a	Densidade real dos grãos (g/cm ³)
P1	0 - 25	28,80	28,8	50,5	nd	42,3	28,4	13,9	0,48	2,69
P1	25 - 100	22,00	14,5	50,5	5,0	30,9	20,6	10,3	0,47	2,72
P2	0 - 95	38,50	15,1	41,5	4,9	48,7	38,8	9,9	0,26	2,69
P3	0 - 78	40,00	13,6	46,4	0,3	44,8	29,0	15,8	0,40	2,68
P4	0 - 100	54,8	12,5	32,1	0,6	49,1	29,2	19,9	0,36	2,68
P5	0 - 90	52,8	12,2	34,7	0,3	50,6	30,9	19,7	0,37	2,69
P6	0 - 50	23,7	18,2	54	4,2	36,7	20,4	16,3	0,69	2,73

Os pontos que estão localizados no Latossolo Vermelho-Amarelo, onde se cultiva o café (P2, P3, P4, P5), apresentaram percentagem de argila que condizem com a classe de solo na qual se enquadram.

O ponto P1, que se encontra localizado no Gleissolo, apresentou a menor percentagem de argila em relação aos pontos avaliados, o que é coerente em função da classe de solo.

Todos os solos analisados se enquadram como de baixa atividade, pois possuem I_a inferiores a 0,75.

➤ *Resultado das análises físico-químicas dos solos:*

De acordo com o Manual de Métodos de Análise de solo (Claessen et. al., 1997), foram obtidas as concentrações contidas na **tabela 5.3**.

Tabela 5.3 – Resultados das análises físico-químicas dos solos.

Ponto	Prof. (cm)	pH	Ca (Cmolc/ dm ³)	Mg (Cmolc/ dm ³)	C (%)	H+Al (Cmolc/dm ³)	Na (Cmolc/dm ³)	K (Cmolc/dm ³)
P1	20,00	4,88	2,19	0,30	1,79	5,94	0,02	0,15
P1	40,00	5,16	1,99	0,19	1,82	5,94	0,04	0,09
P2	20,00	4,58	0,76	0,09	1,15	6,11	0,06	0,05
P2	40,00	4,45	0,38	0,03	1,00	4,95	0,02	0,14
P3	20,00	4,49	1,44	0,13	1,71	7,92	0,04	0,15
P3	40,00	4,50	1,87	0,16	1,94	8,58	0,02	0,13
P4	20,00	5,18	2,39	0,39	1,82	7,59	0,03	0,32
P4	40,00	4,38	0,52	0,08	1,60	7,26	0,02	0,24
P5	20,00	4,80	1,99	0,25	1,49	7,92	0,02	0,08
P5	40,00	5,93	1,17	0,54	1,86	5,45	0,01	0,17
P6	20,00	4,67	0,00	0,00	2,10	8,58	0,07	0,07
P6	40,00	4,54	0,04	0,00	1,76	7,26	0,05	0,05

As análises físico-químicas dos solos não apresentaram diferenças muito significativas entre as amostras para a mesma profundidade, com exceção da amostra retirada a 40 cm no ponto P5, que apresentou valor elevado de Mg, fato que pode ter ocorrido em função da adubação realizada na área a menos de treze dias antes da coleta das amostras de solo.

A partir dos resultados obtidos nestas análises, foi possível calcular a CTC efetiva e o teor de matéria orgânica para cada ponto monitorado de acordo com o Manual de Métodos de Análise de solo (Claessen et. al., 1997), bem como a classificação da atividade da argila, que segundo Oliveira et. al. (1992) se divide em solos com CTC > 24 meq/100g (alta atividade da argila - Ta) e solos com CTC < 24 meq/100g (baixa atividade da argila - Tb), conforme pode-se observar na **tabela 5.4**.

Tabela 5.4 – Resultados do cálculo da CTC efetiva para cada ponto e MO

Ponto	Prof. (cm)	CTC (Cmolc/dm ³)	Atividade da Argila	Matéria Orgânica (%)
P1	20,00	8,6	Tb	3,09
P1	40,00	8,25	Tb	3,14
P2	20,00	7,07	Tb	1,98
P2	40,00	5,52	Tb	1,72
P3	20,00	9,68	Tb	2,95
P3	40,00	10,76	Tb	3,34
P4	20,00	10,72	Tb	3,14
P4	40,00	8,12	Tb	2,76
P5	20,00	10,26	Tb	2,57
P5	40,00	7,34	Tb	3,21
P6	20,00	8,72	Tb	3,62
P6	40,00	7,4	Tb	3,03

Os resultados apresentam valores que condizem com as classes de solo nas quais se enquadram, apresentando baixa atividade para todos os solos analisados.

➤ *Resultado das análises de EDX:*

Foram analisados os solos de cada ponto monitorado, conforme resultados apresentados na **tabela 5.5**, tendo sido coletadas duas amostras para cada ponto, uma a 20 cm e outra a 40 cm de profundidade.

Tabela 5.5 – Resultados da análise EDX para cada ponto e suas profundidades.

Ponto	Prof. (cm)	SiO ₂ (%)	Al ₂ O ₃ (%)	Fe ₂ O ₃ (%)	SO ₃ (%)	TiO ₂ (%)	K ₂ O (%)	V ₂ O ₅ (%)	ZrO ₂ (%)	Outros
P1	20,00	41,68	41,03	12,28	2,35	1,97	0,30	0,06	0,04	0,29
P1	40,00	43,82	41,82	10,05	1,76	1,86	0,34	0,06	0,03	0,28
P2	20,00	41,89	43,07	10,42	1,84	2,42	0,00	0,06	0,06	0,25
P2	40,00	42,74	42,37	10,47	1,78	2,35	0,00	0,06	0,08	0,15
P3	20,00	48,02	37,77	9,60	2,01	2,05	0,24	0,06	0,07	0,26
P3	40,00	46,35	38,41	10,29	2,18	2,12	0,23	0,05	0,06	0,32
P4	20,00	43,79	41,33	10,42	1,72	1,96	0,22	0,16	0,05	0,36
P4	40,00	45,44	39,37	10,34	2,35	2,38	0,00	0,06	0,05	0,00
P5	20,00	43,99	40,50	11,00	1,83	1,99	0,00	0,07	0,05	0,57
P5	40,00	45,72	39,85	10,44	1,75	1,97	0,00	0,05	0,04	0,18
P6	20,00	44,67	40,40	9,97	2,48	1,87	0,44	0,05	0,04	0,09
P6	40,00	45,19	40,36	9,85	2,15	1,99	0,36	0,05	0,04	0,03

As análises mostram que há uma predominância de óxidos de silício e de alumínio e em menor intensidade de óxidos de ferro, perfil característico de latossolos, como afirmado por Moreira (2004).

5.3. Caracterização físico-química da água

Foram analisadas as águas coletadas em cada um dos seis pontos escolhidos (águas subterrâneas) e em três pontos superficiais, sendo um na represa, representando o ponto P8, um em um tanque, ponto P9, e um no córrego 2m a montante do vertedor, ponto P7, estando todos contidos no mapa das bacias de contribuição dos pontos de coleta de amostras de solo, apresentado na **figura 5.2**.

Os níveis dos parâmetros e elementos avaliados foram monitorados em três campanhas (1, 2 e 3), sendo a primeira realizada no dia 29 de outubro de 2004, a segunda no dia 20 de janeiro de 2005 e a terceira no dia 04 de abril de 2005, obtendo os resultados apresentados nas **tabelas 5.6-a, 5.6-b e 5.6-c**.

Tabela 5.6-a – Resultados da análise da água para cada ponto.

Ponto	pH			C. E. (dS/m)			K (mg/dm ³)			Na (mg/dm ³)			CO ₃ (mg/dm ³)		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
P1	6,40	6,20	6,20	0,12	0,17	0,02	2,05	2,34	2,74	7,25	2,53	2,99	nd	nd	nd
P2	6,20	5,90	5,30	0,02	0,02	0,02	0,46	0,39	0,78	1,49	0,92	1,15	nd	nd	nd
P3	6,20	5,70	5,40	0,03	0,02	0,02	0,93	0,39	0,78	2,32	0,69	1,15	nd	nd	nd
P4	6,20	5,80	5,50	0,03	0,05	0,07	1,39	1,56	3,13	3,16	3,22	3,91	nd	nd	nd
P5	6,20	5,90	5,80	0,04	0,04	0,07	0,84	1,17	2,35	3,72	2,30	3,91	nd	nd	nd
P6	6,10	5,80	6,30	0,06	0,03	0,04	1,21	0,78	1,17	6,23	1,61	2,53	nd	nd	nd
P7	6,90	-	6,50	0,02	-	0,03	1,30	-	0,78	1,30	-	1,61	nd	-	nd
P8	6,90	6,80	6,70	0,03	0,02	0,04	1,58	0,78	1,17	1,86	1,15	1,84	nd	nd	nd
P9	6,80	6,50	6,30	0,03	0,03	0,04	1,58	1,17	1,17	2,23	2,70	2,07	nd	nd	nd

Tabela 5.6-b – Resultados da análise da água para cada ponto.

Ponto	HCO ₃ (mg/dm ³)			Fe (mg/dm ³)			Cu (mg/dm ³)			Zn (mg/dm ³)			Mn (mg/dm ³)		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
P1	0,60	30,21	40,87	0,23	0,32	31,90	nd	nd	0,03	nd	nd	0,02	0,04	0,42	0,20
P2	0,15	2,88	2,44	nd	0,25	8,58	nd	nd	0,03	nd	nd	0,02	0,14	0,05	0,01
P3	0,15	2,94	2,44	0,01	0,11	20,88	nd	nd	0,04	nd	nd	0,04	0,08	0,01	0,01
P4	0,15	2,44	3,05	0,03	0,08	12,87	nd	nd	0,02	nd	nd	0,01	0,09	0,03	0,04
P5	0,20	3,66	3,66	0,00	0,26	3,90	nd	nd	0,01	nd	nd	0,02	0,00	0,02	0,01
P6	0,35	4,32	10,37	0,10	0,27	32,34	nd	nd	0,06	nd	nd	0,02	0,38	0,36	0,22
P7	0,15	-	6,10	0,70	-	0,62	nd	-	nd	nd	-	nd	0,17	-	0,02
P8	0,15	4,10	6,10	1,14	0,52	0,92	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,01	0,03
P9	0,10	4,88	4,88	0,71	0,51	0,65	nd	nd	nd	nd	nd	nd	0,01	0,02	0,02

Tabela 5.6-c – Resultados da análise da água para cada ponto.

Ponto	N (mg/dm ³)		P (mg/dm ³)		Ca (mg/dm ³)		Mg (mg/dm ³)		Cl (mg/dm ³)		S-SO ₄ (mg/dm ³)		Prof. (m)			
	2	2	2	3	2	3	2	3	2	3	2	3	1	2	3	
P1	1,10	1,80	21,60	23,80	6,00	10,20	7,00	3,00	3,00	nd	0,6	0,7	0,6			
P2	1,10	1,60	0,80	6,00	0,12	1,56	1,00	1,00	1,10	nd	1,5	1,6	1,7			
P3	0,50	1,50	0,80	5,00	0,12	1,32	2,00	1,00	2,70	nd	2,0	2,2	2,3			
P4	0,30	1,40	3,60	6,60	0,12	2,52	4,00	5,00	2,60	nd	1,7	1,9	1,7			
P5	0,30	1,40	0,80	8,20	0,12	3,12	4,00	4,00	3,60	nd	2,6	2,7	2,5			
P6	1,00	1,50	0,80	7,80	0,12	2,88	1,00	1,00	2,20	nd	1,5	1,7	1,5			
P7	-	-	-	5,60	-	1,56	-	1,00	-	nd	0	0	0			
P8	0,50	1,30	0,60	5,60	0,12	1,56	1,00	1,00	3,60	nd	0	0	0			
P9	0,30	1,40	1,00	6,60	0,36	2,16	1,00	1,00	3,80	nd	0	0	0			

- - não realizado.

nd – não detectado.

Os valores elevados de K, HCO₃, Ca e Mg encontrados para o ponto P1 na segunda e terceira campanha podem ter sido ocasionados em função da lixiviação destes elementos, já que ambas baterias ocorreram após a adubação neste local seguido de um período de chuvas.

5.4. Análise dos pesticidas em amostras de solo e água

As amostras foram injetadas inicialmente no CG-DCE porque é uma técnica mais sensível para os compostos que estão sendo investigados. Como a maior parte das amostras não apresentou picos mensuráveis com esta técnica e a injeção de algumas destas amostras não apresentou nenhum sinal no CG-EM, mesmo utilizando o SIM (método mais sensível de CG-EM); optou-se por realizar as análises utilizando este último equipamento apenas para as amostras mais concentradas. E para se obter melhor sinal analítico, o extrato também foi concentrado em 10 vezes.

Os resultados mostraram que os perfis cromatográficos, para todas as amostras de água, foram bastante parecidos, como na **figura 5.3**.

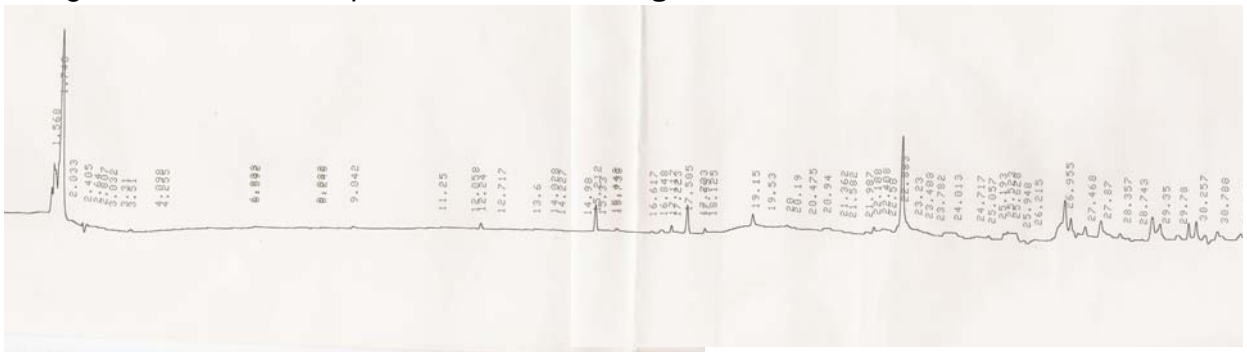


Figura 5.3 – Perfil cromatográfico da amostra P9 de água.

Dentre as amostras que foram injetadas no CG-EM, apenas a amostra do ponto P6, localizada em uma região da mata atlântica, e a amostra do ponto P5, localizado em uma região onde se cultiva café, apresentaram alguns sinais de compostos diferentes daqueles que estão sendo investigados neste trabalho. Estes compostos tinham concentrações difíceis de serem mensuradas, apresentando espectros de massas com linhas de compostos organofosforados.

As amostras de solo apresentaram um perfil cromatográfico no CG-DCE muito mais complexo quando comparado aos perfis obtidos para as amostras de água, como pode ser observado na **figura 5.4**, em que é apresentado o perfil cromatográfico da amostra de solo coletada a 40 cm de profundidade no ponto P4.

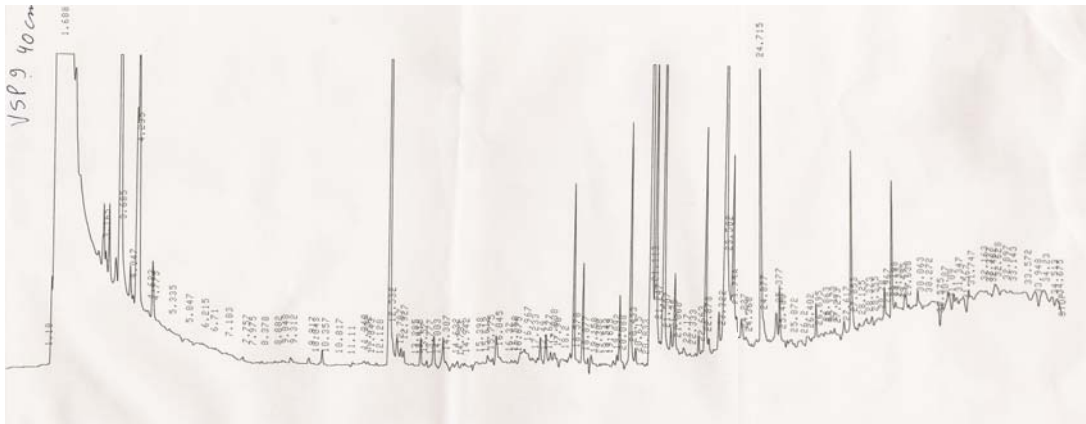


Figura 5.4 – Perfil cromatográfico da amostra de solo P4 – 40 cm.

As análises foram divididas em campanhas de acordo com a data de coleta das mesmas. Sendo analisado, nas amostras de solo e de água os pesticidas a avaliados, o tempo decorrido entre a aplicação dos mesmos no solo e a data da coleta, bem como a precipitação ocorrida neste período.

➤ 1ª Campanha:

Os resultados das análises cromatográficas das amostras de água coletadas em cada ponto, na primeira campanha, estão apresentados na **tabela 5.9**.

Foram analisadas também as amostras de solo de cada ponto na primeira campanha. Os resultados das análises cromatográficas destas amostras estão apresentados na **tabela 5.10**.

Tabela 5.9 – Resultados da análise química de pesticidas na água para cada ponto, na 1ª campanha.

Ponto	1ª Campanha					
	Dissulfoton (µg/Kg)	Triadimenol (µg/Kg)	Clorpirifós (µg/Kg)	Fention (µg/Kg)	Metamidofós (µg/Kg)	Glifosato (µg/Kg)
P1	nd	nd	nd	nd	nd	nd
P2	nd	nd	nd	nd	nd	nd
P3	nd	nd	nd	nd	nd	nd
P4	nd	nd	nd	nd	nd	nd
P5	nd	nd	nd	nd	nd	nd
P6	nd	nd	nd	nd	nd	nd
P7	nd	nd	nd	nd	nd	nd
P8	nd	nd	nd	nd	nd	nd
P9	nd	nd	nd	nd	nd	nd

nd – não detectado.

Tabela 5.10 – Resultados da análise química de pesticidas no solo para cada ponto a 20 e 40 cm na 1ª campanha.

Ponto	Profundidade (cm)	1ª Campanha					
		Dissulfoton (µg/Kg)	Triadimenol (µg/Kg)	Clorpirifós (µg/Kg)	Fention (µg/Kg)	Metamidofós (µg/Kg)	Glifosato (µg/Kg)
P1	20	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	40	nd	nd	nd	nd	nd	nd
P2	20	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	40	nd	nd	nd	nd	nd	nd
P3	20	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	40	nd	nd	nd	nd	39	nd
P4	20	nd	nd	178	nd	nd	nd
	40	nd	nd	nd	nd	nd	nd
P5	20	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	40	nd	nd	nd	nd	nd	nd
P6	20	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	40	nd	nd	nd	nd	nd	nd

nd – não detectado.

A aplicação dos pesticidas, nos talhões antes da primeira campanha, ocorreu como apresentado na **tabela 5.11**. Nesta tabela apresentam-se os talhões onde foram aplicados cada pesticida, o tempo decorrido entre a última aplicação e a data da coleta e a precipitação acumulada no mesmo período de tempo.

Tabela 5.11 – Talhões onde foram aplicados os pesticidas, tempo decorrido e precipitações entre a última aplicação e a coleta na 1ª campanha.

Pesticidas	Talhões	Tempo decorrido (dias)	Precipitação (mm)
Dissulfoton	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24	>300	> 600
Triadimenol	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24	>300	> 600
Clorpirifós	2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 14, 15, 18, 20, 23	> 5 anos	> 7000
Fention	9, 10	> 4 anos	> 5600
Glifosato	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24	>300	> 600
Metamidofós	9, 10, 11, 12	> 200	> 600

Houve aplicação de Dissulfoton, Triadimenol e de Glifosato nos pontos P2, P3, P4 e P5 e nos talhões que contribuem através do escoamento superficial para os mesmos. A não detecção destes princípios ativos no solo e também na água pode ter ocorrido em função dos períodos de tempo decorridos entre a última aplicação e a data da coleta das amostras, por terem sido superiores à meia vida destes, que, para o Dissulfoton, varia de duas a quatro semanas após a aplicação no solo (Lopes, 2000), para o Triadimenol e apresenta valores de 169, 220 e 294 dias, para o horizonte A (Carvalho, 2002), e para o Glifosato em torno de 19 dias (Cheah, 1998), 28 dias (Almeida, 1985), e de 47 dias (Dores e De-Lamonica-Freire, 2001).

A ocorrência de precipitação após a aplicação dos pesticidas também pode ter contribuído para a não detecção destes princípios, pois esta aumenta a umidade do solo, que segundo Fay e Silva (2004), contribui para a proliferação dos microorganismos e suas atividades, aumentando a biodegradação. A precipitação também pode ter ocasionado o transporte tanto por lixiviação como por escoamento superficial destes princípios ativos. A área de estudo apresenta altas declividades, que favorecem a ocorrência do escoamento superficial.

