

Universidade Federal de Minas Gerais
Departamento de Geografia

Fernanda Maria Belotti

CAPACIDADE DE RETENÇÃO DE METAIS PESADOS PELO SOLO EM ÁREA DE
IMPLANTAÇÃO DE ESTRUTURAS DE INFILTRAÇÃO PARA ÁGUAS PLUVIAIS
URBANAS EM BELO HORIZONTE/MG

Minas Gerais – Brasil
Março – 2011

Fernanda Maria Belotti

CAPACIDADE DE RETENÇÃO DE METAIS PESADOS PELO SOLO EM ÁREA DE
IMPLANTAÇÃO DE ESTRUTURAS DE INFILTRAÇÃO PARA ÁGUAS PLUVIAIS
URBANAS EM BELO HORIZONTE/MG

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação do Departamento de Geografia da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Geografia.

Área de concentração: Análise Ambiental
Orientador: Prof^a. Dr^a. Cristiane Valéria de Oliveira

Belo Horizonte
Departamento de Geografia da UFMG
2011

B452c
2011

Belotti, Fernanda Maria.

Capacidade de retenção de metais pesados pelo solo em área de implantação de estruturas de infiltração para águas pluviais urbanas em Belo Horizonte/MG [manuscrito] / Fernanda Maria Belotti. – 2011. xii, 142 f. : il. color.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Geociências, 2011.

Área de concentração: Análise Ambiental.

Orientadora: Cristiane Valéria de Oliveira.

Bibliografia: f. 85-95.

Inclui anexos.

1. Solos – Inundações – Teses. 2. Metais pesados – Absorção e adsorção – Teses. 3. Drenagem urbana – Teses. I. Oliveira, Cristiane Valéria de. II. Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Geociências. III. Título.

CDU: 631.4

Tese defendida e aprovada, em 14 de março de 2011, pela Banca Examinadora constituída pelos professores:

Prof^a. Dr^a. Cristiane Valéria de Oliveira
IGC/UFMG

Prof. Dr. Antônio Pereira Magalhães Júnior
IGC/UFMG

Prof. Dr. Adolf Heinrich Horn
IGC/UFMG

Prof. Dr. Hubert Mathias Peter Roeser
EM/UFOP

Prof. Dr. Marcus Manoel Fernandes
CETEC/MG

AGRADECIMENTOS

À minha orientadora Prof^a. Dr^a. Cristiane Valéria de Oliveira, por me orientar neste trabalho. Somente quem a conhece sabe o quanto é generosa, competente, dedicada e amiga. E somente quem tem uma orientadora assim, sabe o quanto isso faz a diferença...

Ao professor Dr. Antônio Pereira Magalhães Júnior (Depto. Geografia - IGC/UFMG) e ao professor Dr. Adolf Heinrich Horn (Depto. Geologia - IGC/UFMG), pelas valiosas sugestões dadas no Exame de Qualificação, as quais contribuíram significativamente para a melhora e finalização deste trabalho.

À banca examinadora, especialmente ao professor Dr. Hubert Mathias Peter Roeser (Depto. Engenharia Ambiental - EM/UFOP) por aceitar prontamente o convite e pela valiosa contribuição à este trabalho; e ao Dr. Marcus Manoel Fernandes (CETEC/MG) pela disponibilidade de participação, pelas sugestões e comentários.

Ao professor Dr. Fernando Barboza Egreja Filho (Depto. Química - ICEX/UFMG) pela disponibilização do Laboratório de Desenvolvimento e Padronização de Métodos Analíticos do Depto de Química/UFMG; pela ajuda na realização das extrações sequenciais, que muito contribuíram para o aperfeiçoamento deste trabalho. Pela disponibilização dos sais para os ensaios de lixiviação. E ainda, pelo envio de artigos e teses, que facilitaram significativamente o entendimento de tais análises.

Ao professor Dr. Rochel Montero Lago (Depto. Química – ICEX/UFMG) pela ajuda no desenvolvimento dos ensaios de lixiviação e por me apresentar ao professor Fernando Egreja.

Ao professor Dr. Antônio Wilson Romano (Depto. Geologia – IGC/UFMG) pela disponibilização do Laboratório de Difração de Raios-X do Centro de Pesquisa Professor Manoel Teixeira da Costa – IGC/UFMG para realização das análises de mineralogia da argila.

Ao professor Dr. Nilo de Oliveira Nascimento (Depto. Hidráulica e Recursos Hídricos da Escola de Engenharia/UFMG) – coordenador geral do Projeto SWITCH no Brasil, por me aceitar como membro do Projeto e ajudar, sempre que possível, na realização e finalização do trabalho.

À Carlaile Antonione Belotti e Ricardo Augusto Scholz Cipriano, pela inestimável ajuda na amostragem de solos. Ao Carlaile pela confecção das colunas de solo para os ensaios de lixiviação.

Ao André Henrique Carmo Luiz da Silva, parceiro do Projeto SWITCH, pela troca de informações, envio de dados e esclarecimentos sobre o funcionamento das estruturas de infiltração.

Aos químicos do Laboratório de Geomorfologia do IGC – Nívia Vitalino de Melo e Ricardo Carvalhaes Henrique, pela ajuda na realização de análises de solo. Em especial ao Ricardo, que me acompanhou no Laboratório de Desenvolvimento e Padronização de Métodos Analíticos do Depto de Química/UFMG e muito me ajudou na realização das extrações sequenciais.

Ao químico William Santos (Centro de Pesquisa Professor Manoel Teixeira da Costa – CPMTC/UFMG) pelas tentativas de análise das amostras de extração sequencial por ICP-OES.

Ao Prof. Celso Baeta Neves (Coordenador da Estação Ecológica da UFMG) por permitir a implantação das estruturas de infiltração; e aos demais funcionários da Estação.

À química Dr^a. Lucília Linhares, pelas explicações sobre o processo de extração sequencial.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG, pela bolsa de estudo.

À minha família, que sempre esteve na torcida, dando-me incentivo e coragem pra continuar, mesmo nos momentos mais difíceis...

À Deus, pela força e disposição... Por permitir que eu chegasse até aqui...

À Universidade Federal de Minas Gerais, por ter me proporcionado, da graduação ao doutorado, dez anos de estudos e aprendizado. Uma experiência árdua, mas cheia de alegrias e conquistas!!!

SUMÁRIO

Lista de Tabelas	iii
Lista de Figuras	iv
Lista de Gráficos	vi
RESUMO	viii
ABSTRACT.....	x
RESUMEN	xi
1 – INTRODUÇÃO	01
2 – ÁGUAS PLUVIAIS URBANAS: DESAFIOS PARA A GESTÃO	03
2.1 – Escoamento pluvial em áreas urbanas e impactos sócio-ambientais	03
2.2 – Técnicas compensatórias de drenagem para águas pluviais urbanas	06
3 – RETENÇÃO DE POLUENTES PELO SOLO EM ÁREA DE IMPLANTAÇÃO DE ESTRUTURAS DE INFILTRAÇÃO: POTENCIALIDADES E RISCOS	15
3.1 – Características dos solos que influenciam na retenção de poluentes --.....	15
3.1.1 – Potencial Hidrogeniônico (pH) e Ponto de Carga Zero (PCZ)	15
3.1.2 – Carbono orgânico	16
3.1.3 – Capacidade de Troca de Cátions – CTC	17
3.1.4 – Mineralogia da Fração Argila	18
3.1.4.1 – Argilominerais 2:1	18
3.1.4.2 – Argilominerais 1:1	19
3.1.4.3 – Óxidos e Hidróxidos	20
3.2 – Principais classes de solos do Brasil e sua capacidade de retenção de poluentes	21
3.2.1 – Latossolos (Oxisol – Soil Taxonomy/Ferralsol - FAO)	21
3.2.2 – Argissolos (Ultisol e Alfisol - Soil Taxonomy/Acrisol e Lixisol - FAO) ..	23
3.2.3 – Neossolos (Entisol e Molisol – Soil Taxonomy/ Arenosol, Leptsol, Regosol e Fluvisol – FAO)	25
3.2.4 – Cambissolos (Inceptisol - Soil Taxonomy/ Cambisol - FAO)	26
3.3 – Retenção de metais pesados pelo solo e riscos de contaminação de águas subterrâneas pela infiltração de águas de drenagem urbana	27
4 – BELO HORIZONTE COMO ESTUDO DE CASO	33
4.1 – Desafios da capital mineira e participação no Projeto SWITCH	33
4.2 – Localização e caracterização da área de estudo	35
5 – PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS	37

5.1 – Implantação de estruturas de infiltração para águas pluviais urbanas	37
5.2 – Seleção dos parâmetros de análise	40
5.3 – Amostragem e análise de solo	40
5.3.1 – Amostragem de solo	40
5.3.2 – Análise das amostras de solo	41
5.3.2.1 – Análise textural	42
5.3.2.2 – pH em H ₂ O e pH em KCl	42
5.3.2.3 – Matéria orgânica	42
5.3.2.4 – Capacidade de Troca de Cátions – CTC	42
5.3.2.5 – Argila Dispersa em Água – ADA	42
5.3.2.6 – Mineralogia da fração argila	42
5.3.2.7 – Teor de metais pesados	43
5.4 – Extração Sequencial de Metais	43
5.5 – Ensaios de Lixiviação	45
6 – RESULTADOS E DISCUSSÃO	48
6.1 – Características do solo na área de estudo	48
6.2 – Qualidade da água pluvial urbana	52
6.3 – Capacidade de retenção do solo	56
6.3.1 – Retenção nas estruturas de infiltração	56
6.3.2 – Retenção nas diferentes frações do solo (extração sequencial) ...	67
6.3.3 – Retenção sob chuvas consecutivas (ensaios de lixiviação)	74
7 – CONSIDERAÇÕES FINAIS	82
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	85
ANEXO A – Análises de CTC (Capacidade de Troca de Cátions).....	96
ANEXO B – Análises de Difração de Raios-X	99
ANEXO C – Ensaio Analítico de Metais (1ª amostragem).....	119
ANEXO D – Ensaio Analítico de Metais (2ª amostragem).....	126
ANEXO E – Ensaio Analítico de Metais (3ª amostragem).....	132
ANEXO F – Análises de Extração Sequencial e Ensaios de Lixiviação.....	138

LISTA DE TABELAS

TABELA 1	49
Características físicas e mineralógicas do solo da área de estudo	
TABELA 2	50
Características químicas do solo da área de estudo	
TABELA 3	51
Teor de metais pesados das amostras analisadas	
TABELA 4	52
Valores de referência para metais pesados em solos	
TABELA 5	52
Características dos eventos de chuva amostrados	
TABELA 6	54
Qualidade da água pluvial urbana a montante e a jusante do experimento (31/10/08)	
TABELA 7	54
Qualidade da água pluvial urbana a montante e a jusante do experimento (07/11/08)	
TABELA 8	55
Qualidade da água pluvial urbana a montante e a jusante do experimento (27/11/08)	
TABELA 9	55
Qualidade da água pluvial urbana a montante e a jusante do experimento (08/12/08)	
TABELA 10	68
Retenção de cromo nas diversas frações do solo	
TABELA 11	70
Retenção de chumbo nas diversas frações do solo	
TABELA 12	72
Retenção de manganês nas diversas frações do solo	
TABELA 13	75
Teor de cromo nos extratos de lixiviação	
TABELA 14	77
Teor de chumbo nos extratos de lixiviação	
TABELA 15	79
Teor de manganês nos extratos de lixiviação	