Segundo Nóbrega et. al. (2005), os coeficientes de sorção do Triadimenol (Kd), nos solos com características semelhantes à área de estudo, se encontram na faixa de

0,8 a 3,5, indicando uma mobilidade baixa a moderada em solos, o que também poderia ter contribuído para a não detecção deste composto na amostra de solo e água.

Segundo Dores e De-Lamonica-Freire (2001), o Glifosato apresenta GUS = 2,81, sendo portanto pouco lixiviável, o que poderia explicar a não detecção deste composto na amostra de água subterrânea destes pontos.

De acordo com Araújo (2002), o Glifosato é um pesticida de difícil recuperação e extração em amostras ambientais, podendo também, em função disso não ter sido detectado.

Aliado a todos estes fatos, estas regiões onde se localizam estes pontos apresentam baixo teor de matéria orgânica, baixa CTC e menores concentrações de óxidos de ferro e maior porcentagem de hidróxido de alumínio, características que atribuem baixa capacidade de retenção de pesticidas.

A aplicação de Clorpirifós ocorreu apenas nos pontos P4 e P5, em dois talhões (6, 8), que contribuem através do escoamento superficial para o ponto P2 e em três talhões (6, 7 e 8), que contribuem para o ponto P3. Nesta primeira campanha, foi constatada a contaminação do solo por este pesticida no ponto P4 a 20 cm.

Apesar de ter sido encontrado no ponto P4, o tempo decorrido entre a última aplicação deste princípio ativo e a coleta das amostras é superior a cinco anos, tempo que ultrapassa o tempo de meia vida deste composto, que para Filizola et. al. (2002), é de 30 dias, o que dificilmente ocasionaria a detecção deste princípio ativo.

Este pesticida também apresenta baixa solubilidade, portanto é pouco provável que este composto tenha sido transportado dissolvido na água pelo escoamento superficial, mas poderia ter sido transportado sorvido as partículas de solo por este mecanismo.

O fato de não ter sido detectado o mesmo pesticida na amostra coletada a 40 cm se deve provavelmente ao índice GUS entre 1,8 e 2,8, sendo portanto pouco lixiviável. Assim, o pesticida encontrado pode ser decorrente de uma nova aplicação não registrada.

O Fention e o Metamidofós foram aplicados nos pontos P2 e P3 e no talhão 10 que contribui superficialmente para ambos os pontos.

Para o Fention, o período de tempo decorrido entre a última aplicação e a coleta foi superior a 4 anos, sendo portanto superior ao tempo de meia vida deste composto

que, segundo o relatório da EPA (2001), é menor que um dia em solos secos e expostos. Para solos úmidos e sem a presença de luz o tempo de meia vida pode chegar a onze dias, explicando, possivelmente, a ausência de resíduos deste pesticida no solo e na água.

Já em relação ao Metamidofós, apesar do período de tempo decorrido entre a última aplicação e a coleta ter sido superior a 200 dias, portando superior ao tempo de meia vida deste composto (Cremllyn, 1990), foi constatada a contaminação do solo pelo Metamidofós no ponto P3 a 40 cm de profundidade. Segundo Trevizan (2002), este pesticida apresenta solubilidade em água > 200g/L (20°C), sendo portanto, altamente solúvel, o que diminuiria seu tempo de retenção no solo e favoreceria o deslocamento deste composto por escoamento superficial e lixiviação.

A suposição de que este pesticida tem potencial de ser lixiviado parece ser confirmada com a detecção deste composto a 40 cm e a não a 20 cm no mesmo ponto. Caso tenha ocorrido a lixiviação, esta não chegou a contaminar as águas subterrâneas. O teor de argila deste ponto pode ter sido outro fator que pode ter contribuído para a retenção do metamidofós neste ponto.

No ponto P1, que se encontra na saída da micro-bacia, não foi detectado nenhum dos pesticidas avaliados na primeira campanha tanto para as amostras de solo quanto para as amostras de água. A causa da ausência pode ter sido o fato de este ponto se encontrar em uma área de brejo, onde nenhum dos pesticidas avaliados foi aplicado. O solo neste ponto é o Gleissolo, apresentando baixa percentagem de argila, o que pouco contribuiria para a retenção de pesticidas neste ponto. Além disso, o nível do lençol freático neste ponto é elevado (menor que um metro), o que contribui para uma maior umidade do solo neste local e, assim, para uma maior biodegradação dos pesticidas no solo.

Foi detectada a presença de vestígios de Carbamatos na amostra de água do ponto P6 e nas amostras de solo dos pontos P2 a 40 cm, P3 a 40 cm e P5 a 20 cm de profundidade. No ponto P6, que se encontra em uma região de mata atlântica, não foi detectada a presença de nenhum dos pesticidas avaliados, visto que não houve aplicação de nenhum destes pesticidas no local. Contudo, constataram-se vestígios de carbamatos na amostra de água, provavelmente em função de um possível descarte de água utilizada para a limpeza de equipamentos empregados na aplicação destes

pesticidas em talhões de café localizados logo abaixo do local, visto que este ponto se encontra a menos de dois metros de uma represa. Nos demais pontos, foi provavelmente, em função da aplicação de algum pesticida desta classe nestes locais, ou aplicado a montante destes e carreados ou por escoamento superficial ou pelo fluxo subterrâneo. Esta classe de pesticida foge ao escopo deste trabalho.

As quantidades detectadas, tanto para o Clorpirifós como para o Metamidofós, são inferiores ao intervalo apresentado para os pesticidas organofosforados pela CETESB (2001). Contudo estes pesticidas não possuem ainda seus limites definidos por este órgão.

Como estes pesticidas são compostos naturalmente ausentes no solo, os valores de referência (S) são os limites de detecção dos respectivos métodos analíticos, considerando-se a melhor tecnologia disponível (Theelen e Nijhof, 1996). Assim este solo pode ser considerado contaminado visto terem sido detectados no ECD que apresenta como limites de detecção 10 µg/L para água e 20 µg/Kg para solo.

Embora os tempos de meia vida de todos os compostos avaliados dependam das características do solo, dificilmente seriam superiores ao tempo decorrido entre as aplicações e as datas das coletas, visto se tratar de organofosforados.

Não há um consenso em relação ao tempo de meia vida dos princípios ativos avaliados, visto que este parâmetro depende das características do produto e das características do meio no qual foi aplicado.

Com relação às análises realizadas nas águas superficiais, pontos P7, P8 e P9 não foi detectado nenhum dos pesticidas avaliados.

O fato de não ter sido constatado nenhum vestígio de clorpirifós no ponto P5, pode ter explicação no carreamento deste pesticida por escoamento superficial, visto que este ponto apresenta uma bacia de contribuição vinte e duas vezes maior que a bacia de contribuição do ponto P4.

O ponto P5 ainda apresenta maiores teores de argila (53%) que também contribuiria para uma maior retenção de pesticidas no solo. Este ponto apresenta as mesmas características físico-químicas, com igual aplicação em termos de quantidade e data de aplicação dos pesticidas ocorridos no ponto P4 na primeira campanha.

➤ 2ª Campanha:

Os resultados das análises cromatográficas das amostras de água e de solo coletadas em cada ponto, na segunda campanha, estão apresentados na **tabela 5.12** e na **tabela 5.13**.

Tabela 5.12 – Resultados da análise química de pesticidas da água para cada ponto, na 2ª campanha.

Ponto	2ª Campanha					
	Dissulfoton (µg/Kg)	Triadimenol (µg/Kg)	Clorpirifós (µg/Kg)	Fention (µg/Kg)	Metamidofós (µg/Kg)	Glifosato (µg/Kg)
P1	nd	nd	nd	nd	nd	nd
P2	nd	nd	nd	nd	nd	nd
P3	nd	nd	nd	nd	nd	nd
P4	nd	nd	nd	nd	nd	nd
P5	nd	nd	nd	nd	nd	nd
P6	Vestígios	nd	nd	nd	nd	nd
P7	nd	nd	nd	nd	nd	nd
P8	nd	nd	nd	nd	nd	nd
P9	nd	nd	nd	nd	nd	nd

nd – não detectado.

Tabela 5.13 – Resultados da análise química de pesticidas no solo, para cada ponto a 20 e 40 cm na 2ª campanha.

Ponto	Profundidade (cm)	2ª Campanha					
		Dissulfoton (µg/Kg)	Triadimenol (µg/Kg)	Clorpirifós (µg/Kg)	Fention (µg/Kg)	Metamidofós (µg/Kg)	Glifosato (µg/Kg)
P1	20	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	40	nd	nd	nd	nd	nd	nd
P2	20	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	40	nd	nd	nd	nd	nd	nd
P3	20	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	40	nd	nd	nd	nd	nd	nd
P4	20	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	40	nd	nd	nd	nd	nd	nd
P5	20	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	40	nd	nd	nd	nd	nd	nd
P6	20	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	40	nd	nd	nd	nd	nd	nd

nd – não detectado.

Na **tabela 5.14** estão apresentados os talhões nos quais foram aplicados os pesticidas avaliados, os tempos decorridos entre as últimas aplicações e a data da coleta e a precipitação acumulada no mesmo período de tempo.

Tabela 5.14 - Talhões onde foram aplicados os pesticidas, tempo decorrido e precipitações entre aplicações a 2ª campanha.

Pesticidas	Talhões	Tempo decorrido (dias)	Precipitação (mm)
Dissulfoton	1, 2, 4, 6, 8, 9	55; 45; 46; 57; 43; 42	204; 199; 199; 204; 204; 199
Triadimenol	1, 2, 4, 6, 8, 9	55; 45; 46; 57; 43; 42	204; 199; 199; 204; 204; 199
Clorpirifós	2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 14, 15, 18, 20, 23	> 5 anos	> 7000
Fention	9, 10	> 4 anos	> 5600
Glifosato	1, 2, 3, 4, 5, 6, 9, 16, 19, 20	2-17; 2-17; 2-17; 72; 71; 70, 57, 2-17; 71, 2-17; 2-17; 52, 2-17; 52	57-1; 57-1; 57-1; 224; 223; 223, 204, 57-1; 224, 57-1; 57-1; 204, 57-1; 204
Metamidofós	9, 10, 11, 12	> 200	> 600

Nesta 2ª campanha foi constatado vestígio de Dissulfoton na água coletado, no ponto P6.

A aplicação de Dissulfoton e Triadimenol entre a primeira e a segunda bateria ocorreu apenas em dois talhões (6 e 8), que contribuem superficialmente para os pontos P2 e P3. Assim, a detecção do Dissulfoton poderia ter sido constatada caso tivesse havido o carreamento deste, o que poderia ter ocorrido visto que houve registro de 204 mm de precipitação neste período. Mas mesmo que houvesse o carreamento, seja ele por escoamento superficial ou subterrâneo, o período de tempo decorrido entre a última aplicação nos talhões 6 e 8 e a coleta foi de 57 e 43 dias, respectivamente, sendo portanto superior ao tempo de meia vida deste composto que, no solo, varia de duas a quatro semanas após a aplicação (Lopes, 2000).

A ocorrência de vestígios deste pesticida no ponto P6, provavelmente, foi em função de um possível descarte de água utilizada para a limpeza de equipamentos utilizados na aplicação destes pesticidas em talhões abaixo deste local, visto que este

ponto se encontra a menos de dois metros de uma represa, em um local que apresenta apenas vestígios de mata atlântica.

O Triadimenol também foi aplicado da mesma forma que o Dissulfoton, porém neste caso o período de tempo decorrido entre a última aplicação e a coleta foi inferior ao tempo de meia vida deste composto, que, segundo Carvalho (2002), apresenta valores de meia vida de 169, 220 e 294 dias, para o horizonte A; assim como houve precipitação considerável neste período, este pesticida poderia ter se deslocado para este ponto.

O teor de matéria orgânica nestes locais poderia ter favorecido o processo de sorção, pois, segundo Nóbrega (2005), este pesticida é sorvido principalmente na fração orgânica do solo. A ocorrência de precipitação após a aplicação também pode ter contribuído para acelerar a biodegradação destes princípios ativos no solo.

Além disso, segundo o mesmo autor os coeficientes de sorção deste pesticida, que, segundo Nóbrega (2005), se encontram na faixa de 0,8 a 3,5, indicando uma mobilidade baixa a moderada em solos, poderia explicar a não detecção deste composto na amostra de água subterrânea.

O Clorpirifós, o fention e o metamidofós não foram aplicados entre a primeira e segunda campanha, sendo portanto as razões para a sua não detecção a mesma discutida para a primeira campanha, reforçadas por ter decorrido mais tempo entre a aplicação e as coletas e pelas precipitações que ocorreram entre a primeira e segunda campanhas.

O fato do Clorpirifós e o Metamidofós terem sido detectados apenas na primeira campanha pode ter ocorrido em função do tempo que transcorreu entre uma possível aplicação e a data da coleta poder ser superior ao tempo de meia vida destes princípios ativos.

A precipitação ocorrida neste período também pode ter contribuído para a não detecção, com a aceleração da biodegradação destes compostos, com o carreamento superficial e ou subterrâneo.

O Glifosato foi aplicado no talhão 6 que contribui superficialmente para os pontos P2 e P3, no talhão 16 que contribui para os pontos P4 e P5 e no talhão 19 que contribui para o ponto P4. Assim, a única via de contaminação por este composto seria através do deslocamento destes para os pontos de coleta.

Em relação à aplicação nos talhões 6 e 16, o período de tempo decorrido entre a última aplicação e a coleta foi de 70 e 52 dias respectivamente, sendo portanto superior aos tempos de meia vida deste princípio ativo que é entorno de 19 dias (Cheah et al., 1998), 28 dias (Almeida, 1985) e 47 dias (Dores e De-Lamonica-Freire, 2001).

Já para o talhão 19, o período de tempo decorrido entre a última aplicação e a coleta de 2 a 17 dias, portanto inferior aos tempos de meia vida apresentados, implicando que o pesticida poderia ser detectado caso houvesse o deslocamento deste.

Isto é confirmado por Eberbach (1998), pois afirma que para a parte adsorvida ao solo, o tempo de meia vida deste pesticida é de 222 a 835 dias. Assim, caso houvesse o deslocamento de partículas de solo contendo este pesticida adsorvido, estes poderiam ser detectados em qualquer um destes pontos, fato que não ocorreu.

A explicação para a não detecção em nenhuma das amostras pode segundo Kawamoto e Urano (1989), porque este pesticida é um herbicida de baixo coeficiente de sorção em solos e sedimentos, devido à baixa afinidade aos colóides do solo, o que dificultaria o transporte em sedimentos, por escoamento superficial.

Segundo Dores e De-Lamonica-Freire (2001) o Glifosato apresenta $GUS = 2,81$, sendo portanto pouco lixiviável, o que poderia explicar o não deslocamento deste composto e a não detecção deste nas amostras de água subterrânea.

A precipitação ocorrida no período de 2 a 17 dias, após a aplicação do Glifosato no talhão 19, foi relativamente modesta, variando entre 57 e 1 mm, o que poderia ter contribuído para o não carregamento deste produto. Mesmo quando há o escoamento superficial ainda existe a possibilidade do pesticida não ser depositado nos locais onde foram coletadas as amostras de solo.

Nesta campanha também não foi detectado nenhum dos pesticidas avaliados no ponto P1, tanto para as amostras de solo quanto para as amostras de água. Assim, como na primeira campanha a causa da não detecção pode ter sido o fato de que este ponto de coleta se encontra em uma região onde nenhum dos pesticidas avaliados foi aplicado. Como este ponto se encontra na saída da micro-bacia, este resultado também indica que poderia não estar ocorrendo o carregamento dos pesticidas aplicados a montante deste ponto, ou que, se houvesse o carregamento, não estaria havendo deposição dos pesticidas carregados neste ponto, ou ainda, que o grau de contaminação

devido ao escoamento superficial seria baixo a ponto de não ser detectado pela metodologia empregada neste trabalho.

Este ponto apresenta baixa percentagem de argila e nível do lençol freático elevado, o que contribuiria para a não retenção de pesticidas neste ponto, além do alto teor de matéria orgânica que contribuiria para a biodegradação deste.

Nesta bateria foi detectada a presença de vestígios de Carbamatos na amostra de solo a 40 cm de profundidade.

No ponto P6 não foi detectada a presença de nenhum dos pesticidas avaliados, visto que não houve aplicação de nenhum destes pesticidas neste ponto, com exceção da amostra de água deste ponto que apresentou vestígios de Dissulfoton.

Este ponto se encontra em uma região ocupada por resquícios da mata atlântica onde não há aplicação de pesticidas. Nos talhões a montante deste ponto foi constatada a aplicação deste produto apenas antes da primeira coleta e, como na primeira e segunda coleta não foi constatada a presença deste pesticida, esta contaminação poderia ter sido causada por descarte de água residuária da lavagem de equipamentos, os quais poderiam ter sido utilizados para uma nova aplicação nos talhões à jusante deste ponto.

Também foi constatada a presença de vestígios de carbamatos neste ponto, provavelmente também decorrente do descarte de águas residuárias da lavagem de equipamentos utilizados na aplicação destes produtos nos talhões a montante deste ponto.

Com relação às análises realizadas nas águas superficiais, pontos P7, P8 e P9, também não foram detectados nenhum dos pesticidas avaliados nesta campanha.

➤ 3ª Campanha:

Os resultados das análises cromatográficas das amostras de água coletadas em cada ponto, na terceira campanha estão apresentados na **tabela 5.15**.

Tabela 5.15 – Resultados da análise química de pesticidas da água para cada ponto, na 3ª campanha.

Ponto	3ª Campanha					
	Dissulfoton (µg/Kg)	Triadimenol (µg/Kg)	Clorpirifós (µg/Kg)	Fention (µg/Kg)	Metamidofós (µg/Kg)	Glifosato (µg/Kg)
P1	nd	nd	nd	nd	nd	nd
P2	nd	nd	nd	nd	nd	nd
P3	nd	nd	nd	nd	nd	nd
P4	nd	nd	nd	nd	nd	nd
P5	nd	nd	nd	nd	nd	nd
P6	nd	nd	nd	nd	nd	nd
P7	nd	nd	nd	nd	nd	nd
P8	nd	nd	nd	nd	nd	nd
P9	nd	nd	nd	nd	nd	nd

nd – não detectado.

Os resultados das análises cromatográficas das amostras de solo coletadas em cada ponto, na terceira campanha, estão apresentados na **tabela 5.16**.

Tabela 5.16 – Resultados da análise química de pesticidas no solo, para cada ponto a 20 e 40 cm na 3ª campanha.

Ponto	Profundidade (cm)	3ª Campanha					
		Dissulfoton (µg/Kg)	Triadimenol (µg/Kg)	Clorpirifós (µg/Kg)	Fention (µg/Kg)	Metamidofós (µg/Kg)	Glifosato (µg/Kg)
P1	20	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	40	nd	nd	nd	nd	nd	nd
P2	20	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	40	nd	nd	nd	nd	nd	nd
P3	20	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	40	nd	nd	nd	nd	nd	nd
P4	20	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	40	nd	nd	nd	nd	nd	nd
P5	20	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	40	nd	nd	nd	nd	nd	nd
P6	20	nd	nd	nd	nd	nd	nd
	40	nd	nd	nd	nd	nd	nd

nd – não detectado.

A aplicação dos pesticidas nos talhões, antes da terceira bateria ocorreu como apresentado na **tabela 5.17**.

Tabela 5.17 - Talhões onde foram aplicados os pesticidas, tempo decorrido e precipitações entre aplicações a 3ª campanha.

.Pesticidas	Talhões	Tempo decorrido (dias)	Precipitação (mm)
Dissulfoton	1, 2, 4, 6, 8, 9	129; 119; 120; 117; 116	712; 707; 707; 712; 712
Triadimenol	1, 2, 4, 6, 8, 9	129; 119; 120; 117; 116	712; 707; 707; 712; 712
Clorpirifós	2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 14, 15, 18, 20, 23	> 5 anos	> 7000
Fention	9, 10	> 4 anos	> 5600
Glifosato	1, 2, 3, 4, 5, 6, 9, 16, 19, 20	76-91; 76-91; 76-91; 146; 145; 144; 131; 76-91; 145; 76-91; 76- 91; 126; 76-91; 126	565-509; 565-509; 565-509; 732; 731; 731; 712; 565-509; 732; 565-509; 565-509; 712; 565-509; 712
Metamidofós	9, 10, 11, 12	> 200	> 600

Não houve aplicação de nenhum produto entre a segunda e terceira campanha, assim, a discussão das causas pelas quais não foi constatada a presença de nenhum dos pesticidas avaliados são as mesmas discutidas para segunda campanha, ainda reforçadas por ter decorrido mais tempo entre a aplicação destes produtos e a coleta de amostras. Ocorreu maior precipitação, que além de poder ter contribuído para o deslocamento destes pesticidas, também pode ter contribuído para a biodegradação destes.

De forma geral, a micro-bacia monitorada apresenta solos com menores concentrações de óxidos de ferro do que de hidróxido de alumínio e por este último apresentar uma capacidade sortiva menor, a presença destes hidróxidos não atribuem uma capacidade significativa de retenção do pesticida no solo, o que poderia explicar a ausência de pesticidas na maioria das amostras de solos analisadas.