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1	08
Desenho representativo da técnica compensatória “faixas gramadas ou plantadas”	
FIGURA 2	08
Desenho representativo da técnica compensatória “valas de detenção”	
FIGURA 3	09
Tipos de pavimentos porosos	
FIGURA 4	10
Desenho representativo da técnica compensatória “bacias de detenção secas”	
FIGURA 5	10
Desenho representativo da técnica compensatória “bacias de detenção alagadas”	
FIGURA 6	11
Desenho representativo da técnica compensatória “alagadiços”	
FIGURA 7	12
Desenho representativo da técnica compensatória “trincheira de infiltração”	
FIGURA 8	37
Fotos da trincheira de infiltração implantada na Estação Ecológica da UFMG. (a) sem revestimento, (b) com revestimento de manta geotêxtil e brita	
FIGURA 9	38
Fotos da vala de detenção implantada na Estação Ecológica da UFMG. (a) sem revestimento, (b) com revestimento de gramínea	
FIGURA 10	38
Vista das estruturas do experimento de infiltração de águas pluviais urbanas, (vala de detenção no primeiro plano e trincheira de infiltração no segundo plano), instalado em área com declividade de 4,5%; condutividade hidráulica média do solo de $k = 5,21 \times 10^{-5}$ m/s e profundidade do N. A. (Nível d'Água) maior que 4 metros	
FIGURA 11	39
Área de drenagem e localização do experimento de infiltração de águas pluviais urbanas	
FIGURA 12	40
Desenho esquemático dos pontos de amostragem de solo na trincheira de infiltração e na vala de detenção implantadas na Estação Ecológica da UFMG	
FIGURA 13	41
Trado utilizado na amostragem de solo durante o monitoramento de retenção de poluentes na área de implantação da trincheira de infiltração e da vala de detenção na Estação Ecológica da UFMG	
FIGURA 14	46
Adição de 1000 ml de solução contaminante (cromo, chumbo e manganês) por gotejamento lento no topo das colunas de lixiviação	

FIGURA 15.	47
Adição de 1000 ml de água destilada por gotejamento rápido no topo das colunas de lixiviação e coleta do lixiviado em becker de 1 litro	
FIGURA 16.	48
Solo da área de estudo na área de localização da trincheira de infiltração. Cambissolo aterrado por uma camada de material grosso (composta por resíduos de asfalto, brita, cimento, etc.) de aproximadamente 25 cm de espessura	

LISTA DE GRÁFICOS

GRÁFICO 1	57
Retenção de cádmio (mg/kg) pelo solo na área de implantação das estruturas de infiltração	
GRÁFICO 2	58
Retenção de cobre (mg/kg) pelo solo na área de implantação das estruturas de infiltração	
GRÁFICO 3	59
Retenção de chumbo (mg/kg) pelo solo na área de implantação das estruturas de infiltração	
GRÁFICO 4	61
Retenção de cromo (mg/kg) pelo solo na área de implantação das estruturas de infiltração	
GRÁFICO 5	62
Retenção de manganês (mg/kg) pelo solo na área de implantação das estruturas de infiltração	
GRÁFICO 6	63
Retenção de níquel (mg/kg) pelo solo na área de implantação das estruturas de infiltração	
GRÁFICO 7	64
Retenção de zinco (mg/kg) pelo solo na área de implantação das estruturas de infiltração	
GRÁFICO 8	69
Porcentagens de cromo retido nas frações F1 a F3 e F4 a F6. (a) trincheira 100-110 cm (b) vala fundo 0-10 cm e (c) vala fundo 100-110 cm	
GRÁFICO 9	71
Porcentagens de chumbo retido nas frações F1 a F3 e F4 a F6. (a) trincheira 100-110 cm (b) vala fundo 0-10 cm e (c) vala fundo 100-110 cm	
GRÁFICO 10	73
Porcentagens de manganês retido nas frações F1 a F3 e F4 a F6. (a) trincheira 100-110 cm (b) vala fundo 0-10 cm e (c) vala fundo 100-110 cm	
GRÁFICO 11	76
Taxas totais de retenção e lixiviação de cromo para os cinco extratos de lixiviação. Coluna trincheira: (a) sem adição de matéria orgânica, (b) com adição de matéria orgânica. Coluna vala lateral: (c) sem adição de matéria orgânica, (d) com adição de matéria orgânica. Coluna vala fundo: (e) sem adição de matéria orgânica, (f) com adição de matéria orgânica	
GRÁFICO 12	78
Taxas totais de retenção e lixiviação de chumbo para os cinco extratos de lixiviação. Coluna trincheira: (a) sem adição de matéria orgânica, (b) com adição de matéria orgânica. Coluna vala lateral: (c) sem adição de matéria orgânica, (d) com adição de matéria orgânica. Coluna vala fundo: (e) sem adição de matéria orgânica, (f) com adição de matéria orgânica	

GRÁFICO 13	80
Taxas totais de retenção e lixiviação de manganês para os cinco extratos de lixiviação. Coluna trincheira: (a) sem adição de matéria orgânica, (b) com adição de matéria orgânica. Coluna vala lateral: (c) sem adição de matéria orgânica, (d) com adição de matéria orgânica. Coluna vala fundo: (e) sem adição de matéria orgânica, (f) com adição de matéria orgânica	

RESUMO

Belo Horizonte é o sexto município mais populoso do Brasil, com uma população estimada de 2.412.937 habitantes (IBGE, 2007) e concorre com outras grandes capitais do país em número de enchentes por ano, as quais se configuram em um dos principais desafios ambientais do município. Para testar novas formas de gerenciamento das águas pluviais urbanas com emprego de técnicas alternativas de drenagem, uma trincheira de infiltração e uma vala de retenção foram implantadas na Estação Ecológica da UFMG, projeto desenvolvido pela Escola de Engenharia da UFMG e Prefeitura de Belo Horizonte no contexto do Projeto SWITCH – Sustainable Water Management Improves Tomorrow's Cities' Health (“Gestão Sustentável das Águas para o Aprimoramento da Qualidade de Vida nas Cidades do Futuro”). Entretanto, como águas pluviais urbanas normalmente contêm elevado teor de poluentes, é necessário investigar a capacidade de retenção destes poluentes pelo solo na área de implantação destas estruturas. Para avaliar a capacidade de retenção do solo foram realizadas amostragens e análises de solo no início da implantação das estruturas, na metade e no final do período chuvoso. As amostras coletadas no início da implantação das estruturas foram submetidas às análises de granulometria, Capacidade de Troca de Cátions (CTC), pH em H₂O e em KCl, teor de matéria orgânica, teor de Argila Dispersa em Água, mineralogia da fração argila e teor total dos metais cádmio, chumbo, cobre, cromo, manganês, níquel e zinco. Estes elementos foram escolhidos para este estudo em função de sua elevada presença em águas de drenagem urbana. As amostras coletadas nas demais amostragens foram avaliadas quanto ao teor total dos metais pesados selecionados. A avaliação da capacidade de retenção do solo foi realizada por meio da investigação do teor de poluentes retidos no solo durante um período chuvoso; através de ensaios de lixiviação, para determinar a eficiência do solo na retenção de metais sob chuvas consecutivas; e através de extração sequencial, para avaliar a retenção de metais nas diversas frações do solo. Os resultados indicam que o solo da área apresenta capacidade para reter parte dos metais oriundos das águas de drenagem urbana; principalmente chumbo, cromo e manganês. Entretanto, parte dos metais, principalmente cádmio, cobre, níquel e zinco, é lixiviada no perfil do solo em virtude da afinidade destes elementos por sítios de adsorção não-específica; pelas características do solo da área, como reduzida CTC e reduzido teor de matéria orgânica; pela competição entre os metais estudados e pelo seu elevado teor nas águas de drenagem urbana, o que pode exceder a capacidade de retenção do solo. Os resultados evidenciam os riscos de contaminação das águas subterrâneas na área de implantação dessas estruturas e a importância da inclusão da capacidade de retenção de

poluentes pelo solo como mais um critério a ser considerado na seleção de áreas para a implantação de estruturas de infiltração em Belo Horizonte/MG.

PALAVRAS CHAVE: drenagem urbana, metais pesados, capacidade de adsorção do solo.

ABSTRACT

Belo Horizonte is the sixth most populous municipality in Brasil, with an estimated population of 2.412.937 inhabitants (IBGE, 2007) and competes with other major capitals of the country in number of floods per year, which are shaped in one of the major environmental challenges of the municipality. To test new ways of managing urban stormwater through the use of alternative techniques of drainage, an infiltration trench and a trench detention were implanted in the Ecological Station of the UFMG, a project developed by the School of Engineering at UFMG and Municipality of Belo Horizonte in the context of the Project SWITCH – Sustainable Water Management Improves Tomorrow's Cities' Health. However, as urban stormwater typically contains high levels of pollutants, it is necessary to investigate the retention capacity of these pollutants by the soil in the area of deployment of these structures. To evaluate the retention capacity of soil were performed samplings and analysis at the beginning of the deployment of structures, in the middle and end of the rainy season. Samples collected at the beginning of the deployment of structures were subjected to analysis of particle size, Cation Exchange Capacity (CEC), pH in H₂O and in KCl, organic matter content, content of Clay Dispersed in Water (CDW), clay mineralogy and total content of cadmium, lead, copper, chromium, manganese, nickel and zinc. These elements were chosen for this study due to its high presence in urban drainage water. Those collected in other samplings were evaluated on the total content of selected heavy metals. The evaluation of the retention capacity of soil was done by investigating the levels of pollutants retained in the soil during a rainy period; through leaching tests to determine the efficiency of soil retention of metals in consecutive rains and by sequential extraction to assess the retention of metals in various soil fractions. The results indicate that the soil of the area has the capacity to retain some of the metals coming from the waters of urban drainage; mainly lead, chromium and manganese. However, part of the metals, mainly cadmium, copper, nickel and zinc is leached into the soil profile due to the affinity of these elements by adsorption sites non-specific; as the soil of the area, as low CEC and low organic matter content; by competition between the metals studied and high concentrations of metals in urban drainage water, which may exceed the holding capacity of soil. The results show the risk of contamination of groundwater in the area of deployment of these structures and the importance of including the retention capacity of pollutants by the soil as another criterion to be considerate in selecting areas for developing the structures of infiltration in Belo Horizonte/MG.

KEYWORDS: urban drainage, heavy metals, adsorption capacity of the soil.

RESUMEN

Belo Horizonte es el sexto municipio más poblado de Brasil, con una población estimada de 2.412.937 habitantes (IBGE, 2007) y compite con otros grandes capitales del país en número de inundaciones por año, lo que se forma en uno de los principales problemas ambientales del municipio. Para probar nuevas formas de gestión de las aguas pluviales urbanas con el uso de técnicas alternativas de drenaje, una trinchera de infiltración y una zanja de detención se implantaron en la Estación Ecológica de la UFMG, proyecto desarrollado por la Escuela de Ingeniería de la UFMG y Municipalidad de Belo Horizonte en el contexto del Proyecto SWITCH – Sustainable Water Management Improves Tomorrow's Cities' Health (“Gestión Sostenible del Agua para Mejorar la Calidad de Vida en las Ciudades del Futuro”). Sin embargo, como las aguas pluviales urbanas generalmente contiene altos niveles de contaminantes, es necesario investigar la capacidad de retención de estos contaminantes por el suelo en la zona de implementación de estas estructuras. Para evaluar la capacidad de retención del suelo fueron realizadas muestras y análisis de suelo en el inicio de implementación de las estructuras, en el centro y fin de la temporada de lluvias. Las muestras recogidas en el inicio de la implementación de las estructuras fueron sometidas a análisis de granulometría, Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC), pH en H₂O y en KCl, contenido de materia orgánica, Dispersión de Arcilla en el Agua (DAA), mineralogía de la arcilla y contenido total de cádmio, plomo, cobre, cromo, manganeso, níquel y zinc. Estos elementos fueron escogidos para este estudio debido a su alta presencia en el agua de drenaje urbano. Las muestras recogidas en otros muestreos fueron evaluadas en el contenido total de los metales pesados seleccionados. La evaluación de la capacidad de retención del suelo se realizó mediante la investigación del contenido de contaminantes retenidos en el suelo durante un período de lluvias; a través de pruebas de lixiviación, para determinar la eficiencia del suelo en la retención de los metales en lluvias consecutivas; y por extracción secuencial para evaluar la absorción de metales en diferentes fracciones del suelo. Los resultados indican que el suelo de la área tiene la capacidad de retención de algunos de los metales procedentes de las aguas de drenaje urbano; especialmente el plomo, el cromo y el manganeso. Sin embargo, parte de los metales, principalmente cádmio, cobre, níquel y zinc se lixivian en el perfil del suelo debido a la afinidad de estos elementos por sitios de adsorción no-específica; por las características del suelo de la área, como reducida CIC y reducido contenido de materia orgánica; por la competencia entre los metales estudiados y sus altas concentraciones en el agua de drenaje urbano, lo que puede superar la capacidad de retención del suelo. Los resultados muestran los riesgos de contaminación de las aguas subterráneas en la zona

de implementación de estas estructuras y la importancia de incluir la capacidad de retención de contaminantes por el suelo como otro de los criterios a considerar en la selección de áreas para la implementación de las estructuras de infiltración en Belo Horizonte/MG.