A porcentagem de matéria orgânica para os pontos analisados não difere significativamente de um ponto a outro, com exceção do ponto P2 que apresenta teor reduzido. Assim, o teor encontrado, aliado à umidade, também pode ter contribuído para uma maior biodegradação dos pesticidas aplicados ao longo do período de monitoramento, principalmente nas amostras coletadas na segunda e terceira campanha que foram realizadas em períodos com incidência de uma maior taxa de precipitação.

A micro-bacia apresenta altas declividades, o que favoreceria o deslocamento, dos pesticidas aplicados por escoamento superficial. O carreamento subterrâneo não pode ser avaliado visto que não se conhece o sentido do fluxo na micro-bacia.

Os solos são enquadrados como de baixa atividade, o que também contribui para que os pesticidas não fiquem retidos nestes.

A classe de pesticida empregada apresenta, de forma geral, tempos de meia vida reduzidos, mas ainda desconhecidos completamente.

Neste estudo, a maioria dos pontos de coleta não apresentou contaminação. Para os pontos onde foram encontradas pequenas concentrações dos compostos investigados e que não possuem causa ou explicação aparente, acredita-se que poderiam ter ocorrido aplicações que não foram relatadas durante as entrevistas com os agricultores.

Enfim, não se conhece muito sobre o comportamento destes pesticidas, até mesmos sobre as propriedades físico-químicas de seus princípios ativos, o que não só justifica este trabalho, como através deste pode-se perceber o enorme campo de trabalho que existe para tentar explicar o que ocorre nos diversos ambientes com os inúmeros pesticidas aplicados.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A aplicação dos pesticidas empregados não acarretou na contaminação das águas, para este caso particular em que eram obedecidas as orientações de cada fabricante em termos de dose e forma de aplicação.

Dos cinco pesticidas (seis princípios ativos) avaliados apenas dois provocaram a contaminação do solo, o Metamidofós, princípio ativo do Taron e o Clorpirifós, princípio ativo do Dursban. Não foi constatado o carreamento destes pesticidas ao longo da micro-bacia.

A identificação de qual processo de retenção agiu sobre cada produto não foi possível, visto que cada processo é governado por propriedade dos produtos aplicados, muitas das quais se desconhece e do meio onde se encontra o produto, além do fato de que tais processos, quando ocorrem, são simultâneos, podendo um prevalecer sobre outros ou mesmo inexistir.

Para uma melhor avaliação do comportamento de cada um dos pesticidas empregados, seria interessante o estudo em laboratório dos processos separadamente, bem como de cada característica do meio sobre tais processos.

Também recomenda-se a determinação do tempo de meia vida e dos demais coeficientes para os pesticidas estudados, utilizando-se o solo e as condições climáticas da micro-bacia de estudo.

A análise dos compostos desconhecidos identificados através do espectro de massas não está no escopo desta dissertação de mestrado e pode vir a ser um trabalho futuro.

A confirmação do transporte dos pesticidas por escoamento superficial poderia ser constatada em um estudo posterior em células, onde se preservassem as mesmas características encontradas no campo e coletasse as águas advindas do escoamento superficial para as análises químicas.

Estudos hidrogeológicos na micro-bacia poderiam fornecer um melhor entendimento do escoamento subterrâneo.

Também se recomenda a definição dos padrões de contaminação para os pesticidas avaliados, em que se levasse em conta a toxicologia destes pesticidas.

7. REFERENCIAS

- ALMEIDA, F. S. (1985) *Guia de herbicidas: recomendações para o uso adequado em plantio direto e convencional*. Londrina: IAPAR, 482p.
- ALMEIDA, F. V.(2003) *Bases Técnico-científicas para o desenvolvimento de Critérios de Qualidade de sedimentos Referentes a Compostos Orgânicos Persistentes*- (Doutorado em Química)- Campinas, UNICAMP – SP.
- ARAÚJO, A. S. F. (2002) *Biodegradação, extração e análise de Glifosato em dois tipos de solos* (Mestrado) – Piracicaba, ESALQ/USP – SP, p. 72.
- ANDRÉA, M. M. (1986) *Metabólitos tóxicos do dissulfoton: comportamento em feijoeiro, no solo e em solução nutriente*. – Dissertação de Mestrado – Piracicaba: ESALQ/USP, 110p.
- BACHMANN, G. (2000) *Soil Protection Policy in Germany*. II Seminário Internacional sobre Qualidade de Solos e Águas Subterrâneas. São Paulo-SP.
- BAIRD, C. (2002) *Química ambiental*; trad.Maria Angeles Lobo Recio e LuizMarques Carrera. Porto Alegre. Bookman, p. 622.
- BRANCO, S. M. (1991) A água e o homem. In: PORTO, R.L.L. (org.), BRANCO, S.M., CLEARY, R. W., COIMBRA, R. M., EIGOR, S., LUCA, S. J., NOGUEIRA, V. P. Q.,

- PORTO, M. F. A., *Hidrologia ambiental*. 1ª ed. São Paulo: Associação Brasileira de recursos Hídricos, p. 3-26.
- CALIJURI, M. L. e RÖHOM, S. A. (1995) *Sistemas de Informações Geográficas*. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, Imprensa Universitária, p. 34.
- CARVALHO, M. F. P. e SANTOS, S. M. (2000) *Conceitos básicos de Sistemas de informação Geográfica e Cartografia aplicados à saúde*. Brasília, DF, Organização Panamericana da Saúde/ Ministério da Saúde, p. 124.
- CARVALHO, R. F., RIGITANO, R. L. O. e LIMA, J. M. (2002) *Sorção e Degradação do Fungicida Triadimenol em Solos Representativos do Município de Lavras – Mg*. Ciênc. agrotec., Lavras, v.26, n.2, p.332-341.
- CETESB (2001) *Relatório de estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo*. Disponível em: www.cetesb.sp.gov.br (acessado em 21/09/2004).
- CLAESSEN, M. E. C., BARRETO, W. O., PAULA, J. L. E DUARTE, M. N. (1997) *Manual de métodos de análise de solo*. Rio de Janeiro, Rj, EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos, p.212.
- CREMLYN, R.J. (1990) *Agrochemicals preparation and mode of action*. Guilford: John Wiley & Sons, 360p.
- CHEAH, U. B. (1998) *Degradation of four commonly used pesticides in malaysian agricultural soils*. Journal of the Agricultural and Food Chemistry, v.46, p. 1217-1223.
- CLEARY, R. W., (1991) Qualidade da água subterrânea. In: PORTO, R.L.L. (org.), BRANCO, S.M., CLEARY, R. W., COIMBRA, R. M., EIGOR, S., LUCA, S. J.,

- NOGUEIRA, V. P. Q., PORTO, M. F. A., *Hidrologia ambiental*. 1ª ed. São Paulo: Associação Brasileira de recursos Hídricos, p. 27-164.
- DAS, B. M. (1983) *Advanced soil mechanics*. Washington, Hemisphere Publishing Corporation. 511p.
- DORES, E. F. G. C.; DE-LAMONICA-FREIRE, E. M. (2001) *Contaminação do ambiente aquático por pesticidas. Estudo de caso: águas usadas para consumo humano em Primavera do Leste, Mato Grosso: análise preliminar*. Química Nova, v.24. n.1. p.27-36.
- DUKE, G. D.; KIENZLE, S. W. (2003) *Improving overland flow routing by Incorporating ancillary raod data Into Digital Elevation Models*. International Journal of Spatial Hydrology, v. 3, n. 2 .
- EBERBACH, P. L. (1998) *Applying non-steady-state compartmental analysis to investgate the simultaneous degradation of soluble and sorbed glyfosate ((N-Phosphonomethyl) glycine) in four soils*. Pesticide Science, v.52, n.3, p.229-240.
- EPA (2001). *Interim Reregistration Eligibility Decision for Fenthion*. Disponível em: www.epa.gov/pesticides (acessado em 15/06/2005).
- FAY, E. F., SILVA, C.M.S., (2004) Comportamento e destino de agrotóxicos no ambiente solo-água. In: SILVA, C.M.S., FAY, E. F., *Agrotóxicos e ambiente*. EMBRAPA- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Embrapa Meio Ambiente, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 1ª ed. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, p. 108-143.
- FERNANDES, A. L. T., SANTINATO, R., LESSI, R., YAMADA, A. e SILVA, V. A. (2000) *Deficiência hídrica e uso de granulados em lavoura cafeeira irrigada por cotejamento*. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, PB, DEAg/UFPB. v.4, n.3, p.376-381.

- FILIZOLA, H. F., FERRACINI, V. L., SANS, L. M. A., GOMES, M. A. F., FERREIRA, C. J. A. (2002) *Monitoramento e avaliação do risco de contaminação por pesticidas em água superficial e subterrânea na região de Guaíra*. Pesquisa agropecuária brasileira, Brasília, v.37. n.5. p.659-667.
- FONTOURA, S.A.B., CAMPOS, T.M.P., NOBRE, M.M.M. (1987) *Migração de Poluentes em Meios Porosos – Painel: Características Geotécnicas, Métodos de Análise e Critérios de Projeto*. Simpósio sobre barragens de rejeitos e disposição de resíduos industriais e de mineração. Rio de Janeiro, 39-49,
- GALLO, D. (1988) *Manual de entomologia agrícola*, 2 ed, São Paulo: Agronômica Ceres, p.187-202.
- GEVAO, et al. (2000) *Bound pesticide residues in soil: a review*. Environmental Pollutions, 108, , p. 3-14.
- GOMES, M. C. R. (2003) *Irrigação do cafeeiro (Coffea arábica L.) na região noroeste fluminense: produtividade, grau de maturação e trocas gasosas*. Tese (Doutorado em Produção Vegetal) – Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, RJ, 106 p.
- GUIMARÃES, R. F. (2000) *Utilização de um modelo de previsão de áreas susceptíveis a escorregamentos rasos com controle topográfico: adequação e calibração em duas bacias de drenagem*. Tese (Doutorado em Geologia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 146 p.
- INGERSOLL, C. G., MACDONALD D. D., WANG N., CRANE J. L., HAVERLAND P. S., KEMBLE N. E., LINDSKOOG R. A., SEVERN C., SMORONG D. E. (2001) *Predictions of sediment toxicity sing consensus-based freshwater sediment quality guidelines arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 41(1) 8-21.

- KAWAMOTO, K.; URANO, K. (1989) *Parameters for predicting fate of organochlorine pesticides in the environment (II) Adsorption Constant to soil*. Chemosphere, v. 19, p.1223 – 1231.
- LOPES, A. L. (2000) *Mobilidade do dissulfoton, de seus produtos de degradação e do triadimenol em latossolo vermelho-amarelo*. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.
- LOPES, N. P., QUEIROZ, M. E. L. R. e NEVES, A. A. (2002) *Influência da matéria orgânica na adsorção do fungicida Triadimenol pelo solo*. Química Nova, v.25. n.4. p.544-547.
- MACÊDO, J. A. B. (2002) *Introdução à Química ambiental (Química & Meio Ambiente & Sociedade.)* 1ª ed. Juiz de Fora-MG, CRQ-MG, 487p.
- MARTINEZ VIDAL, J. L., GONZÁLEZ-RODRIGUEZ, M. J., BELMONTE VEJA, A. e GARRIDO FRENICH, A. (2004) *Estudio de la contaminación por pesticidas en aguas ambientales de la provincia de Almería*. ecosistemas, Revista Científica y Técnica de Ecología y Medio Ambiente. p.1-9.
- MATOS, A. T. (2001) *Contaminação de mananciais de água com resíduos de atividades agropecuárias*. In: I Encontro de Preservação de Mananciais da Zona da Mata Mineira, , Viçosa-MG, v.1. p. 66 – 69.
- MATRANGOLO, P.F.R. (1999) *Avaliação da Percolação do Triadimenol no Solo por Cromatografia Gasosa e Cromatografia Líquida de Alta Eficiência*. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.
- MONTEIRO, R.T.R. (1996) *Biodegradação de herbicidas*. Workshop sobre biodegradação. Campinas, SP, EMBRAPA – CNPMA. p.120-128.

- MOREIRA, M. A. (2004) *Fundamentos do sensoriamento remoto e metodologias de aplicação*. 2^a ed. Viçosa: UFV, 307p.
- NBR 7181, *Solo – Análise Granulométrica*, ABNT, 1984 a.
- NBR 6459, *Solo – Determinação do limite de liquidez*, ABNT, 1984 b.
- NBR 7180, *Solo – Determinação do limite de plasticidade*, ABNT, 1984 c.
- NETO, F. G. (1982) *Uso de agrotóxicos e receituário agrônomo*, São Paulo: Agroedições, p.194.
- NÓBREGA, J. C. A., LIMA, J. M., GUERREIRO, M. C., RIGITANO, R. L. O. e MORENO S. A. C. (2005) Retenção do fungicida triadimenol em latossolos em razão da calagem e da fosfatagem. *Pesq. agropec. bras.*, Brasília, v.40, n.5, p.503-511.
- O'FLAHERTY, C. A (1984) *Time dependent strenght gain in freshly deposited or densified sand*. *Jl. Of Geotech. Eng.*, Vol. 110, n° 11.
- OLIVEIRA, A. M. (1999) *Resíduos de triadimenol e dissulfoton no solo e em folhas e frutos do cafeeiro após aplicação de uma formulação granulada*. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.
- OLIVEIRA, E. (2004) *Atividade agrícola: há risco?* Boletim informativo da Associação Brasileira de Águas Subterrâneas, n° 152.
- OLIVEIRA, R. S. JR. (1998) *Relação entre Propriedades Químicas e Físicas do solo e Sorção, Dessorção e Potencial de Lixiviação de Herbicidas*. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia) Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

- PICCOLO, A.; CELANO, G.; CONTE, P. (1996) *Adsorption of glyphosate by humic substances*. JOURNAL OF THE Agricultural and Food Chemistry, v. 44, p. 2442-2446.
- PINTO, C.S. (2000) *Curso básico de mecânica dos solos*. São Paulo: Editora Oficina de textos, 247 p.
- PIWONI, M. D. & KEELEY, J. W., (1996) *Basic concepts of contaminant sorption at hazardous waste sites*. In: BOULDING, J. R., *EPA environmental assessment sourcebook*. Chelsea, Michigan, 395 p.
- PORTARIA do Ministério da Saúde N.º 518, DE 25 DE MARÇO DE 2004
- PRATA, F. (2002) *Comportamento do Glifosato no solo e deslocamento miscíveis de atrazina*. Tese (Doutorado em agronomia) Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz Piracicaba, SP, 149 p.
- PRUSKI, F. F., BRANDAO, V. S. e SILVA, D. D. (2003) *Escoamento superficial*. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG: Imprensa Universitária, p. 88.
- RESOLUÇÃO CONAMA Nº 20, De 18 De Junho De 1986
- ROAN, C.C. (1955) *Inseticides, fungicides and herbicides*, Handbook of Food and Agriculture, New York: Reinhold Publishing Corporation, 145 p.
- ROBINSON, J., RICHARDSON, A., CRABTREE, A. N. (1967) *Organochlorine residue in marine organisms*. Nature, v. 214, n.5088-5095, p.1307-1311.
- SANTOS JR, E. L. (2002) *Avaliação da Contaminação do Solo por Metais Pesados na Área de Disposição Final de Resíduos Sólidos da Cidade de Campos Dos Goytacazes – Rj*. Dissertação (Mestrado em Ciências de Engenharia) – Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, RJ, 141 p.

- SHANER, D.L. (1989) *Factors affecting soil and foliar bioavailability of the imidazolinone herbicides*. Princeton: American Cyanamid Company, 24p.
- SILVA, C.M.S., FAY, E. F. (2004) Características do Ambiente solo. In: SILVA, C.M.S., FAY, E. F., *Agrotóxicos e ambiente*. EMBRAPA- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Embrapa Meio Ambiente, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 1ª ed. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, p. 75-105.
- SILVA, L.C., CUNHA, H. C. S. (2001) *Geologia do estado do Rio de Janeiro*. CPRM-Serviço Geológico do Brasil, Ministério de Minas e Energia, Programa Levantamentos Geológicos do Brasil,
- SKEMPTON, A. W. (1953) “*The Colloidal Activity of Clays*”, Proc. 3rd. Int. Conf. Soil Mrc. Found. Eng. Zyrich.
- SPADOTTO, C. A. (2002) *Comportamento e Destino Ambiental de Herbicidas*. Comitê de Meio Ambiente, Sociedade Brasileira da Ciência das Plantas Daninhas. Disponível em: <<http://www.cnpma.embrapa.br/>>. Acesso em: 20 jul. 2004.
- SZETO, S. Y., VERNON, R. S., BROWN, M. J. (1983) *Degradation of disulfoton in soil and its translocation into asparagus*. Journal of Agricultural Food and Chemistry, v. 30, n.6, p.217-220.
- TARIQ, M. I., AFZAL, S., HUSSAIN, I. (2003) Pesticides in shallow groundwater of Bahawalnagar, Muzafargarh, D.G. Khan and Rajan Pur districts of Punjab, Pakistan. University of the Punjab, Quaid-e-Azam Campus, Lahore, Pakistan.
- THEELEN, R.M.C.; NIJHOF, A.G. (1996) *Dutch methodology of risk assessment of contaminated soils: human health and ecosystem*. Deventer : Tauw Milieu, p.i.

TREVIZAN, L. R. P. (2002) Resíduo de acefato, de seu metabólito metamidofós e de clorotalonil em cultura protegida de tomate (*Lycopersicon esculentum* Mill) e de campo. Tese (Doutorado em Entomologia) Escola Superior de Agricultura de São Paulo. Piracicaba, São Paulo, Brasil, 87 p..

YING YU, QI-XING ZHOU. (2004) *Adsorption characteristics of pesticides methamidophos and glyphosate by two soils*. Graduate School of the Chinese Academy of Sciences, Beijing, China.

VARGAS, M. (1997). *Introdução à Mecânica dos Solos*. São Paulo, Mcgraw-Hill do Brasil, Ed. da Universidade de São Paulo, 509p.

ZANETTI, S. (2005) Comunicação pessoal.

Apêndice

Análise granulométrica



Resultados de Ensaio de Caracterização Completa

Furo: P1 Amostra: AM 1 Prof.: 0,0 - 0,25m

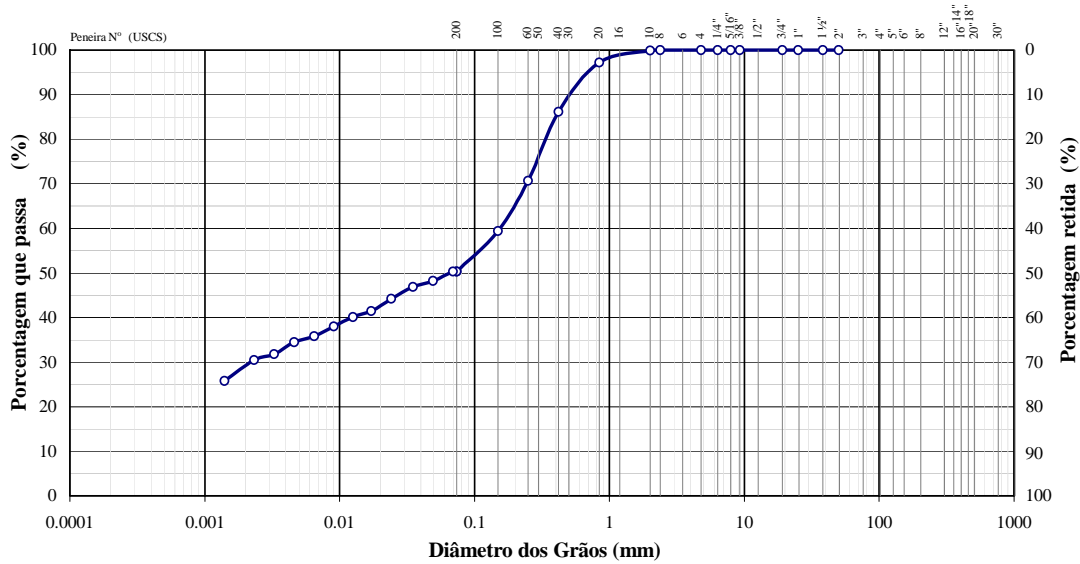
Características granulométricas

Frações Granulométricas e Classificação Unificada

Pedregulho			Areia			Silte	Argila	Classificação (USCS)
Grosso	Médio	Fino	Grossa	Média	Fina			
-	-	-	9.0	25.8	15.7	20.6	28.8	OH

Diâmetros Característicos e Coeficientes de Curvatura e Uniformidade

D ₁₀	D ₁₅	D ₃₀	D ₅₀	D ₆₀	D ₈₅	Cc	Cu
0.0005	0.0008	0.0022	0.0658	0.1542	0.4069	283.1	0.1



ABNT	Argila		Silte		Areia			Pedregulho			Pedra	Matacão
	finíssima	fina	finíssima	fina	finíssima	fina	grossa	finíssima	fina	grossa		
USCS	Argila		Silte		Areia			Pedregulho				
MIT	Argila		Silte		Areia			Pedregulho				

Propriedades Físicas

Densidade:

Densidade Real dos Grãos = 2.69 g/cm³

Umidades:

Umidade Natural = 4.9 %
Umidade higroscópica = 4.9 %

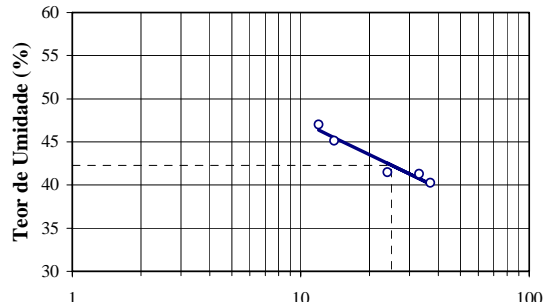
Índices de Atterberg:

Limite de Liquidez = 42.3 %
Limite de Plasticidade = 28.4 %
Índice de Plasticidade = 13.9 %
Índice de Consistência = 269.5 %

Atividade Skempton:

Atividade Coloidal = 0.48 (inativa)

Limite de Liquidez





Resultados de Ensaio de Caracterização Completa

Furo: P1

Amostra: AM 2 Prof.: 0,25 - 1,00m

Características granulométricas

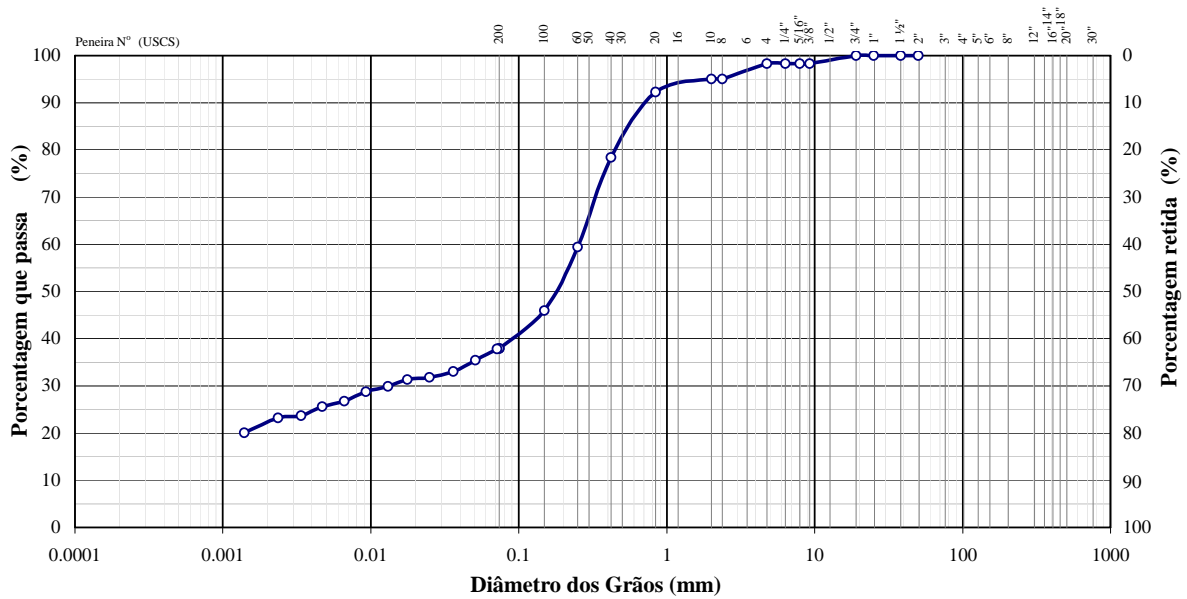
Frações Granulométricas e Classificação Unificada

Pedregulho			Areia			Silte	Argila	Classificação (USCS)
Grosso	Médio	Fino	Grossa	Média	Fina			
-	1.7	3.3	10.6	31.6	16.3	14.5	22.0	OH

Classificação tátil visual : Argila siltosa, com presença de matéria orgânica, laminações turfáceas, cor preta.

Diâmetros Característicos e Coeficientes de Curvatura e Uniformidade

D ₁₀	D ₁₅	D ₃₀	D ₅₀	D ₆₀	D ₈₅	Cc	Cu
0.0007	0.0010	0.0133	0.1794	0.2549	0.6191	367.7	1.0



ABNT	Argila	Silte	Areia			Pedregulho			Pedra	Matacão
			fina	média	grossa	fino	médio	grossa		
USCS	Argila	Silte	Areia			Pedregulho				
MIT	Argila	Silte	Areia			Pedregulho				

Propriedades Físicas

Densidade:

Densidade Real dos Grãos = 2.72 g/cm³

Umidades:

Umidade Natural = 2.8 %

Umidade higroscópica = 2.8 %

Índices de Atterberg:

Limite de Liquidez = 30.9 %

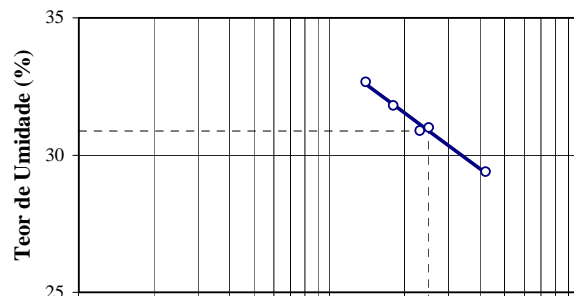
Limite de Plasticidade = 20.6 %

Índice de Plasticidade = 10.3 %

Índice de Consistência = 273.0 %

Atividade Skempton:

Limite de Liquidez





UENF

Universidade estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro

Laboratório de Engenharia Civil
LECIV/ CCT

Resultados de Ensaio de Caracterização Completa

Furo: P2

Amostra: AM 1 Prof.: 0,00 - 0,95m

Características granulométricas

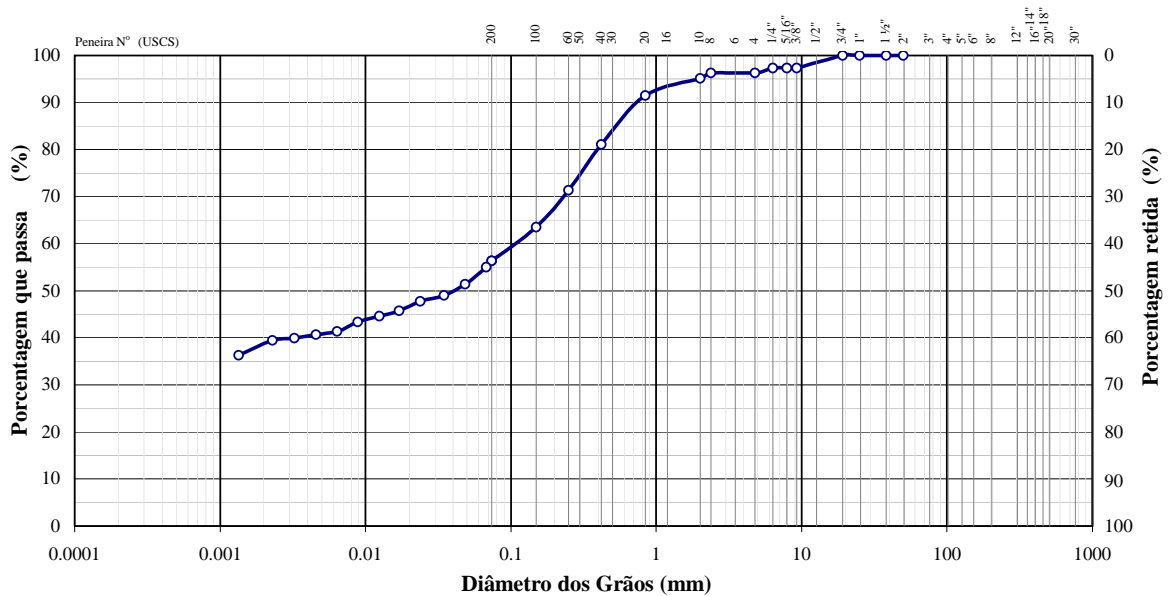
Frações Granulométricas e Classificação Unificada

Pedregulho			Areia			Silte	Argila	Classificação (USCS)
Grosso	Médio	Fino	Grossa	Média	Fina			
-	2.9	2.0	9.5	18.1	13.9	15.1	38.5	OH

Classificação tátil visual : Argila siltosa, com presença de matéria orgânica, laminações turfáceas, cor preta.

Diâmetros Característicos e Coeficientes de Curvatura e Uniformidade

D ₁₀	D ₁₅	D ₃₀	D ₅₀	D ₆₀	D ₈₅	Cc	Cu
0.0004	0.0006	0.0011	0.0405	0.1124	0.5780	303.6	0.0



ABNT	Argila	Silte	Areia			Pedregulho			Pedra	Matacão
			fina	média	grossa	fina	médio	grossa		
USCS	Argila	Silte	Areia			Pedregulho				
MIT	Argila	Silte	Areia			Pedregulho				

Propriedades Físicas

Densidade:

Densidade Real dos Grãos = 2.69 g/cm³

Umidades:

Umidade Natural = 2.1 %

Umidade higroscópica = 2.1 %

Índices de Atterberg:

Limite de Liquidez = 48.7 %

Limite de Plasticidade = 38.8 %

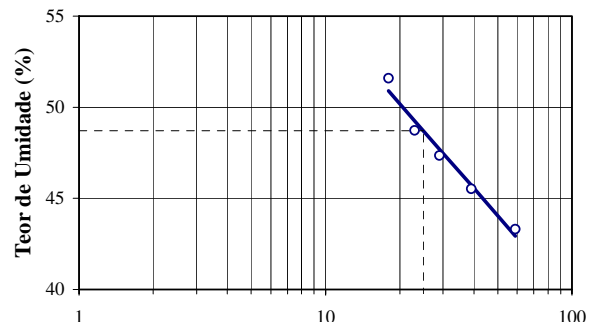
Índice de Plasticidade = 9.9 %

Índice de Consistência = 470.7 %

Atividade Skempton:

Atividade Coloidal = 0.26 (inativa)

Limite de Liquidez





UENF

Universidade estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro

Laboratório de Engenharia Civil

LECIV/ CCT

Resultados de Ensaio de Caracterização Completa

Furo: P2

Amostra: AM 2 Prof.: 0,95 - 1,05m

Características granulométricas

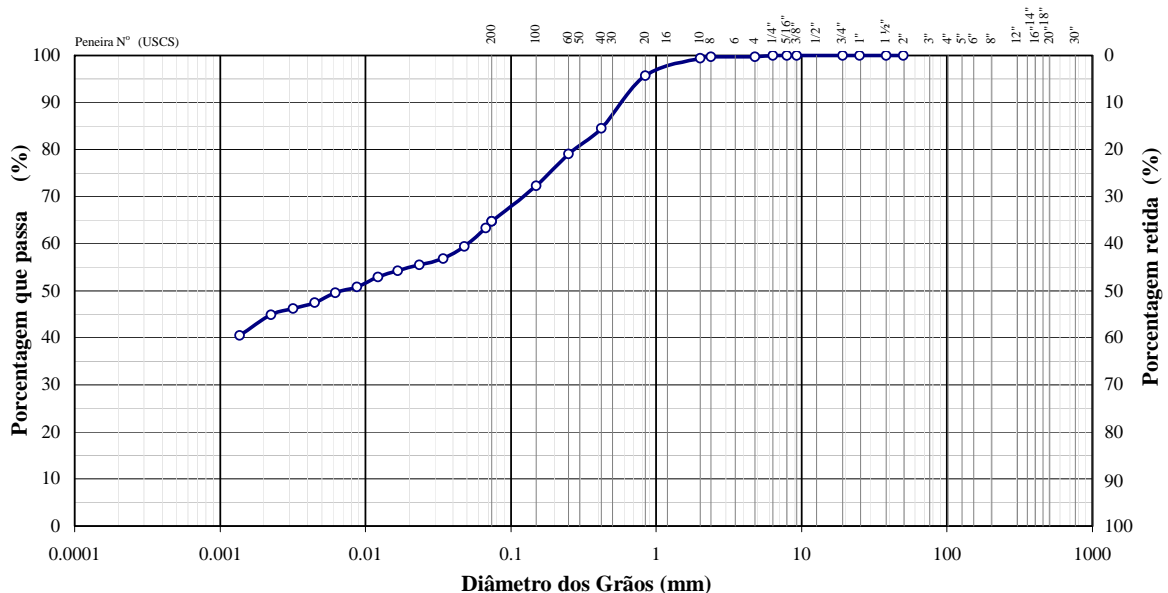
Frações Granulométricas e Classificação Unificada

Pedregulho			Areia			Silte	Argila	Classificação (USCS)
Grosso	Médio	Fino	Grossa	Média	Fina			
-	-	0.5	10.1	13.6	13.9	18.2	43.7	OH

Classificação tátil visual : Argila siltosa, com presença de matéria orgânica, laminações turfáceas, cor preta.

Diâmetros Característicos e Coeficientes de Curvatura e Uniformidade

D ₁₀	D ₁₅	D ₃₀	D ₅₀	D ₆₀	D ₈₅	Cc	Cu
0.0003	0.0005	0.0010	0.0071	0.0508	0.4382	151.0	0.1



ABNT	Argila	Silte	Areia			Pedregulho			Pedra	Matacão
USCS	Argila	Silte	Areia			Pedregulho				
MIT	Argila	Silte	Areia			Pedregulho				

Propriedades Físicas

Densidade:

Densidade Real dos Grãos = 2.66 g/cm³

Umidades:

Umidade Natural = 2.5 %

Umidade higroscópica = 2.5 %

Índices de Atterberg:

Limite de Liquidez = 49.6 %

Limite de Plasticidade = 30.9 %

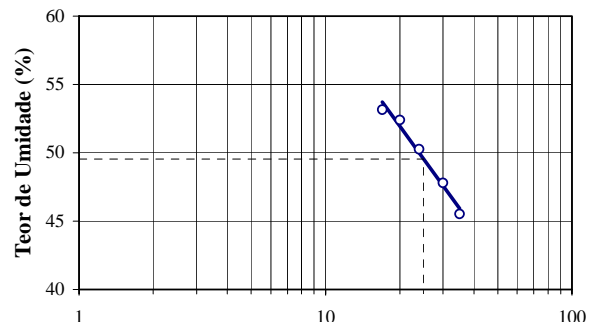
Índice de Plasticidade = 18.7 %

Índice de Consistência = 252.1 %

Atividade Skempton:

Atividade Coloidal = 0.43 (inativa)

Limite de Liquidez





Resultados de Ensaio de Caracterização Completa

Furo: P2

Amostra: AM 3 Prof.: 1,05 - 1,40m

Características granulométricas

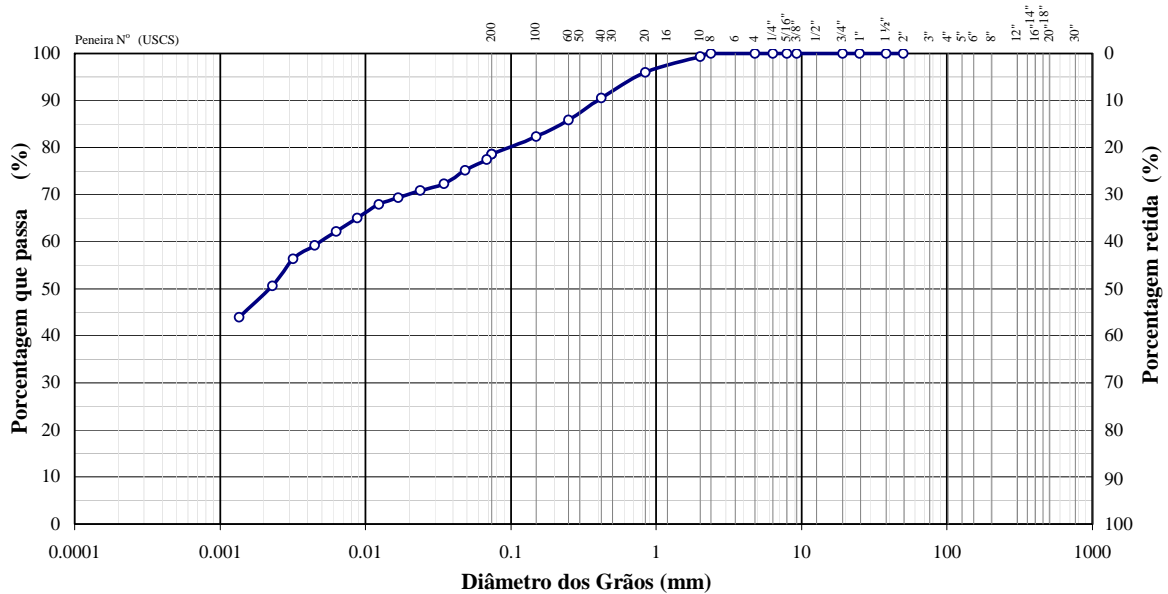
Frações Granulométricas e Classificação Unificada

Pedregulho			Areia			Silte	Argila	Classificação (USCS)
Grosso	Médio	Fino	Grossa	Média	Fina			
-	-	0.7	6.4	8.8	7.6	28.0	48.5	OH

Classificação tátil visual : Argila siltosa, com presença de matéria orgânica, laminações turfáceas, cor preta.

Diâmetros Característicos e Coeficientes de Curvatura e Uniformidade

D ₁₀	D ₁₅	D ₃₀	D ₅₀	D ₆₀	D ₈₅	Cc	Cu
0.0003	0.0005	0.0009	0.0022	0.0049	0.2253	16.0	0.6



ABNT	Argila	Silte	Areia			Pedregulho			Pedra	Matacão
			fina	média	grossa	fina	médio	grossa		
USCS	Argila	Silte	Areia			Pedregulho				
MIT	Argila	Silte	Areia			Pedregulho				

Propriedades Físicas

Densidade:

Densidade Real dos Grãos = 2.63 g/cm³

Umidades:

Umidade Natural = 7.5 %

Umidade higroscópica = 7.5 %

Índices de Atterberg:

Limite de Liquidez = 66.9 %

Limite de Plasticidade = 46.1 %

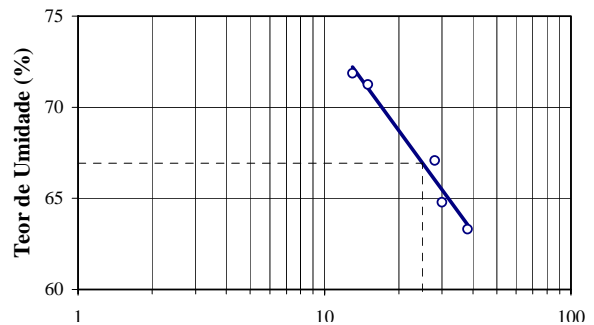
Índice de Plasticidade = 20.8 %

Índice de Consistência = 284.9 %

Atividade Skempton:

Atividade Coloidal = 0.43 (inativa)

Limite de Liquidez





Resultados de Ensaio de Caracterização Completa

Furo: P2

Amostra: AM 4 Prof.: 1,40 - 1,85m

Características granulométricas

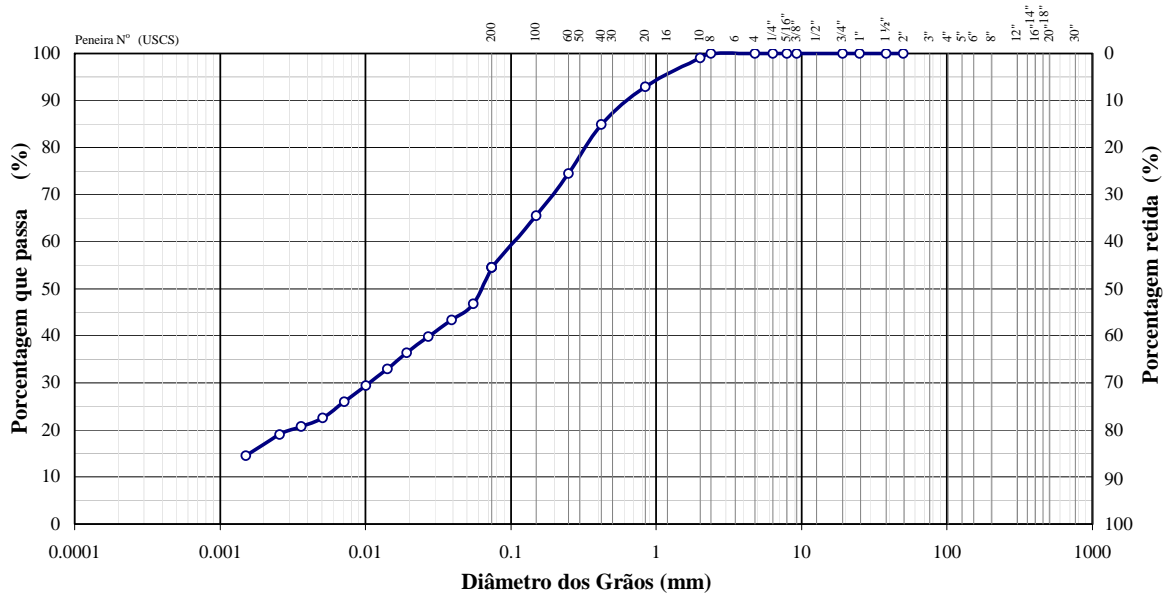
Frações Granulométricas e Classificação Unificada

Pedregulho			Areia			Silte	Argila	Classificação (USCS)
Grosso	Médio	Fino	Grossa	Média	Fina			
-	-	1.0	10.7	18.3	21.2	32.2	16.6	OH

Classificação tátil visual : Argila siltosa, com presença de matéria orgânica, laminações turfáceas, cor preta.