PALABRAS CLAVE: drenaje urbano, metales pesados, capacidad de adsorción del suelo.

1 – INTRODUÇÃO

A drenagem das águas pluviais tem adquirido cada vez mais importância nas grandes cidades, tendo em vista a ocorrência frequente de enchentes e a poluição dos cursos d'água pelo aporte de materiais carregados pelo escoamento superficial; problemas decorrentes principalmente da urbanização acelerada e do emprego de drenagem urbana inadequada.

Em Belo Horizonte, o vertiginoso processo de urbanização ocorrido nas últimas décadas, resultante na impermeabilização de grandes áreas na cidade, faz com que a cidade concorra com outras grandes capitais do país em número de enchentes por ano, as quais se configuram em um dos principais desafios ambientais do município (SWITCH, 2009).

De acordo com o Plano Diretor de Drenagem Urbana (PDDU), onze trechos de córregos de Belo Horizonte foram identificados como sendo de alto risco para ocorrência de enchentes. A cidade apresenta cento e um locais propensos a inundações, sendo que o risco é crítico nas bacias do córrego Vilarinho, em Venda Nova; do Cachoeirinha, na região Nordeste; Ressaca e Engenho Nogueira, na Pampulha; além do ribeirão Arrudas (PBH, no prelo).

Os problemas associados à drenagem urbana e gerenciamento de recursos hídricos na capital fizeram com que Belo Horizonte fosse escolhida como uma das doze áreas urbanas utilizadas para estudos de caso no contexto do Projeto SWITCH¹ - Sustainable Water Management Improves Tomorrow's Cities' Health (“Gestão Sustentável das Águas para o Aprimoramento da Qualidade de Vida nas Cidades do Futuro”), projeto que busca acelerar o emprego de soluções mais sustentáveis para as águas urbanas em diferentes contextos geográficos, climáticos e sócio-culturais (SWITCH, 2010).

No contexto do Projeto SWITCH, estão sendo desenvolvidos, na cidade, ensaios experimentais com emprego de soluções técnicas alternativas ou compensatórias de drenagem (trincheiras de infiltração, pavimento poroso, reservatórios de retenção, etc.), que buscam reter e infiltrar parte das águas pluviais no solo e têm sido apontadas como uma alternativa na redução do volume e vazão das cheias, no aumento da infiltração e recarga de águas subterrâneas, conduzindo a um manejo adequado e gestão eficaz das águas pluviais urbanas.

Entretanto, como águas de drenagem urbana podem conter significativa quantidade de poluentes ambientais, resultantes das diversas atividades desenvolvidas

¹ As demais cidades participantes do projeto são: Hamburgo (Alemanha), Birmingham (Inglaterra), Lodz (Polônia), Zaragoza (Espanha), Tel Aviv (Israel), Alexandria (Egito), Pequim e Chongqing (China), Accra (Gana), Lima (Peru) e Cali (Colômbia).

na bacia, há a necessidade de investigação da capacidade de retenção de poluentes pelo solo na área de implantação das estruturas de infiltração. A infiltração de águas pluviais urbanas em áreas onde o solo não tenha capacidade de reter tais poluentes pode representar um risco de contaminação das águas subterrâneas em virtude da possibilidade de percolação dos mesmos pelo solo.

O objetivo geral deste trabalho é investigar a capacidade de retenção de metais pesados pelo solo em uma área de instalação de estruturas de infiltração para águas pluviais urbanas em Belo Horizonte/MG, e os riscos de contaminação de águas subterrâneas associados à infiltração de águas de drenagem urbana no solo².

Objetivos específicos:

i) avaliar a capacidade do solo, de acordo com suas características físicas, químicas e mineralógicas, na retenção dos metais Cd, Cu, Cr, Mn, Ni, Pb e Zn; comuns em águas de drenagem urbana;

ii) avaliar a eficiência do solo na retenção dos metais selecionados (Cd, Cu, Cr, Mn, Ni, Pb e Zn) sob chuvas consecutivas;

iii) indicar quais características físicas, químicas e mineralógicas dos solos mais influenciam na retenção dos metais selecionados, o que pode servir de subsídio para a escolha de locais de instalação de estruturas de infiltração;

iv) testar a eficiência da matéria orgânica na retenção dos metais pesados estudados, o que pode incentivar sua incorporação superficial em futuras áreas de implantação de estruturas de infiltração como forma de ampliação da capacidade de retenção do solo.

² Esta tese de doutorado integra o Projeto SWITCH e foi parcialmente custeada por este. Informações sobre o Projeto SWITCH podem ser encontradas no endereço: www.switchurbanwater.eu e no capítulo 4 desta tese.

2 – ÁGUAS PLUVIAIS URBANAS: DESAFIOS PARA A GESTÃO

2.1 – escoamento pluvial em áreas urbanas e impactos sócio-ambientais

O intenso processo de urbanização ocorrido nas últimas décadas ocasionou sucessivas transformações no meio ambiente, repercutindo em uma grande pressão sobre os recursos naturais, principalmente sobre os recursos hídricos (VENDRAME & LOPES, 2005; BRITES & GASTALDINI, 2005).

No Brasil, o processo de expansão urbana provocou uma intensa concentração populacional em aglomerações metropolitanas, sendo que, no ano de 2000, 33,28% da população brasileira vivia nessas aglomerações (GEO Brasil, 2002). Entre 1970 e 2000, a população nos aglomerados metropolitanos cresceu 122%, enquanto que a população brasileira cresceu 82%. Embora os municípios de pequeno porte – com população urbana inferior a 20 mil habitantes, representem cerca de 75% do total do Brasil, eles concentram apenas 19% da população total do país, o que significa que cerca de 80% da população residem em apenas 25% dos municípios do território brasileiro, denotando o cenário de extrema concentração existente no país (GEO Brasil, 2002).

A concentração populacional nas aglomerações urbanas produz sérios reflexos no espaço físico e o crescimento das áreas urbanizadas passa a exercer significativa influência sobre o escoamento das águas pluviais, agravando de forma significativa os problemas relacionados à drenagem urbana (VENDRAME & LOPES, 2005).

Uma das características principais da urbanização é a impermeabilização de grandes áreas, o que dificulta a infiltração das águas pluviais e direciona maior parcela de água ao escoamento superficial (ARAÚJO et al., 2000; VENDRAME & LOPES, 2005).

O resultado deste processo é uma maior pressão sobre os fluxos fluviais, aumento nos volumes escoados, ao mesmo tempo em que ocorre a redução do tempo de concentração (tempo que transcorre entre o maior volume de precipitação e a maior vazão no canal), o que faz com que os hidrogramas de cheias sejam cada vez mais críticos (TUCCI, 2000; VENDRAME & LOPES, 2005). Estima-se que para uma mesma bacia, o pico da vazão pode aumentar até seis vezes como decorrência de sua urbanização (TUCCI, 2000).

Este problema é agravado tendo em vista o insuficiente tratamento dado pelos municípios às questões de drenagem urbana, que tem sido desenvolvida com o princípio de drenar a água das precipitações o mais rápido possível para jusante; o que favorece a ocorrência de enchentes cada vez mais frequentes e em maior volume (GEO Brasil, 2002).

Na maioria das cidades, as ações de planejamento não conseguem gerir de forma adequada o excesso de escoamento superficial ocorrido em função de chuvas abundantes, seja por realizar obras paliativas de contenção de rios com regime habitual de cheia, na tentativa de impedi-los de extravasar para as planícies que pertencem ao seu domínio, seja por não prever corretamente a manutenção de áreas para a retenção natural e percolação lenta das águas pluviais para o lençol freático (GEO Brasil, 2002).

No Brasil, somente no ano de 2000, cerca de 1,7 milhão de pessoas foram afetadas por inundações, o que corresponde a 1% da população brasileira, com registro de 89 mortos e 16.045 desabrigados; com aplicação de US\$ 11,9 milhões de recursos federais em ações assistenciais, além do aporte de recursos estaduais e municipais (GEO Brasil, 2002).

Segundo a Agência Nacional de Águas (ANA), no ano hidrológico de 2007, 176 municípios brasileiros (3% do total) tiveram decretada situação de emergência devido à ocorrência de enchentes, inundações ou alagamentos (ANA, 2009).

Associada à questão das enchentes, cuja ocorrência gera uma série de impactos econômicos, sociais e ambientais, há também a questão da alteração da qualidade das águas, uma vez que as redes de drenagem de águas pluviais veiculam elevadas cargas de poluentes, constituindo uma das principais fontes de degradação dos recursos hídricos (MORAES & JORDÃO, 2002; PAZ et al., 2004; BRITES & GASTALDINI, 2005; BOLLMANN & MARQUES, 2006).

A origem destes poluentes é bastante diversificada, e contribuem para seu aparecimento: a abrasão e o desgaste das vias públicas pelo tráfego veicular; o trânsito de veículos automotores (resíduos de combustíveis, lubrificantes, fluídos hidráulicos, finas partículas do desgaste de pneus); os resíduos de vegetação (folhas, casca de árvores, galhos, etc.); o lixo acumulado nas ruas e calçadas; os resíduos orgânicos de pássaros e animais domésticos; as atividades de construção e indústria; os efluentes de sistemas sépticos defeituosos ou inoperantes e a deposição de poluentes atmosféricos (TUCCI, 2003; BOLLMANN & MARQUES, 2006). As principais fontes estão relacionadas ao sistema viário, que representa um importante fornecedor de material poluente à malha hídrica (RAMOS et al., 1999).

Os principais poluentes gerados e carregados para os corpos receptores são metais como cobre, zinco, manganês, ferro e chumbo; hidrocarbonetos provenientes do petróleo; resíduos orgânicos; nutrientes; e poluentes do ar (óxido de enxofre, óxidos de nitrogênio, monóxido de carbono e hidrocarbonetos voláteis) (PORTO, 1998).

Segundo USEPA (1995), existem três classes de impactos desencadeados nos ambientes receptores pelo aporte de poluentes carregados pelas águas de chuva: i) mudanças de curta duração na qualidade da água durante e após precipitações, com o

aumento da concentração de alguns poluentes, como toxinas e bactérias; ii) impactos de longa duração provocados pelo efeito cumulativo do lançamento de poluentes (principalmente metais pesados e compostos organoquímicos); e iii) impactos físicos devido à erosão e deposição de resíduos sólidos em eventos chuvosos repetidos, que alteram os habitats aquáticos.

Os principais problemas gerados podem ser agrupados em quatro grandes categorias: alterações estéticas, deposição de sedimentos, depleção da concentração de oxigênio dissolvido, eutrofização e danos devido à presença de tóxicos (RAMOS et al., 1999).