Diâmetros Característicos e Coeficientes de Curvatura e Uniformidade

D ₁₀	D ₁₅	D ₃₀	D ₅₀	D ₆₀	D ₈₅	Cc	Cu
0.0010	0.0016	0.0107	0.0629	0.1116	0.4253	107.5	1.0



ABNT	Argila	Silte	Areia			Pedregulho			Pedra	Matacão
USCS	Argila	Silte	Areia			Pedregulho				
MIT	Argila	Silte	Areia			Pedregulho				

Propriedades Físicas

Densidade:

Densidade Real dos Grãos = 2.52 g/cm³

Umidades:

Umidade Natural = 17.1 %

Umidade higroscópica = 17.1 %

Índices de Atterberg:

Limite de Liquidez = 62.8 %

Limite de Plasticidade = #DIV/0! %

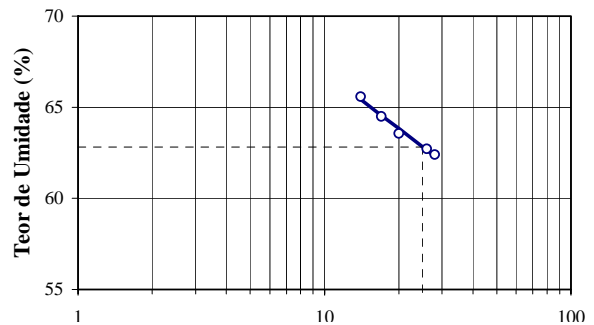
Índice de Plasticidade = #DIV/0! %

Índice de Consistência = #DIV/0! %

Atividade Skempton:

Atividade Coloidal = #DIV/0! #DIV/0!

Limite de Liquidez





Resultados de Ensaio de Caracterização Completa

Furo: P3 Amostra: AM 1 Prof.: 0,00 - 0,78m

Características granulométricas

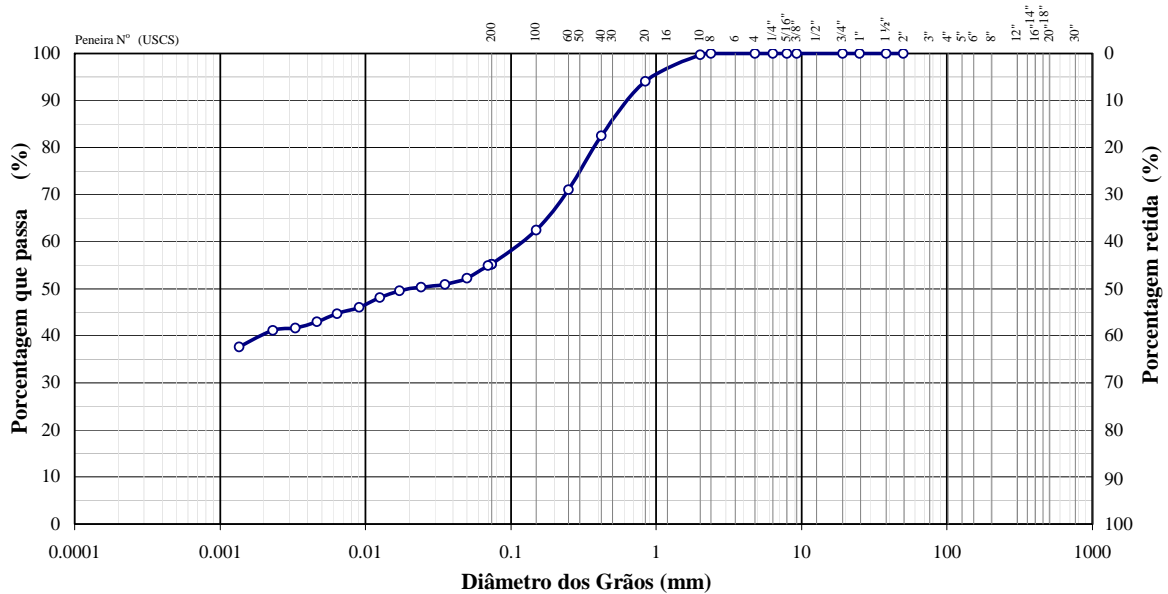
Frações Granulométricas e Classificação Unificada

Pedregulho			Areia			Silte	Argila	Classificação (USCS)
Grosso	Médio	Fino	Grossa	Média	Fina			
-	-	0.3	12.3	20.6	13.2	13.6	40.0	OH

Classificação tátil visual : Argila siltosa, com presença de matéria orgânica, laminações turfáceas, cor preta.

Diâmetros Característicos e Coeficientes de Curvatura e Uniformidade

D ₁₀	D ₁₅	D ₃₀	D ₅₀	D ₆₀	D ₈₅	Cc	Cu
0.0004	0.0005	0.0011	0.0212	0.1238	0.5114	343.7	0.0



ABNT	Argila	Silte	Areia (fina, média, grossa)			Pedregulho (fina, médio, grosso)			Pedra	Matacão
USCS	Argila	Silte	Areia (fina, média, grossa)			Pedregulho (1, 2, 3, 4)				
MIT	Argila	Silte	Areia (fina, média, grossa)			Pedregulho				

Propriedades Físicas

Densidade:

Densidade Real dos Grãos = 2.68 g/cm³

Umidades:

Umidade Natural = 2.4 %

Umidade higroscópica = 2.4 %

Índices de Atterberg:

Limite de Liquidez = 44.8 %

Limite de Plasticidade = 29.0 %

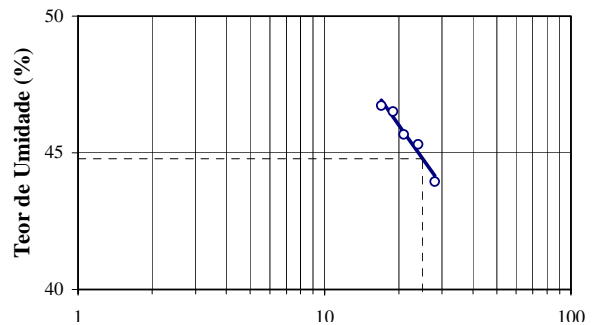
Índice de Plasticidade = 15.8 %

Índice de Consistência = 268.6 %

Atividade Skempton:

Atividade Coloidal = 0.39 (inativa)

Limite de Liquidez





Resultados de Ensaio de Caracterização Completa

Furo: P3

Amostra: AM 2 Prof.: 0,78 - 1,20 m

Características granulométricas

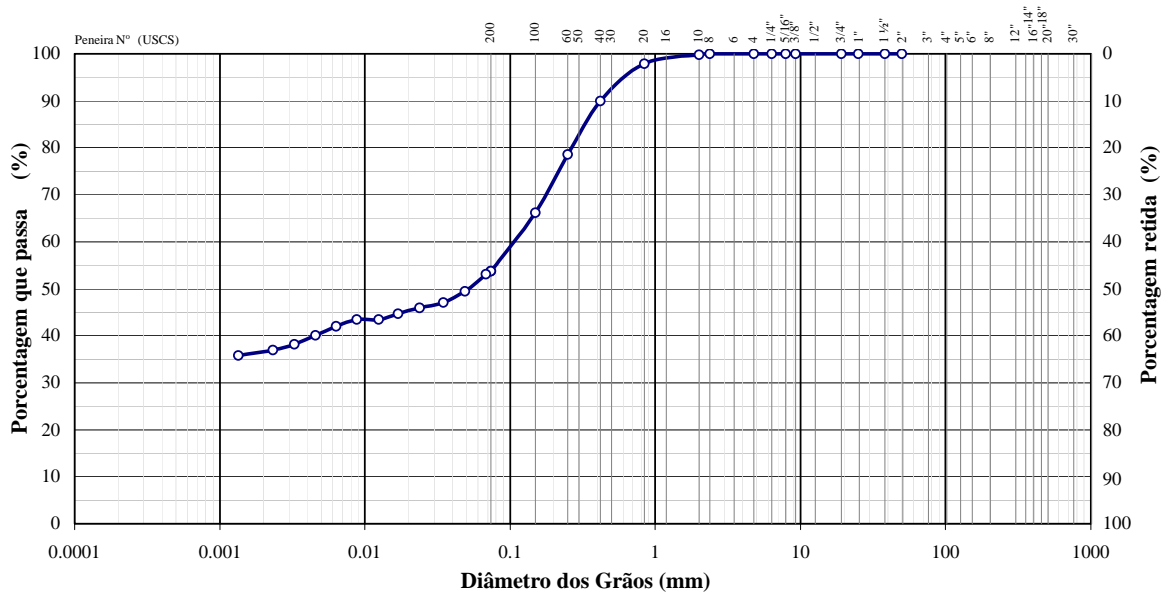
Frações Granulométricas e Classificação Unificada

Pedregulho			Areia			Silte	Argila	Classificação (USCS)
Grosso	Médio	Fino	Grossa	Média	Fina			
-	-	0.2	6.5	20.9	20.9	15.0	36.6	OH

Classificação tátil visual : Argila siltosa, com presença de matéria orgânica, laminações turfáceas, cor preta.

Diâmetros Característicos e Coeficientes de Curvatura e Uniformidade

D ₁₀	D ₁₅	D ₃₀	D ₅₀	D ₆₀	D ₈₅	Cc	Cu
0.0004	0.0006	0.0011	0.0515	0.1117	0.3457	297.2	0.0



ABNT	Argila	Silte	Areia (fina, média, grossa)			Pedregulho (fino, médio, grosso)			Pedra	Matacão
USCS	Argila	Silte	Areia (fina, média, grossa)			Pedregulho (1, 2, 3, 4)				
MIT	Argila	Silte	Areia (fina, média, grossa)			Pedregulho				

Propriedades Físicas

Densidade:

Densidade Real dos Grãos = 2.68 g/cm³

Umidades:

Umidade Natural = 1.3 %

Umidade higroscópica = 1.3 %

Índices de Atterberg:

Limite de Liquidez = 44.6 %

Limite de Plasticidade = 44.3 %

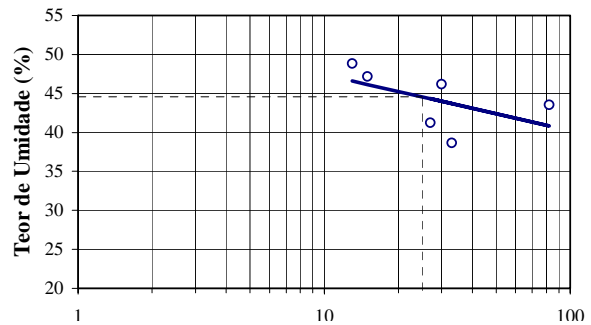
Índice de Plasticidade = 0.2 %

Índice de Consistência = 18160.3 %

Atividade Skempton:

Atividade Coloidal = 0.01 (inativa)

Limite de Liquidez





Resultados de Ensaio de Caracterização Completa

Furo: P3 Amostra: AM 3 Prof.: 1,20 - 1,65 m

Características granulométricas

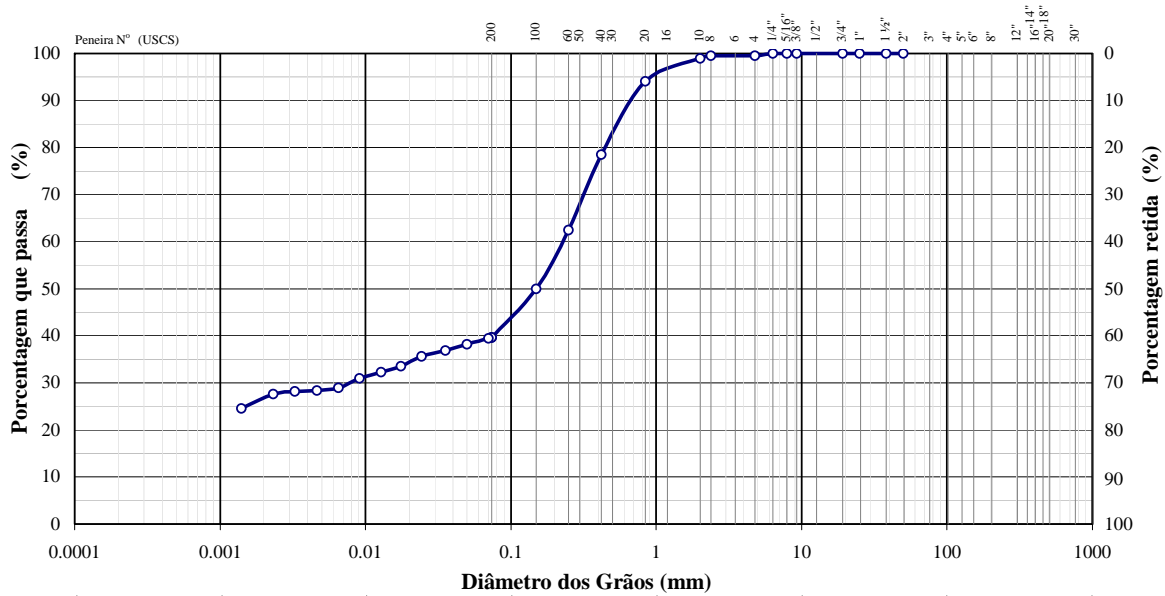
Frações Granulométricas e Classificação Unificada

Pedregulho			Areia			Silte	Argila	Classificação (USCS)
Grosso	Médio	Fino	Grossa	Média	Fina			
-	0.1	0.9	13.8	28.9	17.5	12.2	26.6	OH

Classificação tátil visual : Argila siltosa, com presença de matéria orgânica, laminações turfáceas, cor preta.

Diâmetros Característicos e Coeficientes de Curvatura e Uniformidade

D ₁₀	D ₁₅	D ₃₀	D ₅₀	D ₆₀	D ₈₅	Cc	Cu
0.0006	0.0009	0.0079	0.1494	0.2303	0.5960	404.3	0.5



ABNT	Argila	Silte	Areia			Pedregulho			Pedra	Matacão
USCS	Argila	Silte	Areia			Pedregulho				
MIT	Argila	Silte	Areia			Pedregulho				

Propriedades Físicas

Densidade:

Densidade Real dos Grãos = 2.71 g/cm³

Umidades:

Umidade Natural = 1.1 %

Umidade higroscópica = 1.1 %

Índices de Atterberg:

Limite de Liquidez = 32.8 %

Limite de Plasticidade = 21.1 %

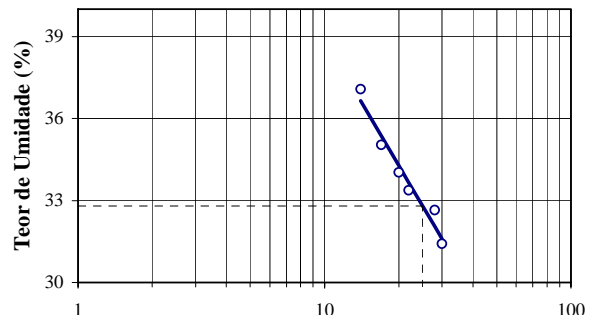
Índice de Plasticidade = 11.7 %

Índice de Consistência = 271.7 %

Atividade Skempton:

Atividade Coloidal = 0.44 (inativa)

Limite de Liquidez





Resultados de Ensaio de Caracterização Completa

Furo: P3 Amostra: AM 4 Prof.: 1,65 - 2,00 m

Características granulométricas

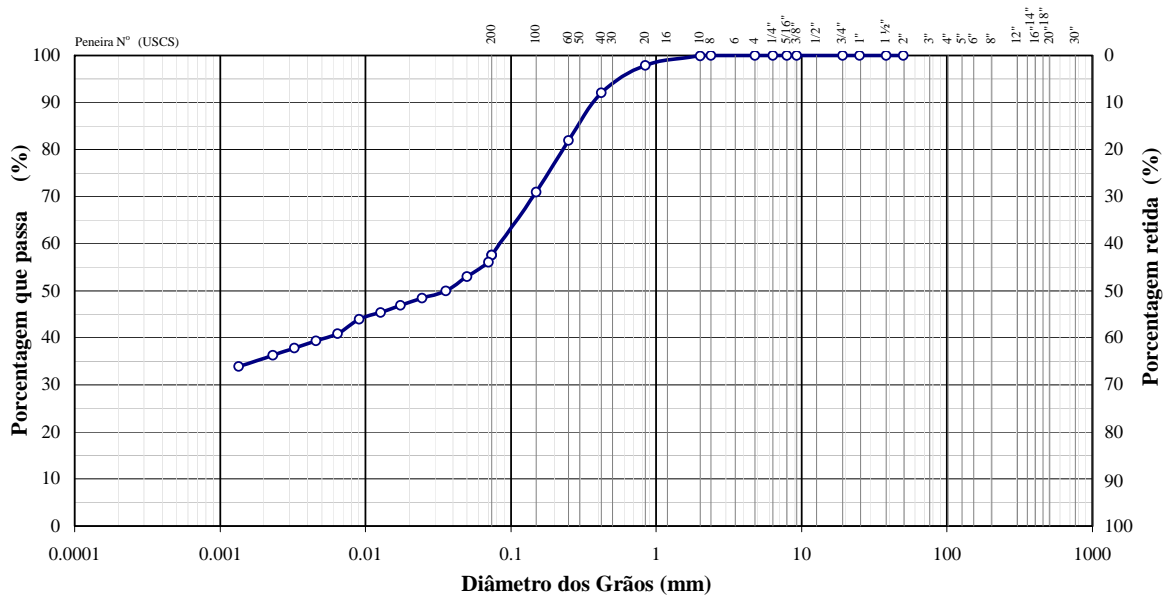
Frações Granulométricas e Classificação Unificada

Pedregulho			Areia			Silte	Argila	Classificação (USCS)
Grosso	Médio	Fino	Grossa	Média	Fina			
-	-	0.1	5.3	18.0	22.0	18.9	35.6	OH

Classificação tátil visual : Argila siltosa, com presença de matéria orgânica, laminações turfáceas, cor preta.

Diâmetros Característicos e Coeficientes de Curvatura e Uniformidade

D ₁₀	D ₁₅	D ₃₀	D ₅₀	D ₆₀	D ₈₅	Cc	Cu
0.0004	0.0006	0.0012	0.0358	0.0873	0.3016	219.8	0.0



ABNT	Argila	Silte	Areia			Pedregulho			Pedra	Matacão
			fina	média	grossa	fina	médio	grosso		
USCS	Argila	Silte	Areia			Pedregulho				
MIT	Argila	Silte	Areia			Pedregulho				

Propriedades Físicas

Densidade:

Densidade Real dos Grãos = 2.74 g/cm³

Umidades:

Umidade Natural = 2.4 %

Umidade higroscópica = 2.4 %

Índices de Atterberg:

Limite de Liquidez = 44.6 %

Limite de Plasticidade = 25.5 %

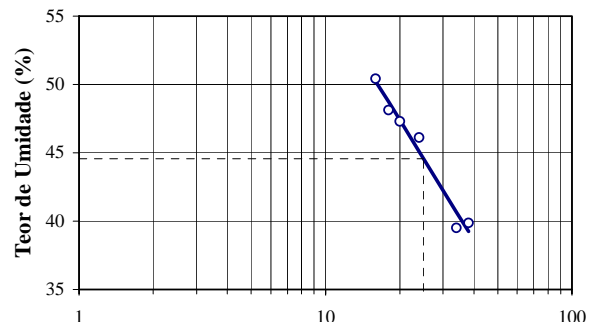
Índice de Plasticidade = 19.1 %

Índice de Consistência = 220.8 %

Atividade Skempton:

Atividade Coloidal = 0.54 (inativa)

Limite de Liquidez





Resultados de Ensaio de Caracterização Completa

Furo: P3 Amostra: AM 5 Prof.: 2,00 - 2,60 m

Características granulométricas

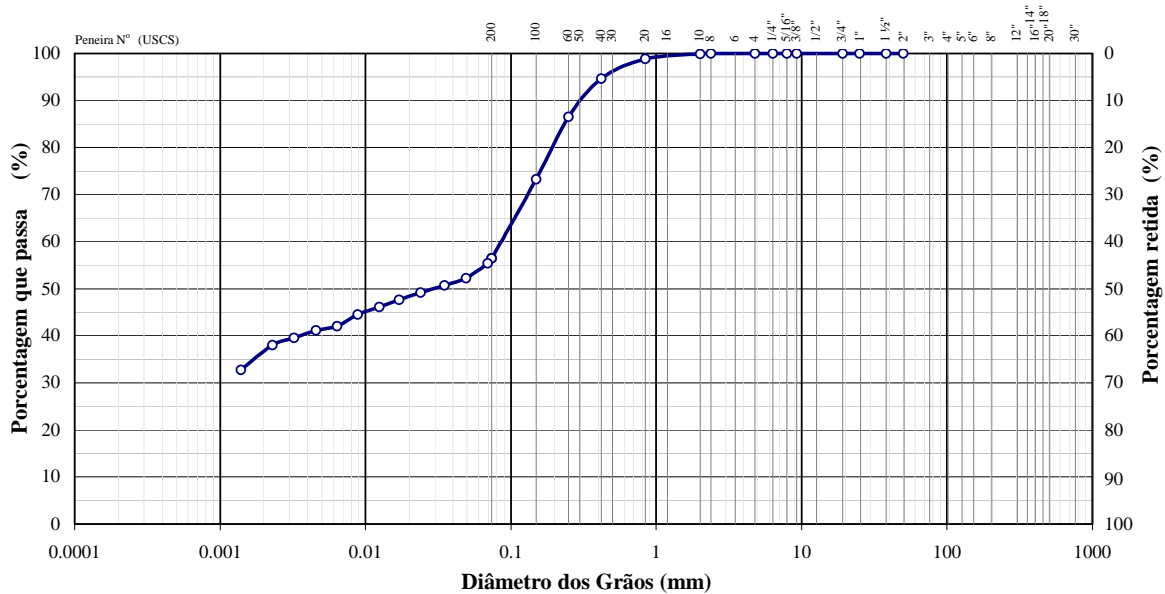
Frações Granulométricas e Classificação Unificada

Pedregulho			Areia			Silte	Argila	Classificação (USCS)
Grosso	Médio	Fino	Grossa	Média	Fina			
-	-	-	3.5	16.5	26.0	17.6	36.3	OH

Classificação tátil visual : Argila siltosa, com presença de matéria orgânica, laminações turfáceas, cor preta.