As principais alterações estéticas estão relacionadas ao aumento da concentração de sedimentos em suspensão e lançamento de outros resíduos (matéria orgânica, hidrocarbonetos), que afetam a transparência da água através do aumento da turbidez, e alteram a cor, odor e a aparência geral do corpo hídrico.

A deposição de sedimentos no corpo d'água receptor produz importantes alterações morfológicas, dentre as quais sua gradual colmatação e conseqüente redução da capacidade de descarga líquida, além de afetar de forma importante os ecossistemas aquáticos, em função do aumento de turbidez e conseqüente diminuição da transparência da água. Outro fator de importância diz respeito à fração mais fina dos sedimentos, as argilas, que por processos de adsorção acabam sendo transportadores de outros poluentes como metais, amônia, fertilizantes, pesticidas, e outros tóxicos. Segundo TUCCI (2007), parte importante dos constituintes utilizados como indicadores de poluição são transportados para os rios agregados aos sedimentos.

A depleção da concentração de oxigênio dissolvido é resultante da decomposição da matéria orgânica introduzida nos cursos d'água. Como consequência direta, os baixos níveis de oxigênio prejudicam os peixes e outros organismos aquáticos sensíveis (BOLLMANN & MARQUES, 2006). Outra fonte de depleção de oxigênio é a ressuspensão de sedimentos no ponto do lançamento do efluente. A matéria orgânica presente junto ao sedimento, bem como outros compostos, ao serem retirados das camadas anóxicas, são rapidamente expostos à biodegradação, o que ocasiona a diminuição do oxigênio como resultado da grande utilização deste pelos microorganismos decompositores (BOLLMANN & MARQUES, 2006).

A eutrofização da água ocorre em virtude do aporte de nutrientes como nitrogênio e fósforo ao corpo receptor das águas de drenagem urbana, o que provoca a fertilização do ecossistema aquático, aumentando a população de algas e vegetais aquáticos superiores (UNESCO, 2006, WMO, 2006, IAEA, 2006; UNESCO, 2006, UNEP, 2006). Este processo resulta na diminuição dos teores de oxigênio dissolvido na água, episódios

de mortandade de peixes e alterações estéticas, culminando em profundas alterações no balanço ecológico do corpo receptor (FREEDMAN, 1995).

Os danos devido à presença de tóxicos ocorrem em função da presença de metais pesados, pesticidas e outros elementos no escoamento superficial urbano. O aporte dessas substâncias aos corpos d'água é prejudicial ao ecossistema aquático e limita o uso da água do corpo receptor para o abastecimento humano, irrigação e recreação (UNESCO, 2006, WMO, 2006, IAEA, 2006; UNESCO, 2006, UNEP, 2006). Vários poluentes tóxicos como metais pesados e pesticidas sofrem bio-acumulação ou ampliação biológica, fenômeno que leva ao aumento da concentração da substância tóxica no tecido dos organismos nos níveis mais elevados da cadeia alimentar, fazendo com que a ingestão desses organismos pelo homem possa causar graves danos à saúde (USEPA, 1995).

Os diversos impactos gerados pelo aporte do escoamento superficial aos cursos d'água podem, portanto, comprometer seriamente a qualidade e os usos da água, além de afetar significativamente os habitats aquáticos (FREEDMAN, 1995).

As alterações nos processos hidrológicos e de qualidade da água causadas pela urbanização e a ineficiência dos dispositivos empregados no escoamento das águas pluviais urbanas criam a necessidade de estudo de alternativas para o seu controle, buscando nova forma de gestão para a questão das águas pluviais urbanas.

2.2 – Técnicas compensatórias de drenagem para águas pluviais urbanas

Com o intuito de minimizar o efeito das enchentes em áreas urbanas, tendências modernas no controle de inundações vêm sendo amplamente empregadas ou recomendadas internacionalmente desde 1970, enfatizando o enfoque orientado para o armazenamento temporário das águas pluviais urbanas por estruturas de infiltração, detenção ou retenção (RAMOS et al., 1999).

Dispositivos de armazenamento ou de infiltração de águas pluviais ou, ainda, que combinam ambos os processos são adotados há muitos anos em diferentes países (SILVA et al., 2009; RAMOS et al., 1999), com maior acúmulo de experiências em alguns países da Europa, na América do Norte, na Austrália e no Japão (NASCIMENTO & BAPTISTA, 2009).

As técnicas alternativas ou compensatórias de drenagem, conhecidas como BMP's – Best Management Practices – são tecnologias que procuram compensar ou minorar os impactos da urbanização sobre o ciclo hidrológico, reduzindo os volumes escoados e as vazões máximas de cheias, diminuindo os riscos de inundação e favorecendo a recarga de água subsuperficial; contribuindo também para a retenção de

poluentes do escoamento superficial (RAMOS et al., 1999; BAPTISTA et al., 2005; NASCIMENTO & BAPTISTA, 2009).

A função básica desses dispositivos é a de favorecer a infiltração do escoamento superficial no solo e/ou realizar o armazenamento temporário das águas pluviais direto no ponto de origem, ou próximo deste, e a subsequente liberação mais lenta dessas águas para jusante no sistema de galerias ou canais, buscando retardar o escoamento sobre uma dada área, de modo a contribuir para a redução das vazões de pico de cheias em pontos a jusante (CAMPANA et al., 2007).

Na atualidade, existe uma grande diversidade de técnicas compensatórias em drenagem pluvial, que em grande parte, centram-se em processos de armazenamento e de infiltração de águas pluviais. Porém, há também soluções que promovem a interceptação e a evapotranspiração, como os telhados ou coberturas verdes. Enfoques complementares valorizam a desconexão ou a não conexão de áreas impermeáveis ao sistema de drenagem, dirigindo, sempre que possível, as águas de escoamento superficial para áreas verdes com suficiente capacidade de infiltração (NASCIMENTO & BAPTISTA, 2009).

Em alguns casos, procuram-se desenvolver usos múltiplos para, por exemplo, áreas destinadas ao amortecimento de cheias, associando-as a áreas verdes, parques, áreas adequadas à prática de esportes e funções semelhantes (NASCIMENTO & BAPTISTA, 2009).

As principais técnicas compensatórias são faixas gramadas ou plantadas, valas de infiltração e detenção, pavimento poroso, bacias de detenção secas ou alagadas e alagadiços (“wetlands”) (UDFCD, 1992); trincheiras de infiltração e microreservatórios individuais (BAPTISTA et al., 2005).

As faixas gramadas ou plantadas (FIG. 1) são projetadas para receber o escoamento superficial de áreas impermeáveis e aumentarem a oportunidade de infiltração antes que o escoamento atinja a rede de drenagem. A técnica consiste em dirigir o escoamento gerado em superfícies impermeáveis como telhados, estacionamentos, calçadas e ruas, para áreas gramadas e jardins, minimizando a área conectada ao sistema de drenagem urbana. Esta prática reduz o volume de escoamento superficial e aumenta a infiltração, retendo sólidos em suspensão e outros poluentes³.

¹ A descrição das estruturas compensatórias “faixas gramadas ou plantadas, valas de infiltração e detenção, pavimento poroso, bacias de detenção secas ou alagadas e alagadiços” foi elaborada com base nas “Diretrizes Básicas para Projetos de Drenagem Urbana no Município de São Paulo” (RAMOS et al., 1999).

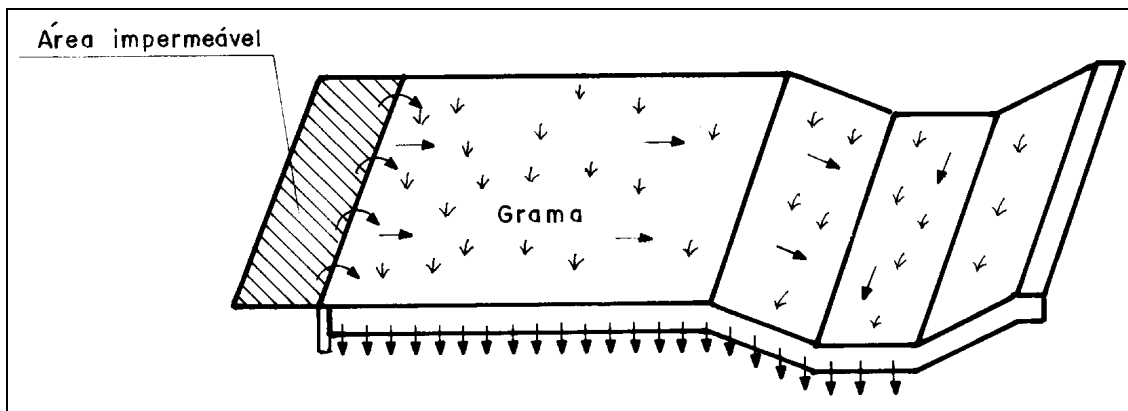


FIGURA 1 – Desenho representativo da técnica compensatória “faixas gramadas ou plantadas” (Fonte: UDFCD, 1992 modificado).

As valas de infiltração e detenção (FIG. 2) são depressões escavadas no solo com o objetivo de recolher as águas pluviais e efetuar o seu armazenamento temporário e, eventualmente, favorecer sua infiltração. Podem ser utilizadas para coletar o escoamento superficial urbano ao longo de ruas e estradas, por exemplo, substituindo as guias e sarjetas. São projetadas para permitir o escoamento a baixas velocidades e pequenas lâminas, de forma a aumentar a infiltração e diminuir as vazões para lançamento no corpo receptor. A introdução das águas é feita de forma direta, por escoamento superficial até a estrutura, podendo, eventualmente, ocorrer a afluência via tubulação. O armazenamento é efetuado em superfície livre, no interior da estrutura. A liberação das águas pode ocorrer por infiltração local, no caso de estruturas de infiltração, ou por deságue superficial, diretamente no corpo receptor, com ou sem dispositivos de controle. Não são muito eficientes na remoção de poluentes para eventos de chuva mais intensa, mas podem eliminar o escoamento superficial proveniente de chuvas mais fracas.

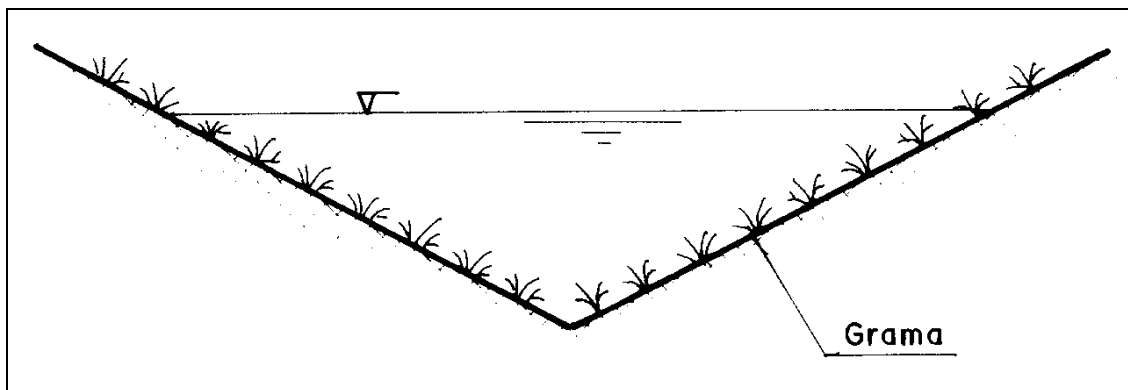


FIGURA 2 – Desenho representativo da técnica compensatória “valas de detenção” (Fonte: UDFCD, 1992 modificado).

Os pavimentos porosos (FIG. 3) são blocos de concreto perfurados assentados sobre brita e areia, com os vazios preenchidos com areia ou grama, cuja utilização em áreas urbanas visa reduzir a vazão drenada superficialmente, melhorar a qualidade da água e contribuir para o aumento da recarga de água subterrânea (ARAÚJO et al., 2000).

A substituição da tradicional pavimentação asfáltica ou de concreto por blocos porosos pode ser utilizada em áreas externas de zonas comerciais, edifícios e áreas de estacionamento. É uma forma de diminuir a área diretamente conectada à rede de drenagem e reduzir o escoamento superficial. A detenção temporária das águas pluviais introduzidas é efetuada no corpo do pavimento, que funciona como um reservatório enterrado. A liberação da água pode ser efetuada por infiltração direta no solo ou através de um sistema de drenos acoplados ao sistema de drenagem a jusante. Além de permitir a infiltração, retêm o material particulado grosso.

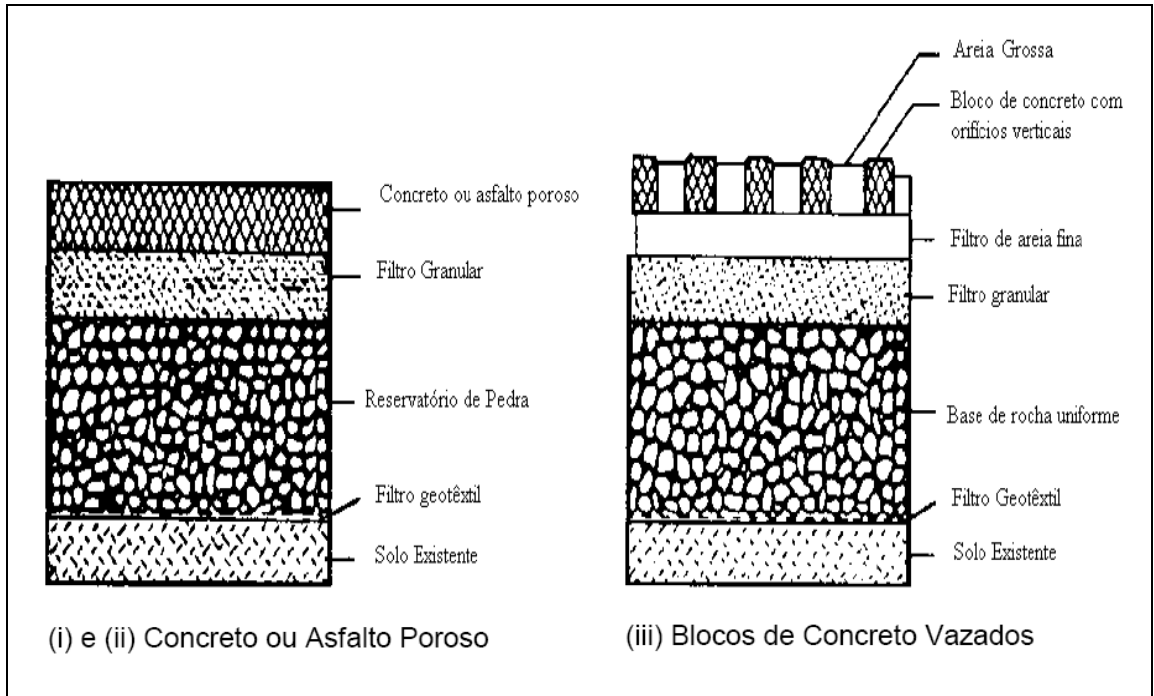


FIGURA 3 - Tipos de pavimentos porosos (Fonte: Urbonas e Stahre, 1993 in: ARAÚJO et al., 2000).

As bacias de detenção são utilizadas para amortecimento de cheias como forma de controle de inundações, eventual redução de volumes de escoamento superficial, nos casos de bacias de infiltração e, redução da poluição difusa de origem pluvial.

Nas bacias de detenção secas (FIG. 4), o escoamento superficial é armazenado e liberado aos poucos, através de pequeno orifício de saída, que conduz as vazões para jusante. A eficiência de remoção é boa para sedimentos e metais e razoável para

nutrientes. Entre os eventos chuvosos, a bacia deve permanecer seca e, portanto, no caso de bacias superficiais, a área ocupada pode ser utilizada para recreação, por exemplo.

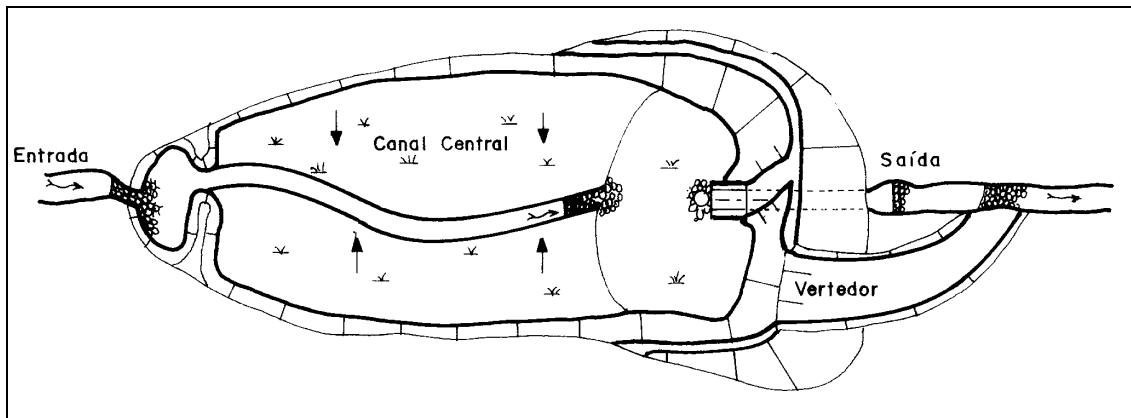


FIGURA 4 - Desenho representativo da técnica compensatória “bacias de retenção secas” (Fonte: UDFCD, 1992 modificado).

As bacias de retenção alagadas (FIG. 5) permanecem com a parte inferior inundada constantemente. Quando chove o escoamento superficial é retido no espaço deixado como volume de espera. A vazão que entra mistura-se com a água ali armazenada e aos poucos o excesso vai sendo descarregado como nas bacias de retenção secas. Estas bacias melhoram a qualidade da água do escoamento superficial que pode ser drenado de zonas residenciais, comerciais, áreas de estacionamento e áreas industriais. Apresentam taxas de remoção de poluentes de moderadas a altas, devido ao uso dos nutrientes e metais pelo ecossistema aquático existente na lagoa.

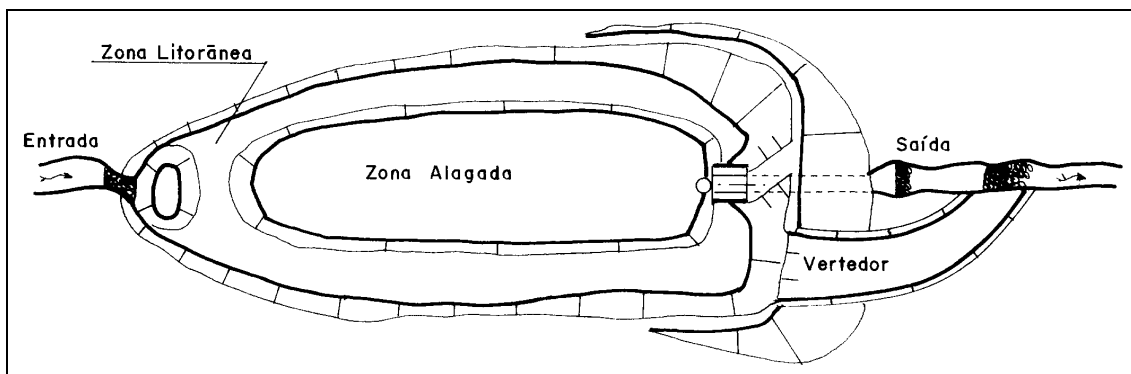


FIGURA 5 - Desenho representativo da técnica compensatória “bacias de retenção alagadas” (UDFCD, 1992 modificado).

Os alagadiços (“wetlands”) (FIG. 6) podem ser criados como forma de reter sedimentos e poluentes do escoamento superficial. Assim como as bacias de retenção

alagadas, é necessário que haja um pequeno escoamento de base para manter uma lâmina d'água sempre no fundo. São eficientes para remover compostos de fósforo e nitrogênio, compostos orgânicos, alguns metais (como chumbo e zinco) e sedimentos. A declividade do terreno deve ser próxima de zero de modo que o escoamento superficial, ao chegar, não se infiltre, mas escoe lentamente entre a vegetação e sobre a lâmina d'água existente. É um tratamento efetivo do escoamento superficial.

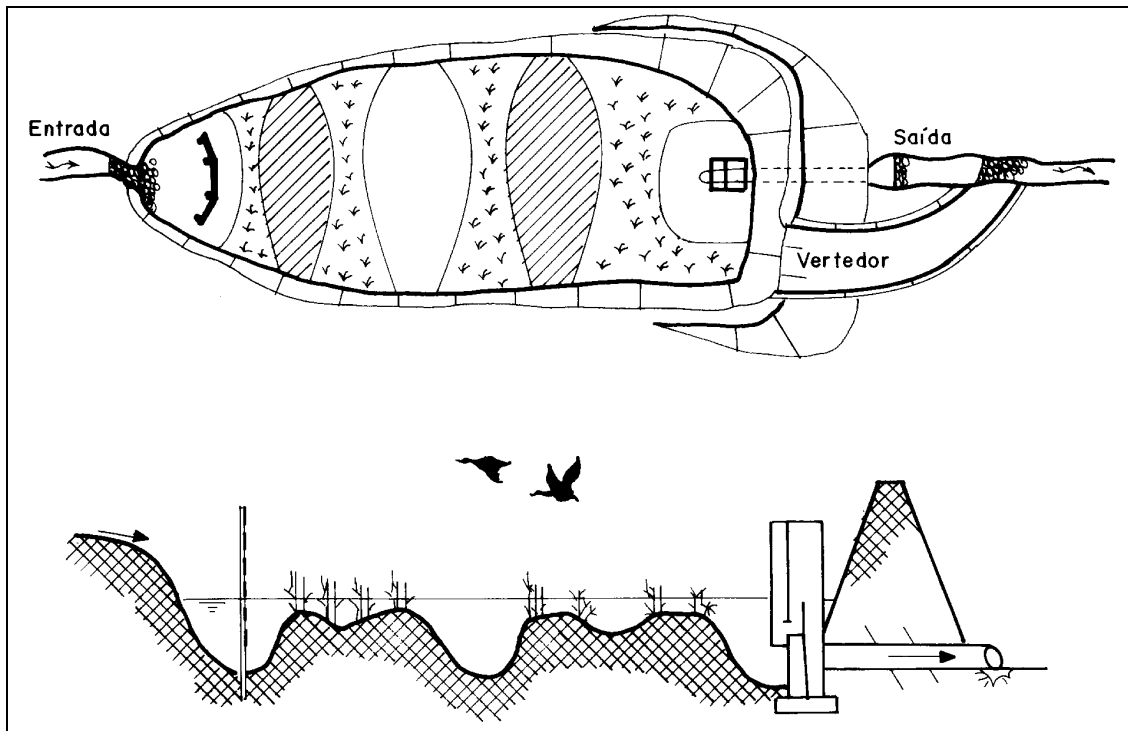


FIGURA 6 - Desenho representativo da técnica compensatória "alagadiços" (Fonte: UDFCD, 1992 - modificado).

As trincheiras de infiltração (FIG. 7) são estruturas que têm a finalidade de recolher as águas pluviais de afluência perpendicular a seu comprimento, favorecendo a infiltração e/ou armazenamento temporário. Apresentam largura e profundidade reduzidas, usualmente não ultrapassando um metro, em contraposição às dimensões longitudinais, mais significativas. O acesso das águas superficiais à estrutura pode ser efetuado diretamente, através da superfície do dispositivo, ou através de um sistema convencional de drenagem. A liberação é feita por infiltração direta no solo, através de sua base e das paredes laterais⁴.