Diâmetros Característicos e Coeficientes de Curvatura e Uniformidade

D ₁₀	D ₁₅	D ₃₀	D ₅₀	D ₆₀	D ₈₅	Cc	Cu
0.0004	0.0006	0.0013	0.0297	0.0899	0.2382	212.2	0.0



ABNT	Argila	Silte	Areia (fina, média, grossa)			Pedregulho (fina, médio, grosso)			Pedra	Matacão
USCS	Argila	Silte	Areia (fina, média, grossa)			Pedregulho (1, 2, 3, 4)				
MIT	Argila	Silte	Areia (fina, média, grossa)			Pedregulho				

Propriedades Físicas

Densidade:

Densidade Real dos Grãos = 2.71 g/cm³

Umidades:

Umidade Natural = 2.7 %

Umidade higroscópica = 2.7 %

Índices de Atterberg:

Limite de Liquidez = 40.2 %

Limite de Plasticidade = 24.0 %

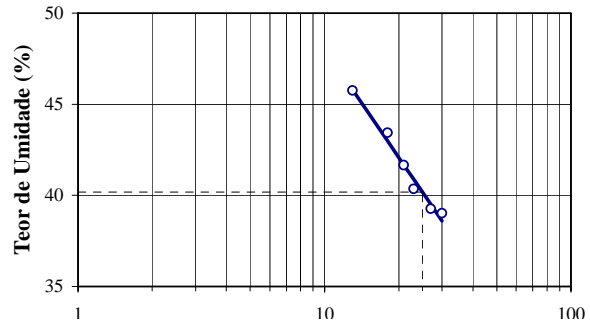
Índice de Plasticidade = 16.1 %

Índice de Consistência = 232.3 %

Atividade Skempton:

Atividade Coloidal = 0.44 (inativa)

Limite de Liquidez





Resultados de Ensaio de Caracterização Completa

Furo: P4 Amostra: AM 1 Prof.: 0,00 - 1,00 m

Características granulométricas

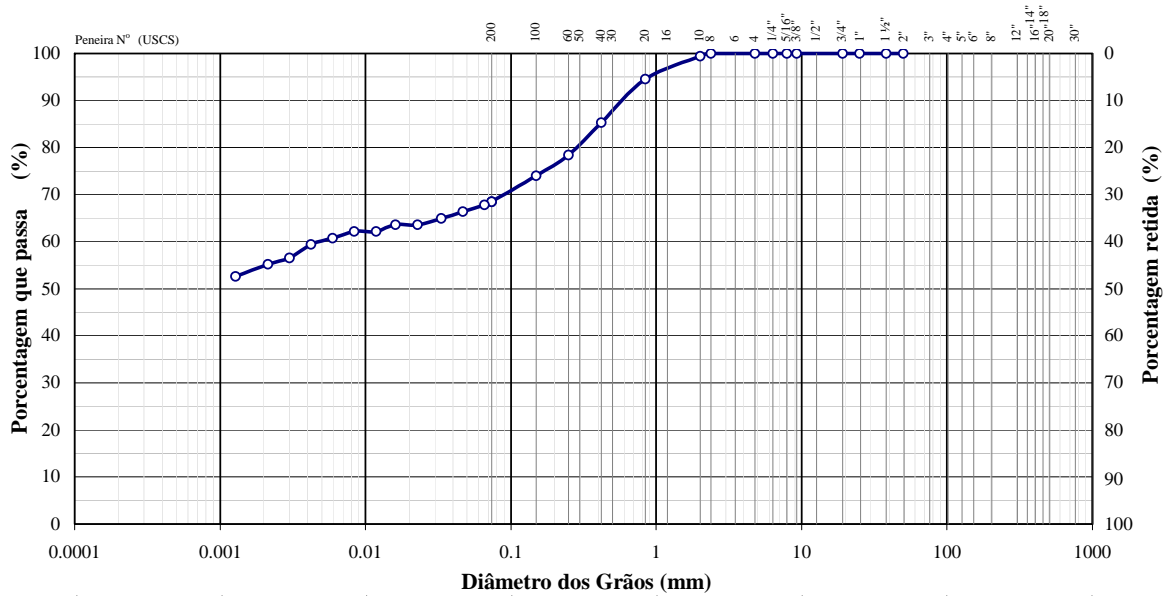
Frações Granulométricas e Classificação Unificada

Pedregulho			Areia			Silte	Argila	Classificação (USCS)
Grosso	Médio	Fino	Grossa	Média	Fina			
-	-	0.6	10.2	13.0	8.9	12.5	54.8	OH

Classificação tátil visual : Argila siltosa, com presença de matéria orgânica, laminações turfáceas, cor preta.

Diâmetros Característicos e Coeficientes de Curvatura e Uniformidade

D ₁₀	D ₁₅	D ₃₀	D ₅₀	D ₆₀	D ₈₅	Cc	Cu
0.0002	0.0004	0.0007	0.0012	0.0050	0.4139	20.6	0.4



ABNT	Argila	Silte	Areia (fina, média, grossa)			Pedregulho (fina, médio, grosso)			Pedra	Matacão
USCS	Argila	Silte	Areia (fina, média, grossa)			Pedregulho (1, 2, 3, 4)				
MIT	Argila	Silte	Areia (fina, média, grossa)			Pedregulho				

Propriedades Físicas

Densidade:

Densidade Real dos Grãos = 2.68 g/cm³

Umidades:

Umidade Natural = 2.4 %

Umidade higroscópica = 2.4 %

Índices de Atterberg:

Limite de Liquidez = 49.1 %

Limite de Plasticidade = 29.2 %

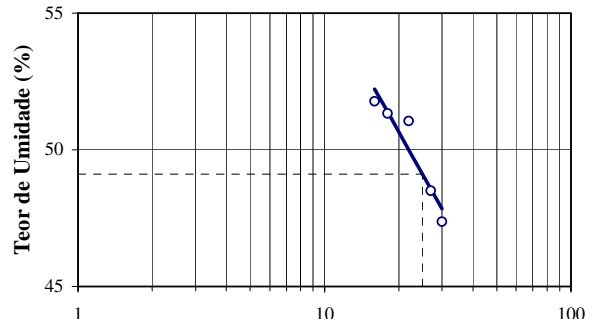
Índice de Plasticidade = 19.9 %

Índice de Consistência = 234.7 %

Atividade Skempton:

Atividade Coloidal = 0.36 (inativa)

Limite de Liquidez





Resultados de Ensaio de Caracterização Completa

Furo: P4

Amostra: AM 2 Prof.: 1,00 - 1,20 m

Características granulométricas

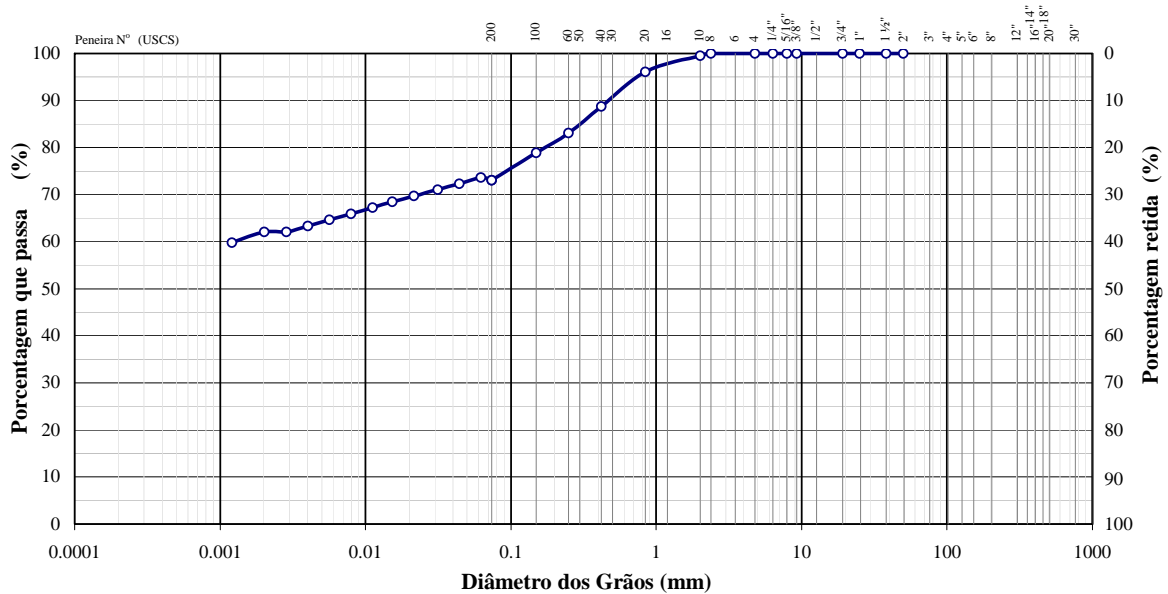
Frações Granulométricas e Classificação Unificada

Pedregulho			Areia			Silte	Argila	Classificação (USCS)
Grosso	Médio	Fino	Grossa	Média	Fina			
-	-	0.5	7.6	10.9	7.6	11.4	62.0	OH

Classificação tátil visual : Argila siltosa, com presença de matéria orgânica, laminações turfáceas, cor preta.

Diâmetros Característicos e Coeficientes de Curvatura e Uniformidade

D ₁₀	D ₁₅	D ₃₀	D ₅₀	D ₆₀	D ₈₅	Cc	Cu
0.0002	0.0003	0.0006	0.0010	0.0013	0.3071	6.4	1.4



ABNT	Argila	Silte	Areia			Pedregulho			Pedra	Matacão
			fina	média	grossa	fina	médio	grossa		
USCS	Argila	Silte	Areia			Pedregulho				
MIT	Argila	Silte	Areia			Pedregulho				

Propriedades Físicas

Densidade:

Densidade Real dos Grãos = 2.76 g/cm³

Umidades:

Umidade Natural = 2.3 %

Umidade higroscópica = 2.3 %

Índices de Atterberg:

Limite de Liquidez = 61.4 %

Limite de Plasticidade = 32.2 %

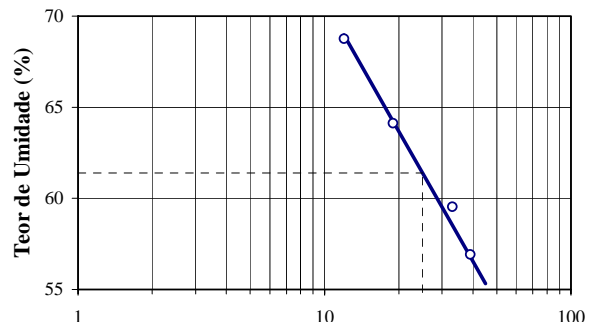
Índice de Plasticidade = 29.2 %

Índice de Consistência = 202.7 %

Atividade Skempton:

Atividade Coloidal = 0.47 (inativa)

Limite de Liquidez





Resultados de Ensaio de Caracterização Completa

Furo: P4 Amostra: AM 3 Prof.: 1,20 - 2,55 m

Características granulométricas

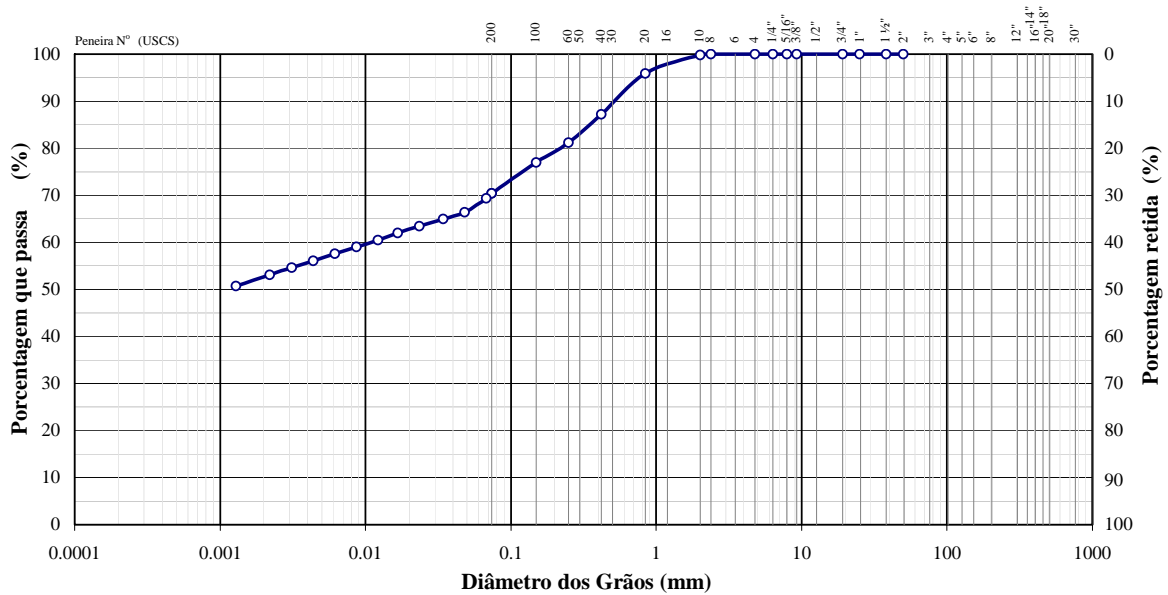
Frações Granulométricas e Classificação Unificada

Pedregulho			Areia			Silte	Argila	Classificação (USCS)
Grosso	Médio	Fino	Grossa	Média	Fina			
-	-	0.2	8.9	11.8	10.9	15.6	52.6	OH

Classificação tátil visual : Argila siltosa, com presença de matéria orgânica, laminações turfáceas, cor preta.

Diâmetros Característicos e Coeficientes de Curvatura e Uniformidade

D ₁₀	D ₁₅	D ₃₀	D ₅₀	D ₆₀	D ₈₅	Cc	Cu
0.0003	0.0004	0.0008	0.0013	0.0110	0.3570	43.4	0.2



ABNT	Argila	Silte	Areia			Pedregulho			Pedra	Matacão
USCS	Argila	Silte	fina	média	grossa	fina	médio	grosso		
MIT	Argila	Silte	fina	Areia		grossa	Pedregulho			
			fina	média	grossa					

Propriedades Físicas

Densidade:

Densidade Real dos Grãos = 2.74 g/cm³

Umidades:

Umidade Natural = 8.9 %

Umidade higroscópica = 8.9 %

Índices de Atterberg:

Limite de Liquidez = 54.6 %

Limite de Plasticidade = 33.6 %

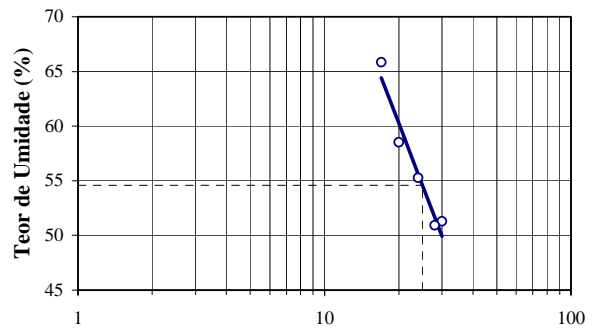
Índice de Plasticidade = 21.0 %

Índice de Consistência = 218.1 %

Atividade Skempton:

Atividade Coloidal = 0.40 (inativa)

Limite de Liquidez





UENF

Universidade estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro

Laboratório de Engenharia Civil

LECIV/ CCT

Resultados de Ensaio de Caracterização Completa

Furo: P4 Amostra: AM 4 Prof.: 2,25 - 3,30 m

Características granulométricas

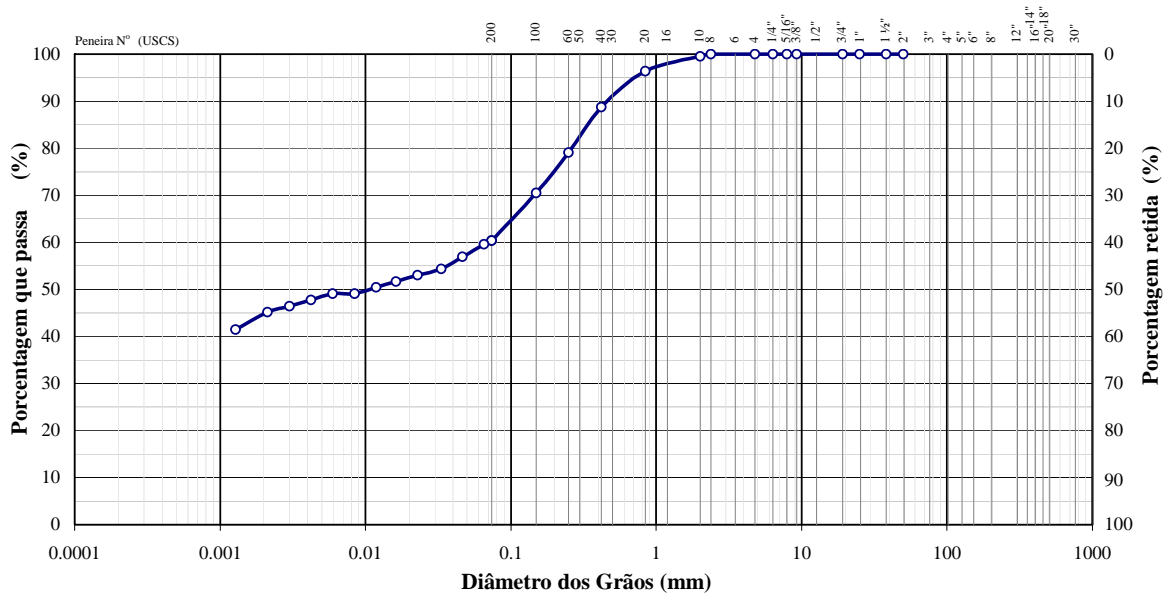
Frações Granulométricas e Classificação Unificada

Pedregulho			Areia			Silte	Argila	Classificação (USCS)
Grosso	Médio	Fino	Grossa	Média	Fina			
-	-	0.5	7.5	17.2	16.0	14.2	44.6	OH

Classificação tátil visual : Argila siltosa, com presença de matéria orgânica, laminações turfáceas, cor preta.