⁴ A descrição das estruturas compensatórias "trincheiras de infiltração e microreservatórios individuais" foi elaborada com base em "Técnicas Compensatórias em Drenagem Urbana" (BAPTISTA et al., 2005).

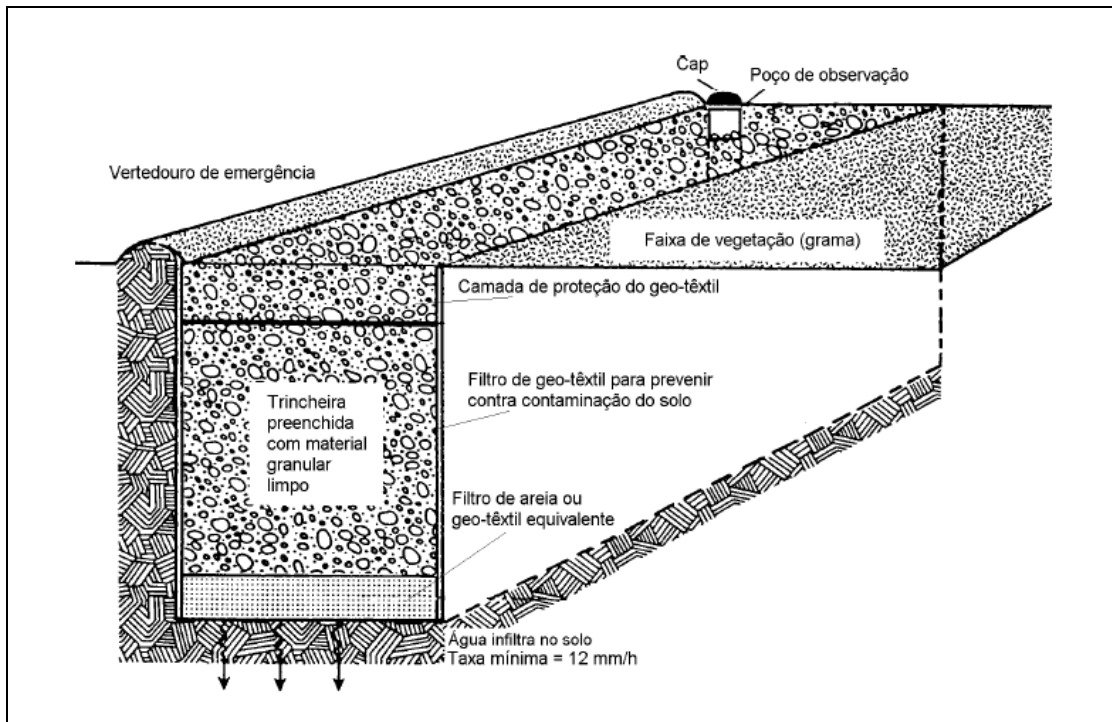


FIGURA 7 – Desenho representativo da técnica compensatória “trincheira de infiltração” (Fonte: Souza e Goldenfum, 2001).

Os microreservatórios domiciliares são pequenas estruturas (tanques) de amortecimento, geralmente pré-fabricados, instalados ao ar livre ou, ainda, dentro de uma edificação, conectados ou não ao sistema de drenagem. Permitem a utilização das águas pluviais para usos domésticos não potáveis, respeitados concepção e critérios adequados de projeto para a dupla função de amortecimento de cheias e reserva de águas de abastecimento. A saída de água dos reservatórios faz-se por infiltração ou descarga na rede pluvial, além da alimentação de sistemas de utilização dessa água, quando for o caso (BAPTISTA et al., 2005).

No Brasil, somente a partir do início da década de 90, as medidas compensatórias começam a ser estudadas e incorporadas ao sistema de drenagem das águas pluviais, com o surgimento de um novo paradigma para a drenagem urbana, o qual abandona o conceito tradicional de drenagem que consistia em retirar o excedente superficial o mais rápido possível da bacia hidrográfica, para se adotar um modelo compensatório que não permite a propagação do excedente superficial para jusante (CAMPANA et al., 2007).

A aplicação efetiva destas técnicas ainda é iniciativa incipiente no país, com a utilização de sistemas alternativos em apenas 7,5 % dos municípios brasileiros (IBGE, 2002). A principal técnica alternativa utilizada é a bacia ou reservatório de detenção (conhecida como “piscinão”), presente principalmente nas cidades de São Paulo, Porto

Alegre, Rio de Janeiro, Brasília, Belo Horizonte, Natal, entre outras (BAPTISTA et al., 2005).

Entretanto, segundo Nascimento & Baptista (2009), diversas experiências com tecnologias alternativas de drenagem urbana têm sido desenvolvidas no Brasil, e significativos avanços têm sido observados em pesquisa e aplicação de tais técnicas.

Tucci (1998) analisou o emprego de um microreservatório de retenção como controle da microdrenagem e concluiu que o uso de um reservatório com tamanho de 1,3 a 1,9 m³ na saída de um lote reduz o pico do hidrograma para as condições anteriores à ocupação do mesmo. Esse volume representa aproximadamente o mesmo volume utilizado para regularizar o abastecimento de uma residência.

Araujo et al. (2000) realizaram um estudo sobre a eficiência de pavimentos permeáveis na redução do escoamento superficial por meio de uma instalação experimental que constituía na simulação de chuva sobre diferentes tipos de superfícies. As simulações mostraram que, na parcela de pavimento impermeável, praticamente toda a chuva gerou escoamento superficial, com acréscimo de 44% no coeficiente de escoamento, em comparação com a simulação no solo compactado. As simulações nas superfícies semipermeáveis apresentaram escoamento superficial inferior ao do concreto, em cujos blocos foi observado um crescimento de 22% no escoamento superficial. Nos pavimentos permeáveis, praticamente não ocorreu escoamento superficial.

Em um estudo sobre trincheiras de infiltração como elemento de controle do escoamento superficial, Souza e Goldenfum (2001) observaram que em um determinado evento, o volume total escoado para a trincheira foi superior a 4,5 m³, e que após o nível máximo ter sido atingido (97 cm, nível útil de 85 cm), o esvaziamento (infiltração) ocorreu em pouco mais de uma hora. Em todos os eventos analisados, não houve nenhum volume escoado para fora da trincheira, evidenciando a eficiência deste dispositivo.

Estudo desenvolvido na cidade de Brasília, com implantação de bacias de retenção, mostrou a eficiência dos dispositivos monitorados na redução das vazões de pico, redução média observada de 62,6% a 74%. Além disso, essas estruturas reduziram as concentrações de alguns poluentes encontrados nas águas pluviais despejadas nas referidas bacias de retenção com valores médios de remoção variando de 1 a 3% para Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e 41 a 74% para sólidos suspensos (CAMPANA et al., 2007).

Os resultados obtidos com o emprego de tais técnicas demonstram sua eficiência no controle e manejo das águas pluviais urbanas e redução dos impactos ocasionados pela urbanização.

Entretanto, é importante avaliar o impacto potencial sobre a qualidade das águas subterrâneas pela infiltração do escoamento pluvial no solo (JONES-LEE, 2000), uma vez

que os poluentes presentes nas enxurradas que são infiltradas no solo podem causar poluição das águas subterrâneas, que em contato com as águas superficiais (através do abastecimento de cursos fluviais pelas águas provenientes de aquíferos) podem alterar a sua qualidade, limitando seu uso doméstico e para outros fins (LEE et al., 1998).

3 – RETENÇÃO DE POLUENTES PELO SOLO EM ÁREA DE IMPLANTAÇÃO DE ESTRUTURAS DE INFILTRAÇÃO: POTENCIALIDADES E RISCOS

3.1 – Características dos solos que influenciam na retenção de poluentes

O solo tem sido amplamente utilizado como meio para descarte ou disposição de materiais considerados poluentes; possuindo diferentes capacidades para modificar o impacto potencial de substâncias contaminantes no ambiente, podendo decompor, reter ou inativar tais elementos (MCBRIDE, 1994; CHENG et al., 1995; COSTA et al., 2004).

A capacidade dos solos em reter poluentes é relacionada às suas propriedades químicas e mineralógicas, que favorecem ou limitam a retenção de poluentes ambientais. Esta capacidade varia, principalmente, em função do pH, teor de carbono orgânico, Capacidade de Troca de Cátions e mineralogia da fração argila.

A interrelação entre estas características do solo definem sua maior ou menor capacidade de retenção; e cada uma delas possui maior ou menor importância dependendo do comportamento e características do poluente a ser retido.

3.1.1 – Potencial Hidrogeniônico (pH) e Ponto de Carga Zero (PCZ)

As partículas do solo, minerais e orgânicas, podem apresentar cargas negativas ou cargas positivas, permanentes ou dependentes de pH (MEURER et al., 2004). As cargas elétricas variáveis ou dependentes de pH são função das atividades dos íons H^+ e OH^- na solução do solo, ou seja, da variação do pH (MEURER et al., 2004).

A medida da afinidade relativa de H^+ e OH^- pelas superfícies de minerais é dada pelo Ponto de Carga Zero (PCZ), que é o valor de pH no qual a carga negativa e positiva de superfície são iguais (MCBRIDE, 1994).

Os argilominerais, óxidos hidratados e matéria orgânica apresentam uma superfície de carga que é pH dependente. Assim, modificações no pH do solo alteram o balanço das cargas positivas e negativas. Quando o pH estiver abaixo do PCZ, há um predomínio de cargas positivas, e a adsorção de ânions é favorecida. Se o pH do solo estiver acima do PCZ, haverá predominância de cargas negativas nas superfícies das partículas do solo, e a adsorção de cátions será favorecida (MEURER et al., 2004).

Assim, a modificação do pH afeta diretamente as características dos componentes minerais e orgânicos da fase sólida cujas cargas são pH dependentes, o que determina a reatividade dos seus grupos funcionais de superfície (MEURER et al., 2004).

De um modo geral, a retenção de cátions (metais pesados, por exemplo) e complexos aniônicos (fosfatos, nitratos, etc.) nos componentes do solo será diretamente

proporcional às concentrações de cargas negativas e positivas, respectivamente; que são função direta do pH e do PCZ dos solos (MCBRIDE, 1994).

3.1.2 – Carbono orgânico

A matéria orgânica "... é gerada a partir da decomposição dos resíduos de plantas e animais, sendo formada por diversos compostos de carbono em vários graus de alteração e interação com as outras fases do solo (mineral, gasosa e solução)" (SILVA et al., 2004 pág. 73). Apesar de compor menos de 5% na maioria dos solos, apresenta uma elevada capacidade de interagir com outros componentes, alterando as propriedades químicas, físicas e biológicas dos solos.

A matéria orgânica caracteriza-se por elevada reatividade em comparação com os componentes minerais do solo, sendo capaz de interagir com íons e moléculas presentes na solução do solo dentro de uma ampla faixa de pH (SILVA et al., 2004). Possui em sua estrutura grupos com insuficiência de elétrons (grupos funcionais de superfície), cuja capacidade de perder ou receber íons H^+ (dissociação ou protonação) é a responsável pela geração de cargas de superfície da matéria orgânica (SILVA et al., 2004).

Sua maior reatividade, em comparação com os minerais, deve-se, também, à sua elevada área superficial específica, que pode chegar a 800-900 m^2/g ; e à elevada carga de superfície, que varia entre 400 e 800 $cmol_c/dm^3$. Ao contrário dos argilominerais, que podem apresentar cargas negativas permanentes ou pH-dependentes, a matéria orgânica apresenta somente cargas pH-dependentes e predominantemente negativas na faixa de pH dos solos (pH 4-7) (SILVA et al., 2004).

As cargas negativas geradas pela dissociação dos grupos funcionais de superfície são balanceadas por cátions que se encontram na solução do solo. A matéria orgânica possui elevada capacidade de adsorção de metais pesados, funcionando como uma espécie de quelante capaz de complexar os cátions metálicos mediante os ligantes oxigênio e nitrogênio presentes em sua estrutura e ricos em pares de elétrons (BOULDING, 1994; SCHNITZER, 1995).

A complexação de íons metálicos (Cd, Pb, Cr, Ni, entre outros) pela matéria orgânica pode reduzir a atividade desses elementos na solução do solo, atenuando sua capacidade de poluir águas superficiais e subterrâneas. Por outro lado, as substâncias húmicas podem, também, servir como transportadores de metais tóxicos, formando complexos estáveis, porém solúveis, o que aumenta o seu transporte em águas (SILVA et al., 2004; CANELLAS et al., 2008).

3.1.3 – Capacidade de Troca de Cátions – CTC

A CTC é a medida da capacidade do solo em adsorver cátions e a posterior reação de troca daqueles adsorvidos com os da solução do solo. Este fenômeno é responsável pela retenção de nutrientes como cálcio, magnésio e potássio, que ficam adsorvidos nas cargas negativas dos colóides minerais e orgânicos dos solos (OLIVEIRA FILHO et al., 1987), e são liberados para a solução do solo para serem utilizados pelas plantas.

A CTC expressa a quantidade de cátions que o solo pode reter na forma de complexos de esfera-externa, que são formados quando há interposição de pelo menos uma molécula de água entre o grupo funcional de superfície e o íon ou molécula da solução do solo (MEURER et al., 2004).

Os cátions adsorvidos nas superfícies negativas da fase sólida do solo, na forma de complexos de esfera-externa, por estarem ligados a essas superfícies por ligações eletrostáticas, podem ser deslocados dos sítios de adsorção por outros cátions presentes na solução do solo. Podem também passar, rapidamente, da fase sólida para a solução do solo, para repor íons nutrientes que são absorvidos pelas plantas ou que percolam no perfil do solo (MEURER et al., 2004).

Essas reações são rápidas, reversíveis, estequiométricas e existe uma seletividade (preferência) de um íon sobre outro na superfície carregada, o que depende da valência, raio de hidratação e concentração do íon na solução do solo. Íons de menor raio de hidratação, maior valência, e maior concentração competem preferencialmente pelos sítios de adsorção nos solos (MEURER et al., 2004).

Solos possuem diferentes CTC's de acordo com o tipo de argila predominante e o teor de matéria orgânica, uma vez que tais constituintes são os principais responsáveis pela geração de carga negativa no solo, elevando a CTC do mesmo com o aumento do pH (HUGHES, 1981).

É um parâmetro importante em locais contaminados por metais pesados, uma vez que tais metais podem substituir íons trocáveis adsorvidos e ficarem retidos nos complexos de troca (argila e matéria orgânica) do solo (BOULDING, 1994). Essa retenção pode atenuar a migração de metais do solo para águas superficiais e subterrâneas (MCBRIDE, 1994).

3.1.4 – Mineralogia da Fração Argila

A fração argila (menor que 2 μm) dos solos, devido à sua natureza coloidal, área superficial específica e carga de superfície, está interligada com a maioria das reações

físicas e químicas que ocorrem no solo, possuindo elevada capacidade de adsorção de elementos (BIRKELAND, 1974; HOFFMAN, 1986, GLINSKI & LIPIEC, 1990).

Sua composição varia de acordo com o grau de evolução dos solos: solos jovens, normalmente, apresentam elevada quantidade de argilominerais do tipo 2:1; enquanto que solos mais evoluídos, normalmente, apresentam predominância de argilominerais do tipo 1:1, óxidos, hidróxidos e oxihidróxidos.

3.1.4.1 - Argilominerais 2:1

São silicatos com estruturas em camadas, formadas por duas lâminas tetraedrais de silício unidas a uma lâmina octaedral de alumínio. A união entre as lâminas ocorre através dos oxigênios apicais dos tetraedros, compartilhados com a lâmina octaedral (INDA JÚNIOR et al., 2004).

As ligações entre as camadas podem ser muito fortes, impedindo o afastamento das mesmas, constituindo os argilominerais não expansivos (ilitas); ou fracas, permitindo um maior ou menor afastamento das camadas entre si, constituindo os argilominerais expansivos (vermiculitas e esmectitas).

As ilitas são comuns em solos jovens, e, normalmente, resultam do intemperismo da mica. Possuem reduzida superfície específica, apresentando, portanto, pequena quantidade de carga para trocar com a solução do solo, o que lhes confere uma reduzida CTC – 10 a 40 $\text{cmol}_e/\text{dm}^3$, principalmente em comparação com outros minerais 2:1 (MCBRIDE, 1994).

As vermiculitas são originadas da transformação da biotita e da muscovita, ou ainda de cloritas, sendo comuns em solos pouco intemperizados. O espaçamento basal pode variar de 1nm, quando a vermiculita retém potássio entrecamadas; a 1,5 nm, quando as entrecamadas são ocupadas por moléculas de água e cátions hidratados (Ca^{2+} , Mg^{2+}) (INDA JÚNIOR et al., 2004).

Nos tetraedros há substituição parcial do Si^{4+} por Al^{3+} , originando um excesso de cargas negativas na lâmina tetraedral. Como o mineral é expansivo, todas essas cargas ficam disponíveis nas entrecamadas para a troca de íons, conferindo-lhe uma elevada capacidade de troca que alcança 100 a 200 $\text{cmol}_e/\text{dm}^3$ em virtude da grande área superficial específica (750 m^2/g) do mineral (INDA JÚNIOR et al., 2004).

As esmectitas compreendem um grupo de argilominerais 2:1 expansivos, dos quais o mais comum é a montmorilonita. Podem ser herdadas do material de origem, formadas pela transformação de micas, cloritas e ilitas, ou neoformadas a partir da solução do solo (INDA JÚNIOR et al., 2004).

Apresentam uma estrutura semelhante à da vermiculita, porém as substituições isomórficas são predominantes na lâmina octaedral onde o Mg^{2+} ocupa o lugar do Al^{3+} . Assim, a distância basal é maior (varia entre 1 e 2 nm), e a capacidade de troca é de 50 a 160 $cmol_c/dm^3$ (WEAVER, 1989).

Devido ao pequeno tamanho dos cristais, as esmectitas apresentam uma grande área superficial específica, em torno de 800 m^2/g , o que proporciona juntamente com a elevada CTC, uma grande capacidade de reter íons e moléculas nas entrecamadas (MCBRIDE, 1994).

3.1.4.2 - Argilominerais 1:1

São silicatos com estruturas em camadas, compostas por uma lâmina tetraedral de silício unida a uma lâmina octaedral de alumínio (INDA JÚNIOR, 2004). As lâminas são ligadas pelo compartilhamento de íons de O^{2-} entre o cátion octaedral Al^{3+} e Si^{4+} (MCBRIDE, 1994).

O principal argilomineral 1:1 dos solos é a caulinita, que ocorre na forma de pequenos cristais, com morfologia hexagonal, com uma área superficial específica variando entre 5 e 30 m^2/g . Pode ser encontrada desde solos jovens até solos mais evoluídos, nos quais ocorre em maior quantidade. É o argilomineral dominante na maioria dos solos de regiões tropicais. Origina-se tanto do intemperismo direto dos minerais primários (mica e feldspato), quanto de minerais 2:1 (ilita, vermiculita) (SCHULZE, 1989).

É um argilomineral não-expansivo, com uma distância basal fixa de 0,72 nm entre as camadas, que são unidas por ligações eletrostáticas entre o hidrogênio e o oxigênio, respectivamente da lâmina octaedral e tetraedral. Devido à forte energia de ligação, o espaço entrecamadas é muito reduzido para a penetração de moléculas de água ou íons (MCBRIDE, 1994).

A fórmula estrutural da caulinita é $Al_2Si_2O_5(OH)_4$, significando que as cargas positivas nesse mineral estão em equilíbrio com as cargas negativas, resultando em uma estrutura neutra (SCHULZE, 1989). Entretanto, podem ocorrer cargas negativas na superfície basal SiO_4^{4-} e cargas positivas e negativas na superfície lateral $AlOH$ das lâminas octaedrais, através da adsorção ou dissociação de íons hidrogênio, dependendo do pH do meio (MEURER et al., 2004).

As cargas negativas (pH elevado), que atraem cátions da solução do solo para manter o equilíbrio eletrostático do mineral, conferem às caulinitas uma capacidade de troca de 1 a 5 $cmol_c/dm^3$. As cargas positivas (pH ácido) atraem ânions, como o fosfato e o nitrato (MEURER et al., 2004).

3.1.4.3 - Óxidos e Hidróxidos

Óxidos é o termo genérico utilizado para denominar minerais que são óxidos, hidróxidos e oxihidróxidos (MCBRIDE, 1989). Ocorrem em forma de cristais muito pequenos (microagregados de 10 a 100 nm) com elevada superfície específica (50 a 200 m²/g) e podem capear outros tipos de minerais (MCBRIDE, 1989).

Os óxidos mais freqüentes em solos são os de Fe e Al, e seus teores variam de acordo com o teor desses elementos no material de origem e do grau de intemperização do solo (MEURER et al., 2004). Ocorrem desde solos muito jovens até solos extremamente evoluídos; no entanto, quando em grandes concentrações são indicativos de solos altamente intemperizados.

Os óxidos mais comuns são a hematita (óxido de ferro), goethita (oxihidróxido de ferro) e gibbsita (hidróxido de alumínio).

A goethita (FeOOH) é o óxido de ferro mais comum nos solos, ocorrendo em ambientes altamente distintos, sendo responsável pela coloração amarela dos solos. A hematita (Fe₂O₃) é o segundo mais comum óxido de ferro, responsável pela coloração vermelha dos solos.

Os óxidos de ferro apresentam cargas variáveis, positivas ou negativas, criadas pela adsorção ou dessorção de H⁺ ou OH⁻, dependendo do pH do solo (MEURER et al., 2004). O excesso de carga superficial positiva ou negativa é balanceada pela adsorção de quantidade equivalente de ânions ou cátions, respectivamente (SCHWERTMANN et al., 1989) fazendo com que os óxidos sejam constituintes importantes na retenção de fosfatos e de metais poluentes (SCHWERTMANN et al., 1989; MEURER et al., 2004). Além disso, os óxidos possuem considerável capacidade para quimiossorção de íons metálicos, bem como ânions orgânicos e inorgânicos (MCBRIDE, 1994).

A gibbsita (γ -Al(OH)₃) é um hidróxido de alumínio, cuja formação exige ambientes com teores muito baixos de silício na solução (<0,5 mg/kg), sendo, portanto, restrita a solos ou materiais altamente intemperizados e dessilicatados. Pode se originar de todos os tipos de minerais primários ou secundários que contenham alumínio em sua estrutura, embora a formação direta de gibbsita de mineral primário seja rara.

De forma semelhante aos óxidos de ferro, também os de alumínio apresentam carga variável, positiva e/ou negativa, dependendo do pH do solo (MEURER et al., 2004).

Os óxidos, hidróxidos e oxihidróxidos exercem efeito pronunciado na adsorção de poluentes, reduzindo a mobilidade de substâncias potencialmente tóxicas ao longo do solo, evitando a poluição de águas subterrâneas e superficiais (SCHWERTMANN et al., 1989; OADES, 1995; SCHNITZER, 1995). O efeito pronunciado da adsorção de metais pelos óxidos, na forma de complexos de esfera-interna, é de grande relevância para a

mobilidade de metais pesados potencialmente tóxicos no solo, reduzindo, assim, sua percolação no perfil do solo e evitando a poluição das águas subterrâneas (COSTA et al., 2004).

3.2 – Principais classes de solos do Brasil e sua capacidade de retenção de poluentes

O território brasileiro é caracterizado por uma grande variedade geológica, geomorfológica, climática e de cobertura vegetal, o que condiciona a formação e evolução de diferentes tipos de solos (GEO Brasil, 2002). O país apresenta desde solos bastante evoluídos e profundos, a solos jovens, com incipiente atuação dos processos pedogenéticos. Estes solos possuem diferentes características físicas, químicas e mineralógicas, o que se repercute em capacidades diferenciadas para a retenção de poluentes.