Diâmetros Característicos e Coeficientes de Curvatura e Uniformidade

D ₁₀	D ₁₅	D ₃₀	D ₅₀	D ₆₀	D ₈₅	C _c	C _u
0.0003	0.0005	0.0009	0.0108	0.0698	0.3538	227.1	0.0



ABNT	Argila	Silte	Areia			Pedregulho			Pedra	Matacão
USCS	Argila	Silte	fina	média	grossa	fina	médio	grosso		
MIT	Argila	Silte	fina	Areia		grossa	Pedregulho			
			fina	média	grossa					
						1	2	3	4	
						Pedregulho				

Propriedades Físicas

Densidade:

Densidade Real dos Grãos = 2.75 g/cm³

Umidades:

Umidade Natural = 1.9 %

Umidade higroscópica = 1.9 %

Índices de Atterberg:

Limite de Liquidez = 49.9 %

Limite de Plasticidade = 28.0 %

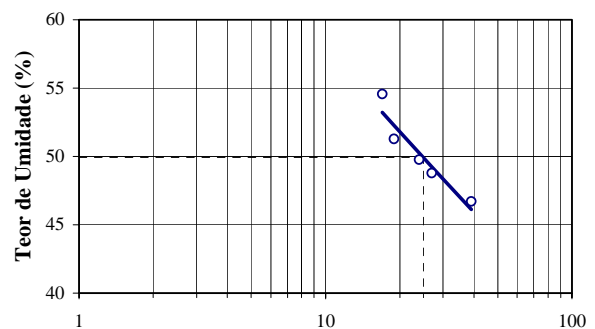
Índice de Plasticidade = 21.9 %

Índice de Consistência = 218.9 %

Atividade Skempton:

Atividade Coloidal = 0.49 (inativa)

Limite de Liquidez





Resultados de Ensaio de Caracterização Completa

Furo: P5 Amostra: AM 1 Prof.: 0,00 - 0,90 m

Características granulométricas

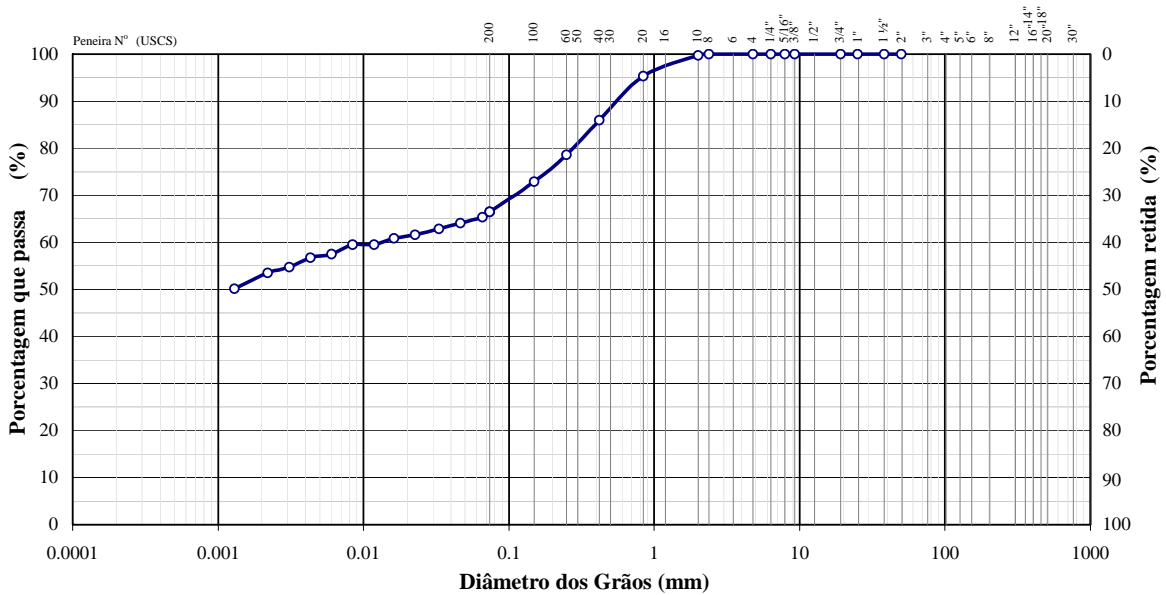
Frações Granulométricas e Classificação Unificada

Pedregulho			Areia			Silte	Argila	Classificação (USCS)
Grosso	Médio	Fino	Grossa	Média	Fina			
-	-	0.3	9.7	14.2	10.8	12.2	52.8	OH

Classificação tátil visual : Argila siltosa, com presença de matéria orgânica, laminações turfáceas, cor preta.

Diâmetros Característicos e Coeficientes de Curvatura e Uniformidade

D ₁₀	D ₁₅	D ₃₀	D ₅₀	D ₆₀	D ₈₅	C _c	C _u
0.0003	0.0004	0.0008	0.0013	0.0135	0.3969	52.3	0.2



ABNT	Argila	Silte	Areia			Pedregulho			Pedra	Matacão
USCS	Argila	Silte	fina	média	grossa	fina	média	grossa		
MIT	Argila	Silte	fina	Areia		Pedregulho				
			fina	média	grossa	1	2	3	4	

Propriedades Físicas

Densidade:

Densidade Real dos Grãos = 2.69 g/cm³

Umidades:

Umidade Natural = 2.3 %

Umidade higroscópica = 2.3 %

Índices de Atterberg:

Limite de Liquidez = 50.6 %

Limite de Plasticidade = 30.9 %

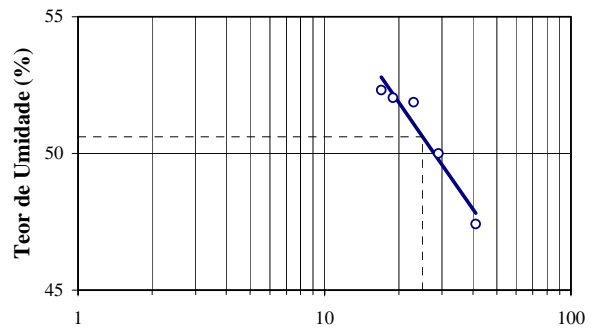
Índice de Plasticidade = 19.7 %

Índice de Consistência = 244.9 %

Atividade Skempton:

Atividade Coloidal = 0.37 (inativa)

Limite de Liquidez





Resultados de Ensaio de Caracterização Completa

Furo: P5

Amostra: AM 2 Prof.: 0,90 - 1,86 m

Características granulométricas

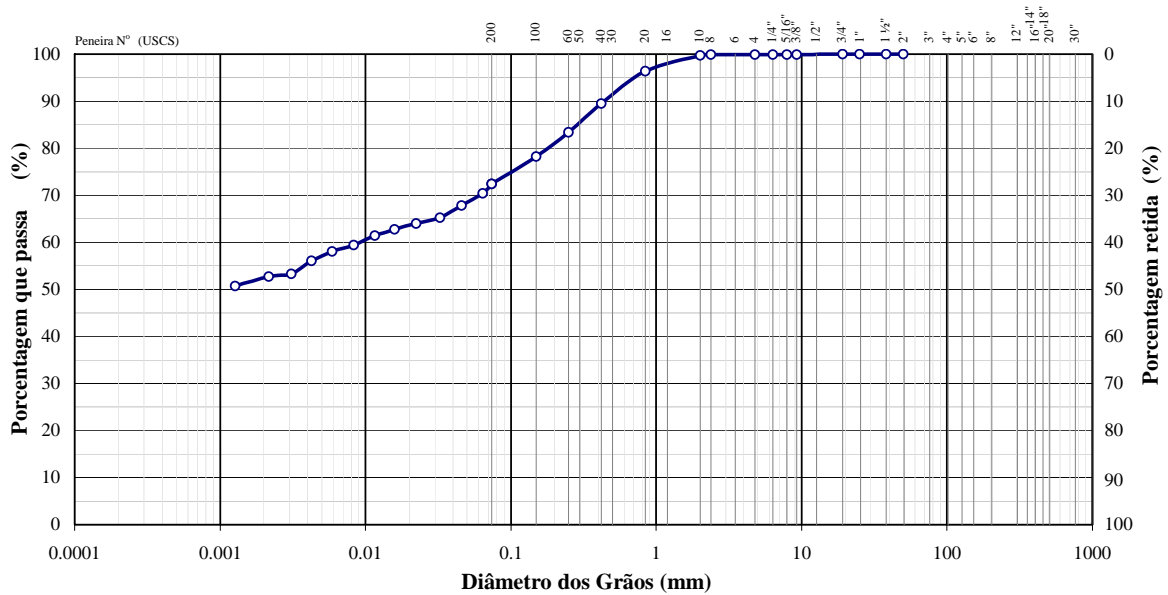
Frações Granulométricas e Classificação Unificada

Pedregulho			Areia			Silte	Argila	Classificação (USCS)
Grosso	Médio	Fino	Grossa	Média	Fina			
-	-	0.2	7.2	11.6	11.0	17.4	52.4	OH

Classificação tátil visual : Argila siltosa, com presença de matéria orgânica, laminações turfáceas, cor preta.

Diâmetros Característicos e Coeficientes de Curvatura e Uniformidade

D ₁₀	D ₁₅	D ₃₀	D ₅₀	D ₆₀	D ₈₅	C _c	C _u
0.0002	0.0004	0.0007	0.0012	0.0093	0.2957	37.3	0.2



ABNT	Argila	Silte	Areia			Pedregulho			Pedra	Matacão
USCS	Argila	Silte	fina	média	grossa	fina	média	grosso		
MIT	Argila	Silte	fina	Areia		grossa	Pedregulho			
			fina	média	grossa	1	2	3	4	

Propriedades Físicas

Densidade:

Densidade Real dos Grãos = 2.76 g/cm³

Umidades:

Umidade Natural = 2.0 %

Umidade higroscópica = 2.0 %

Índices de Atterberg:

Limite de Liquidez = 60.7 %

Limite de Plasticidade = 32.0 %

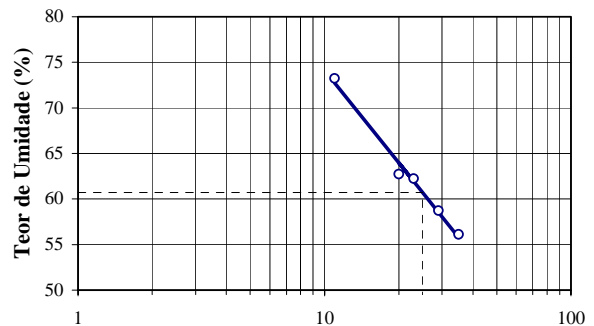
Índice de Plasticidade = 28.7 %

Índice de Consistência = 204.5 %

Atividade Skempton:

Atividade Coloidal = 0.55 (inativa)

Limite de Liquidez





Resultados de Ensaio de Caracterização Completa

Furo: P5 Amostra: AM 3 Prof.: 1,86 - 2,45 m

Características granulométricas

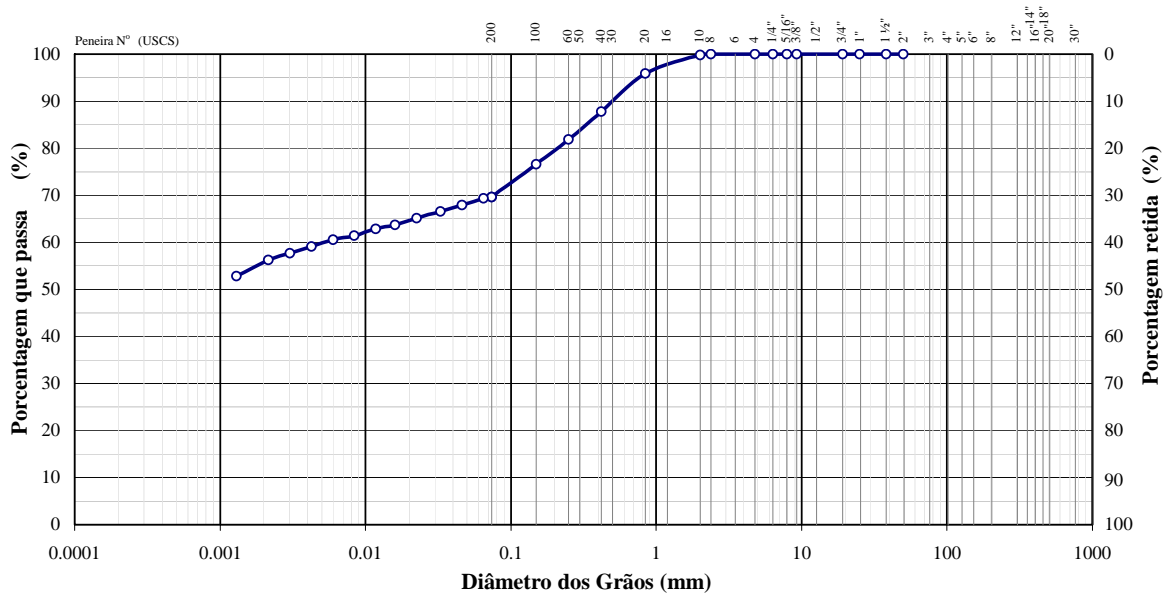
Frações Granulométricas e Classificação Unificada

Pedregulho			Areia			Silte	Argila	Classificação (USCS)
Grosso	Médio	Fino	Grossa	Média	Fina			
-	-	0.1	8.6	12.0	10.3	13.3	55.7	OH

Classificação tátil visual : Argila siltosa, com presença de matéria orgânica, laminações turfáceas, cor preta.

Diâmetros Característicos e Coeficientes de Curvatura e Uniformidade

D ₁₀	D ₁₅	D ₃₀	D ₅₀	D ₆₀	D ₈₅	C _c	C _u
0.0002	0.0004	0.0007	0.0012	0.0053	0.3402	21.8	0.4



ABNT	Argila	Silte	Areia			Pedregulho			Pedra	Matacão
USCS	Argila	Silte	fina	média	grossa	fina	médio	grosso		
MIT	Argila	Silte	fina	Areia		grossa	Pedregulho			
			fina	média	grossa		1	2	3	4

Propriedades Físicas

Densidade:

Densidade Real dos Grãos = 2.76 g/cm³

Umidades:

Umidade Natural = 2.4 %

Umidade higroscópica = 2.4 %

Índices de Atterberg:

Limite de Liquidez = 56.4 %

Limite de Plasticidade = 32.3 %

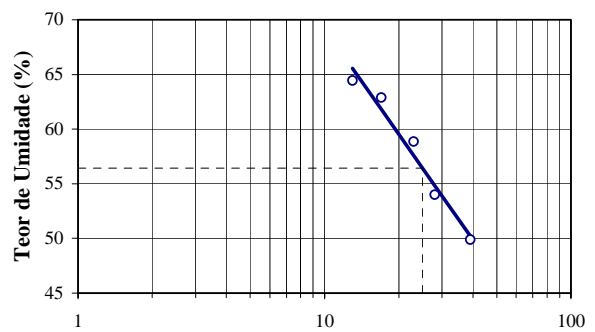
Índice de Plasticidade = 24.1 %

Índice de Consistência = 224.0 %

Atividade Skempton:

Atividade Coloidal = 0.43 (inativa)

Limite de Liquidez





Resultados de Ensaio de Caracterização Completa

Furo: P6 Amostra: AM 1 Prof.: 0,00 - 0,050 m

Características granulométricas

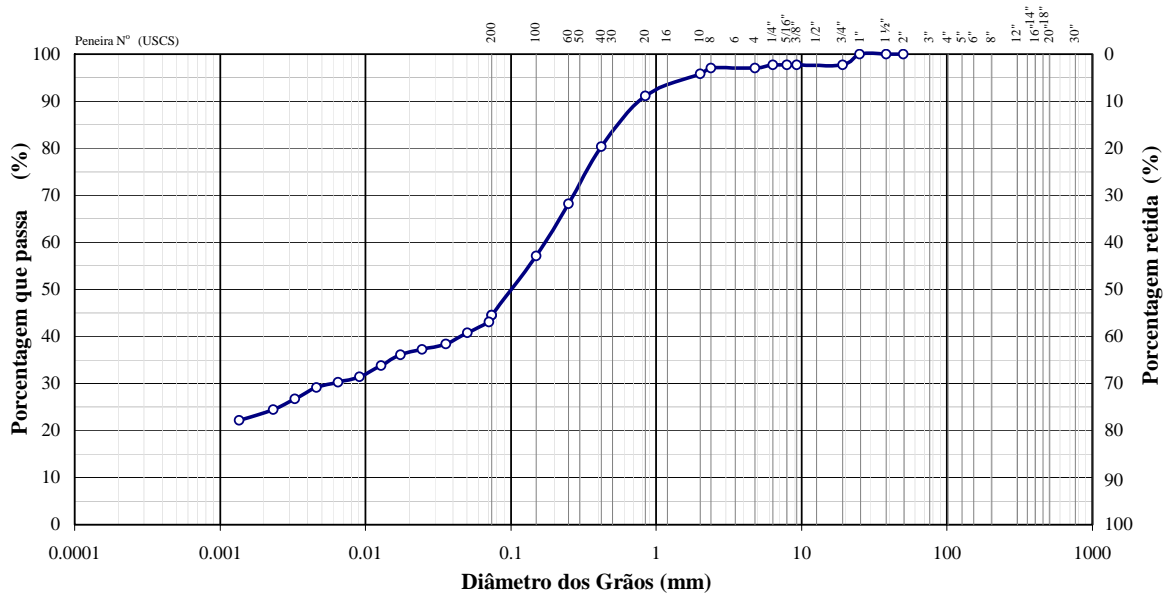
Frações Granulométricas e Classificação Unificada

Pedregulho			Areia			Silte	Argila	Classificação (USCS)
Grosso	Médio	Fino	Grossa	Média	Fina			
2.0	0.5	1.7	10.9	22.3	20.8	18.2	23.7	OH

Classificação tátil visual : Argila siltosa, com presença de matéria orgânica, laminações turfáceas, cor preta.

Diâmetros Característicos e Coeficientes de Curvatura e Uniformidade

D ₁₀	D ₁₅	D ₃₀	D ₅₀	D ₆₀	D ₈₅	C _c	C _u
0.0006	0.0009	0.0060	0.1066	0.1754	0.6015	286.6	0.3



ABNT	Argila	Silte	Areia			Pedregulho			Pedra	Matacão
USCS	Argila	Silte	Areia			Pedregulho				
MIT	Argila	Silte	Areia			Pedregulho				

Propriedades Físicas

Densidade:

Densidade Real dos Grãos = 2.73 g/cm³

Umidades:

Umidade Natural = 9.8 %
Umidade higroscópica = 9.8 %

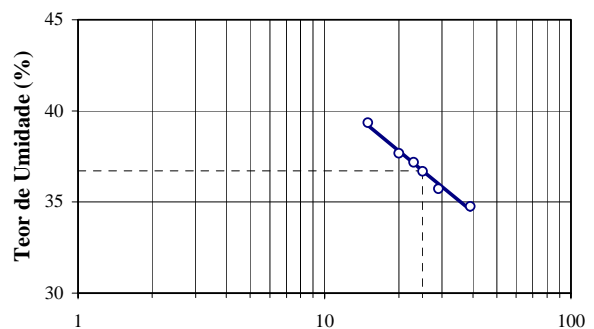
Índices de Atterberg:

Limite de Liquidez = 36.7 %
Limite de Plasticidade = 20.4 %
Índice de Plasticidade = 16.3 %
Índice de Consistência = 165.0 %

Atividade Skempton:

Atividade Coloidal = 0.69 (inativa)

Limite de Liquidez





Resultados de Ensaio de Caracterização Completa

Furo: P6 Amostra: AM 2 Prof.: 0,50 - 1,00 m

Características granulométricas

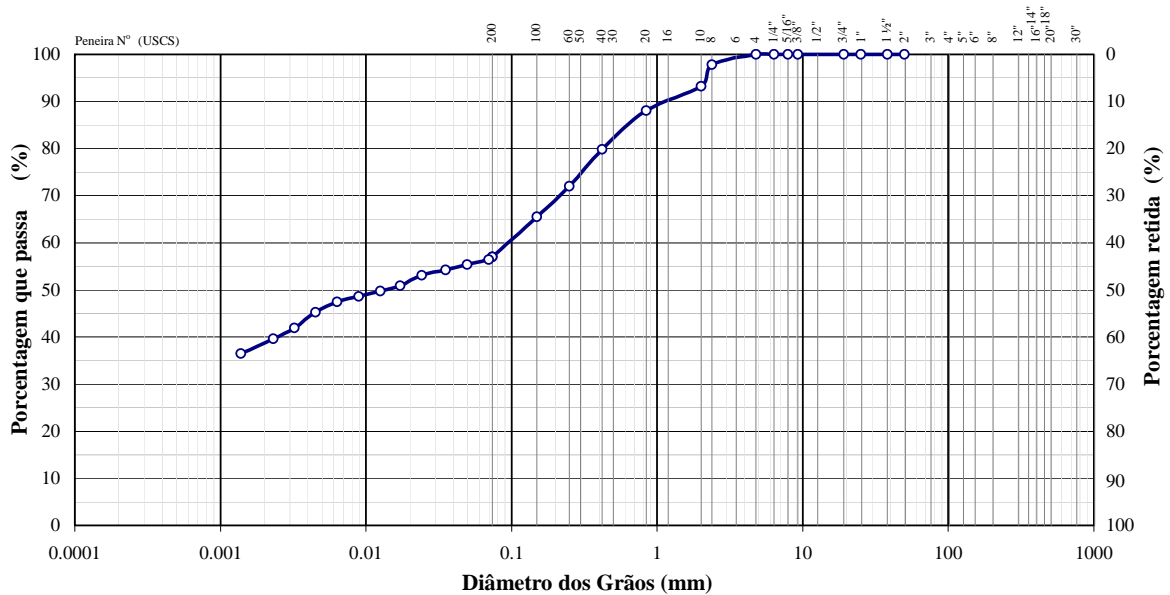
Frações Granulométricas e Classificação Unificada

Pedregulho			Areia			Silte	Argila	Classificação (USCS)
Grosso	Médio	Fino	Grossa	Média	Fina			
-	-	6.8	9.8	14.5	12.9	17.3	38.6	OH

Classificação tátil visual : Argila siltosa, com presença de matéria orgânica, laminações turfáceas, cor preta.

Diâmetros Característicos e Coeficientes de Curvatura e Uniformidade

D ₁₀	D ₁₅	D ₃₀	D ₅₀	D ₆₀	D ₈₅	Cc	Cu
0.0004	0.0006	0.0011	0.0136	0.1002	0.6839	265.2	0.0



ABNT	Argila	Silte	Areia			Pedregulho			Pedra	Matacão
USCS	Argila	Silte	Areia			Pedregulho				
MIT	Argila	Silte	Areia			Pedregulho				

Propriedades Físicas

Densidade:

Densidade Real dos Grãos = 2.49 g/cm³

Umidades:

Umidade Natural = 2.3 %

Umidade higroscópica = 2.3 %

Índices de Atterberg:

Limite de Liquidez = 43.2 %

Limite de Plasticidade = 25.5 %

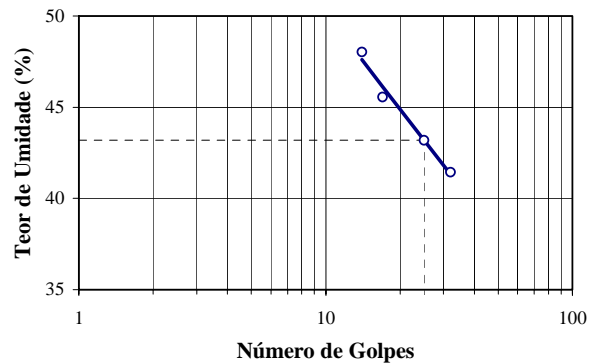
Índice de Plasticidade = 17.7 %

Índice de Consistência = 231.0 %

Atividade Skempton:

Atividade Coloidal = 0.46 (inativa)

Limite de Liquidez





Resultados de Ensaio de Caracterização Completa

Furo: P6

Amostra: AM 6 Prof.: 1,0 - 1,45m

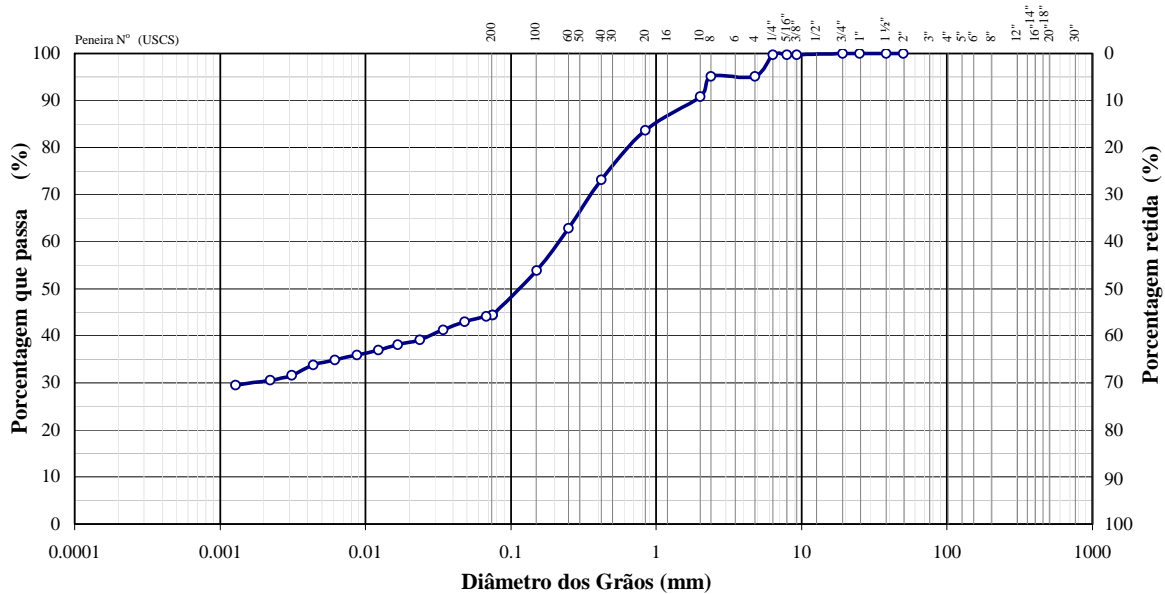
Características granulométricas

Frações Granulométricas e Classificação Unificada

Pedregulho			Areia			Silte	Argila	Classificação (USCS)
Grosso	Médio	Fino	Grossa	Média	Fina			
-	1.3	7.9	13.2	19.3	14.6	13.4	30.3	OH

Diâmetros Característicos e Coeficientes de Curvatura e Uniformidade

D ₁₀	D ₁₅	D ₃₀	D ₅₀	D ₆₀	D ₈₅	Cc	Cu
0.0004	0.0007	0.0017	0.1194	0.2187	1.0594	502.9	0.0



ABNT	Argila	Silte	Areia			Pedregulho			Pedra	Matacão
USCS	Argila	Silte	Areia			Pedregulho				
MIT	Argila	Silte	Areia			Pedregulho				

Propriedades Físicas

Densidade:

Densidade Real dos Grãos = 2.69 g/cm³

Umidades:

Umidade Natural = 4.9 %

Umidade higroscópica = 4.9 %

Índices de Atterberg:

Limite de Liquidez = 39.8 %

Limite de Plasticidade = 26.5 %

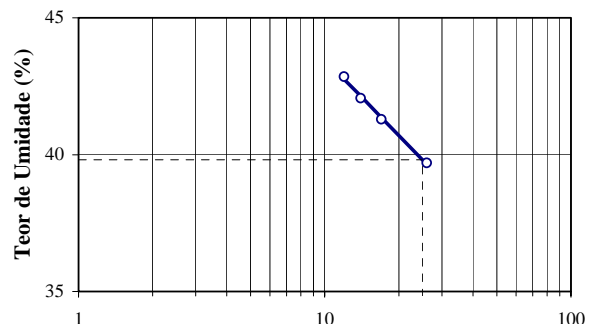
Índice de Plasticidade = 13.3 %

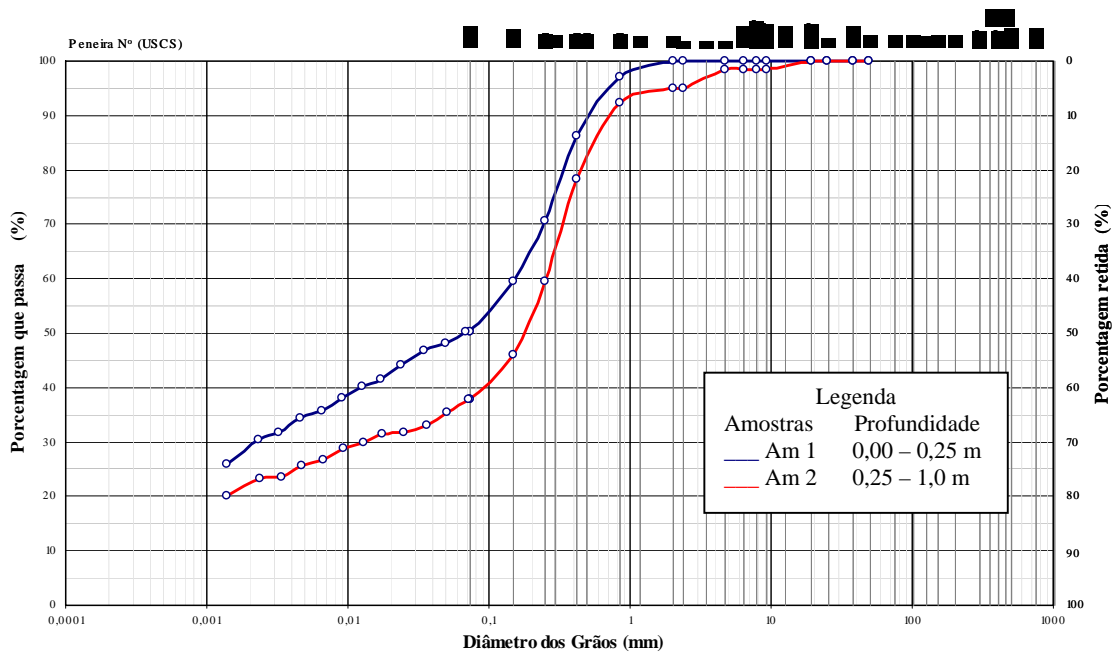
Índice de Consistência = 263.6 %

Atividade Skempton:

Atividade Coloidal = 0.44 (inativa)

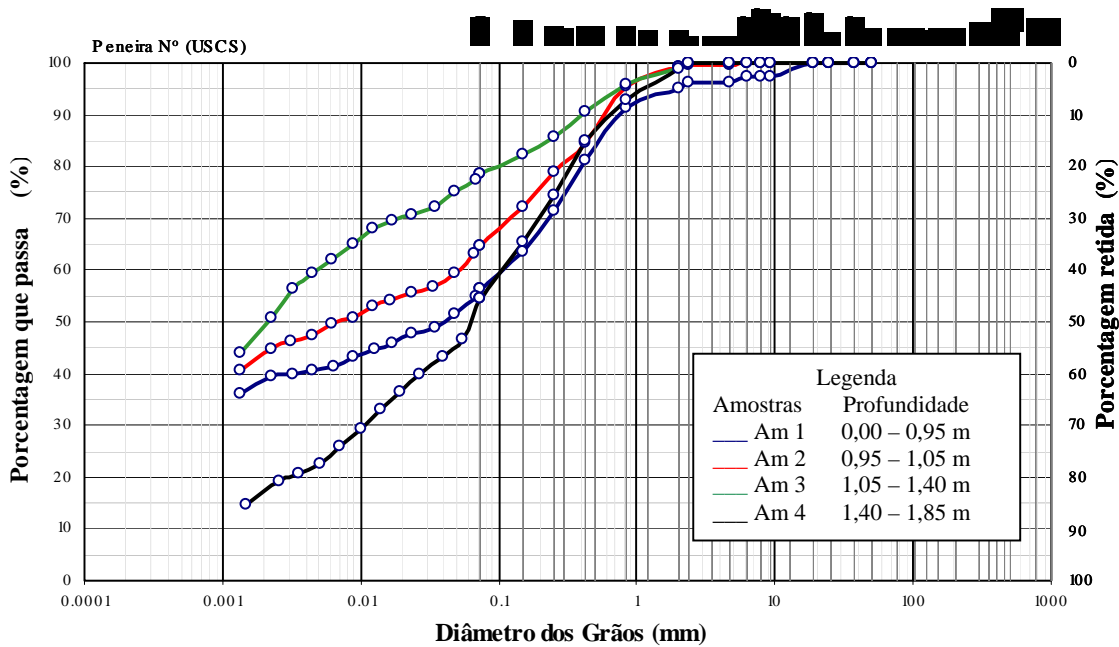
Limite de Liquidez





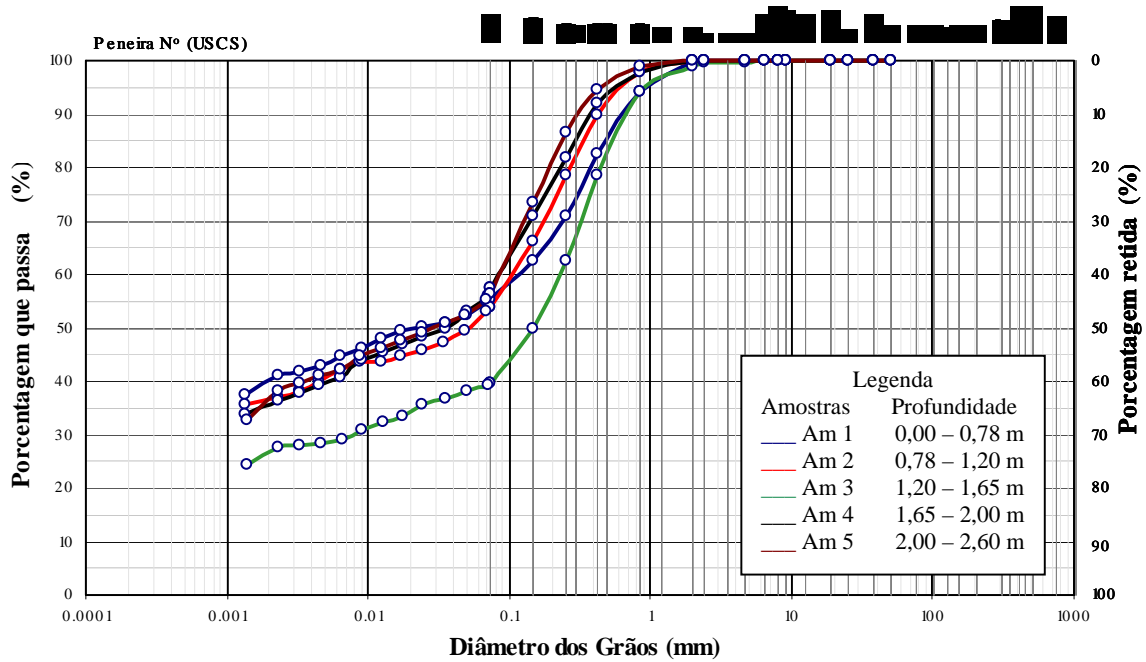
ABNT	Argila	Silte	Areia			Pedregulho			Pedra	Matacão
USCS	Argila	Silte	fina	média	grossa	fino	médio	grosso		
MIT	Argila	Silte	Areia			Pedregulho				
			fina	média	grossa	1	2	3	4	
			fina	média	grossa	Pedregulho				

Ponto P1 amostras Am1 e Am2



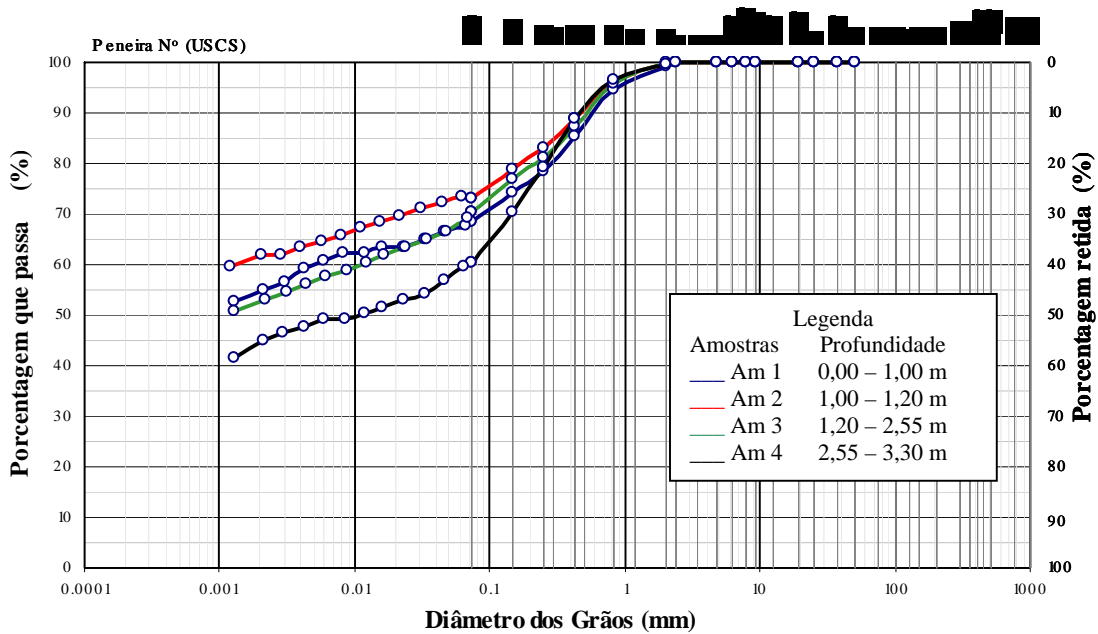
ABNT	Argila	Silte	Areia			Pedregulho			Pedra	Matacão
USCS	Argila	Silte	fina	média	grossa	fino	médio	grosso		
			Areia			Pedregulho				
			fina	média	grossa	1	2	3	4	

Ponto P2 amostras Am1, Am2, Am3 e Am4



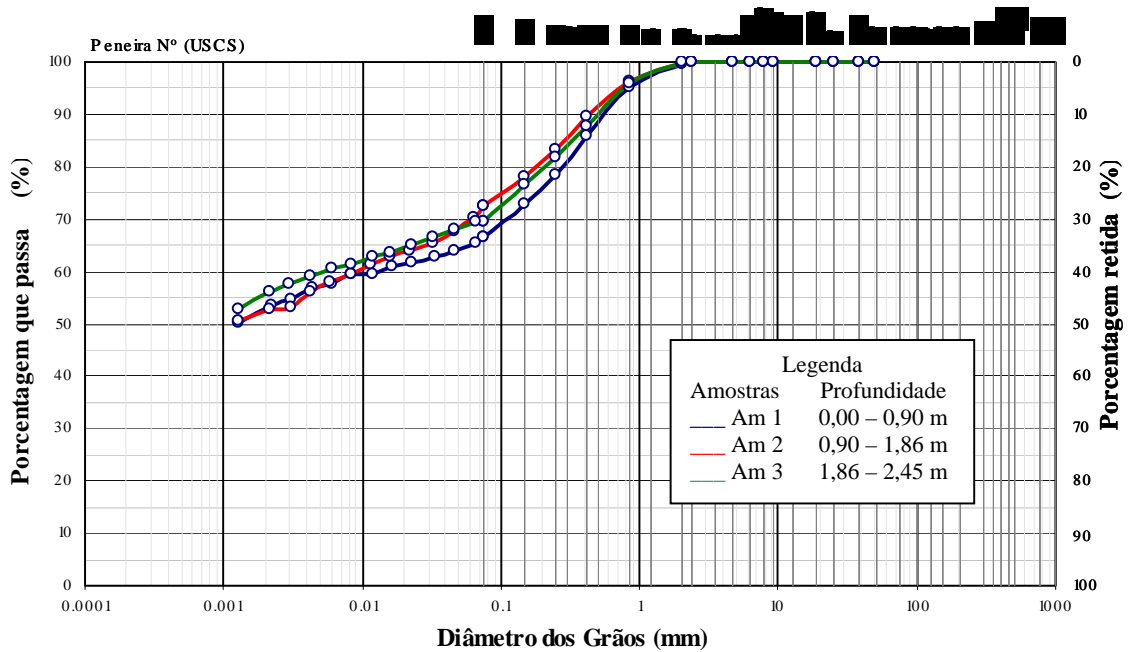
ABNT	Argila	Silt	Areia			Pedregulho			Pedra	Matacão		
USCS	Argila	Silt	fina	média	grossa	fino	médio	grosso	1	2	3	4

Ponto P3 amostras Am1, Am2, Am3, Am4 e Am5



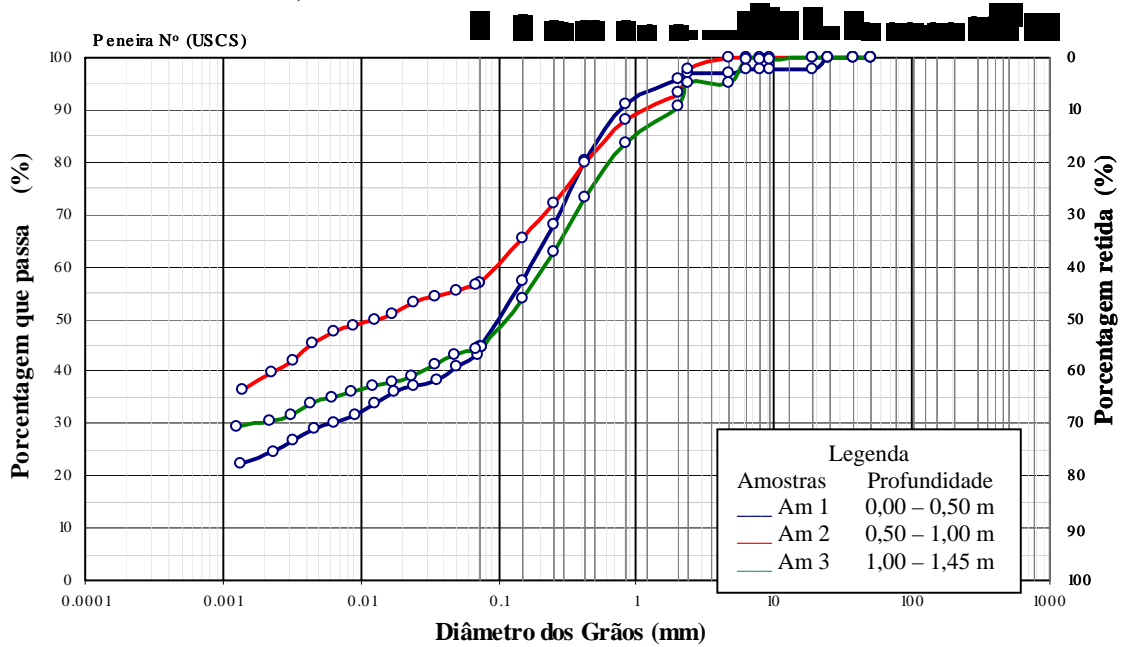
ABNT	Argila	Silt	Areia			Pedregulho			Pedra	Matacão		
USCS	Argila	Silt	fina	média	grossa	fino	médio	grosso	1	2	3	4

Ponto P4 amostras Am1, Am2, Am3 e Am4



ABNT	Argila	Silte	Areia			Pedregulho			Pedra	Matacão
USCS	Argila	Silte	fina	média	grossa	fino	médio	grosso		
			Areia			Pedregulho				
			fina	média	grossa	1	2	3	4	

Ponto P5 amostras Am1, Am2 e Am3



ABNT	Argila	Silte	Areia			Pedregulho			Pedra	Matacão
USCS	Argila	Silte	fina	média	grossa	fino	médio	grosso		
MIT	Argila	Silte	Areia			Pedregulho				
			fina	média	grossa	1	2	3	4	

Ponto P6 amostras Am1, Am2 e Am3