As três principais classes de solos do Brasil em termos de área são: Latossolos, ocupando 38,73% do território nacional; Argissolos, com 19,98%; e Neossolos, que ocupam 14,57% da área total do país (GEO Brasil, 2002).

Os Cambissolos, tipo de solo existente na área deste estudo, ocupam 2,73% da área nacional, sendo a 6ª classe de solo mais comum no país (GEO Brasil, 2002).

3.2.1 – Latossolos⁵ (Oxisol – Soil Taxonomy/Ferralsol - FAO)

Os Latossolos são solos bastante evoluídos e normalmente muito profundos, formados pela intensa atuação dos processos de intemperismo, que resultaram em significativas transformações em seu material de origem. A base para a sua classificação é “... a evolução muito avançada com atuação expressiva de processo de latossolização, resultando em intemperização intensa dos minerais primários, e mesmo secundários menos resistentes; e concentração relativa de argilominerais resistentes e/ou óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio” (EMBRAPA, 2006 p. 74).

São solos muito homogêneos ao longo do perfil, caracterizados por discreta diferenciação de cor entre os horizontes, que apresentam transição, de maneira geral, difusa. São normalmente muito profundos, sendo a espessura do *solum* raramente inferior a um metro.

O acentuado processo de intemperismo atuante nesses solos ocasiona a perda significativa de bases e sílica e concentração relativa de ferro e alumínio, levando à formação de argilas de baixa CTC, com predomínio de óxidos e caulinita. Este processo

⁵ A descrição das características dos Latossolos foi elaborada com base no “Sistema Brasileiro de Classificação de Solos” (EMBRAPA, 2006).

faz com que os Latossolos sejam, normalmente, deficientes em nutrientes, com reduzida fertilidade natural, sendo em sua maioria ácidos, com reduzidos teores de cálcio, magnésio, potássio e fósforo, e elevada saturação com alumínio.

Em geral, são constituídos por quantidades variáveis de óxidos de ferro (hematita e goethita) e de alumínio (gibbsita), minerais de argila 1:1 (predomínio de caulinita), quartzo e outros minerais mais resistentes ao intemperismo, podendo haver a predominância de quaisquer desses materiais.

São solos normalmente bem drenados, nos quais a água é removida do perfil com facilidade, porém, nem sempre, rapidamente. De um modo geral, são bem agregados, muito porosos, bastante permeáveis e muito resistentes à erosão, características decorrentes do elevado grau de floculação e da constituição da argila do solo.

São caracterizados pela presença de horizonte B latossólico (Bw), horizonte diagnóstico da classe dos Latossolos, que é um horizonte espesso (>50cm), com reduzida relação silte/argila, capacidade de reter e trocar cátions (CTC) < 17 cmol_d/dm³ de argila, reduzido teor de minerais primários facilmente intemperizáveis (MPFI) e relação SiO₂/Al₂O₃ (Ki) < 2,2. Todas estas características evidenciam o elevado grau de alteração do material de origem destes solos e sua significativa evolução.

São solos típicos das regiões equatoriais e tropicais, ocorrendo também em zonas subtropicais, distribuídos, sobretudo, por amplas e antigas superfícies de erosão, pedimentos ou terraços fluviais antigos, normalmente em relevo plano e suave ondulado, embora possam ocorrer em áreas mais acidentadas, inclusive em relevo montanhoso (OLIVEIRA, 2001).

A característica dos Latossolos que mais favorece a retenção de poluentes é o seu elevado teor de argila na forma de óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio, constituintes que possuem elevada afinidade com alguns elementos poluentes, como por exemplo, os metais pesados.

Embora apresentem capacidade de troca de cátions normalmente reduzida, alguns Latossolos possuem elevado teor de matéria orgânica no horizonte A (horizonte superficial), o que pode favorecer a elevação da CTC nesse horizonte, reforçando o potencial de retenção desses solos.

Diversos estudos desenvolvidos no país comprovam a elevada aptidão dos Latossolos na retenção de poluentes ambientais.

ANJOS & MATTIAZZO (2000), em estudo sobre a lixiviação de íons inorgânicos em dois Latossolos, não observaram a lixiviação de metais pesados, o que demonstra a capacidade dos Latossolos na retenção destes elementos.

Resultados semelhantes foram obtidos por PIERANGELI et al. (2001 a, b), através do estudo dos mecanismos de adsorção e dessorção de chumbo em Latossolos

brasileiros; e por CASAGRANDE et al. (2003), em pesquisa sobre a adsorção de fosfato e sulfato em solos com cargas elétricas variáveis.

Tendo em vista que os Latossolos ocupam grande parte da área do país e apresentam elevada capacidade de retenção de poluentes, o seu uso como “filtro despoluidor” para águas de drenagem urbana pode ser estimulado, desde que sejam avaliadas as condições específicas do solo em questão, os teores e tipos de poluentes a serem retidos e os demais usos aos quais estes solos possam ser submetidos.

3.2.2 – Argissolos⁶ (Ultisol e Alfisol - Soil Taxonomy/Acrisol e Lixisol - FAO)

Os Argissolos são solos moderadamente evoluídos e profundos, cuja base de classificação é “a evolução avançada com atuação incompleta de processo de ferralitização, em conexão com paragênese caulínica-oxídica ou virtualmente caulínica, na vigência de mobilização de argila da parte mais superficial, com concentração ou acumulação em horizonte subsuperficial” (EMBRAPA, 2006 p. 72).

Estes solos apresentam nítida diferenciação entre os seus horizontes, sendo que a transição do horizonte A para o horizonte B é abrupta, clara ou gradual.

São forte a moderadamente ácidos, com saturação por bases alta ou baixa, predominantemente caulínicos e com relação molecular Ki variando de 1,0 a 2,3, em correlação com baixa atividade das argilas.

Apresentam mobilização da argila do horizonte A (horizonte superficial), com concentração no horizonte B (horizonte subsuperficial), levando à formação de um horizonte B textural (Bt); podendo ou não apresentar a ocorrência de um horizonte E (horizonte de perda de argila) sobrejacente ao horizonte Bt.

O horizonte B textural é um horizonte mineral subsuperficial com textura franco arenosa ou mais fina (mais que 15% de argila) onde houve incremento de argila (fração menor que 0,002mm), responsável pela formação de cerosidade, películas que podem revestir os agregados do horizonte B em diferentes quantidades e graus de nitidez (PRADO, 2003).

A mineralogia da argila é predominantemente caulínica, mas podem apresentar teores de minerais 2:1, o que contribui para a elevação de sua CTC, que é menor que 27 cmol_c/dm³ de argila (PRADO, 2003). Normalmente, apresentam carga líquida negativa.

O seu teor de matéria orgânica é variável, dependendo do tipo de seu horizonte A e da vegetação de sua área de ocorrência.

⁶ A descrição das características dos Argissolos foi elaborada com base no “Sistema Brasileiro de Classificação de Solos” (EMBRAPA, 2006).

Os Argissolos ocorrem principalmente em áreas de relevo mais ondulado, o que favorece o processo de migração da argila.

São solos caracterizados por elevada suscetibilidade à ação dos processos erosivos, em virtude da diferença de permeabilidade de seus horizontes. O horizonte A dos Argissolos apresenta permeabilidade elevada, enquanto que o horizonte B, normalmente, apresenta permeabilidade reduzida. Isto ocorre porque as partículas de argila carregadas do horizonte A se depositam nos poros do horizonte B, causando a obstrução dos mesmos, dando origem a uma camada impermeável que impede a passagem de água, ocasionando o aumento da enxurrada e conseqüente erosão (OLIVEIRA, 2001).

Os Argissolos apresentam potencial para retenção de metais pesados em função, principalmente, de seus elevados teores de argila, principalmente no horizonte B. Entretanto, devido ao seu menor teor de óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio, possuem menor capacidade de retenção que os Latossolos. Apresentam limitação para a retenção de poluentes de águas de escoamento urbano em virtude de sua reduzida capacidade de infiltração, além dos tipos de relevo de maior ocorrência destes solos, que pode dificultar ou impedir a instalação de estruturas de infiltração.

OLIVEIRA et al. (2003), estudando a solubilidade de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto, concluíram que o Argissolo estudado apresentava elevada capacidade de retenção de metais, mas, entretanto, a maior parte foi retida na fração solúvel. Quando comparado a um Latossolo estudado, o Argissolo reteve menor quantidade de metais, em decorrência da menor capacidade de absorção desse solo.

3.2.3 – Neossolos⁷ (Entisol e Molisoll - Soil Taxonomy/ Arenosol, Leptosol, Regosol e Fluvisol - FAO)

Os Neossolos são um grupamento de solos pouco evoluídos, cuja base de classificação indica que são "... solos em via de formação, seja pela reduzida atuação dos processos pedogenéticos ou por características inerentes ao material originário" (EMBRAPA, 2006 p. 74).

Apresentam insuficiência de manifestação dos atributos diagnósticos que caracterizam os diversos processos de formação; exígua diferenciação de horizontes, com individualização de horizonte A seguido de C ou R e predomínio de características herdadas do material originário.

⁷ A descrição das características dos Neossolos foi elaborada com base no "Sistema Brasileiro de Classificação de Solos" (EMBRAPA, 2006).

São solos jovens, pouco profundos e com reduzida atuação dos processos de pedogênese. Compreendem solos constituídos por material mineral ou por material orgânico pouco espesso, com pequena expressão dos processos pedogenéticos em consequência de: reduzida intensidade de atuação destes processos, que não conduziram, ainda, a modificações expressivas do material originário; características do próprio material, pela sua resistência ao intemperismo ou composição química; e do relevo, que pode limitar a evolução desses solos.

Como são pouco desenvolvidos não possuem horizonte B, que é o último horizonte de solo a ser formado. Em virtude da atuação pouco expressiva dos processos de formação dos solos, não possuem estrutura bem desenvolvida, apresentando, portanto, reduzida capacidade de infiltração de água, sendo altamente propensos à erosão.

A classe dos Neossolos compreende os Neossolos Litólicos, Flúvicos, Regolíticos e Quartzarênicos.

Os Neossolos Litólicos são solos com horizonte A ou O hístico com menos de 40 cm de espessura, que assente diretamente sobre a rocha ou sobre horizonte C ou Cr ou sobre material com 90% (por volume), ou mais de sua massa constituída por fragmentos de rocha com diâmetro maior que 2mm (cascalhos, calhaus e matacões) e que apresentam um contato lítico dentro de 50 cm de superfície do solo.

Os Neossolos Flúvicos são solos derivados de sedimentos aluviais com horizonte A sobreposto a camadas estratificadas, sem relação pedogenética entre si.

Os Neossolos Regolíticos são solos com horizonte A sobrejacente a horizonte C ou Cr; com contato lítico a uma profundidade maior que 50 cm, e pelo menos um dos seguintes requisitos: i) 4% ou mais de minerais primários alteráveis (menos resistentes ao intemperismo) na fração areia grossa ou areia fina; e/ou ii) 5% ou mais do volume da massa do horizonte C ou Cr, dentro de 200 cm de profundidade, apresentando fragmentos de rocha semi-intemperizada, saprólito ou fragmentos formados por restos da estrutura orientada da rocha que deu origem ao solo.

Os Neossolos Quartzarênicos são outros solos com sequência de horizontes A-C, sem contato lítico dentro de 50 cm de profundidade, apresentando textura areia ou areia franca nos horizontes até, no mínimo, a profundidade de 150 cm a partir da superfície do solo ou até um contato lítico; essencialmente quartzosos, tendo nas frações areia grossa e areia fina 95% ou mais de quartzo, calcedônia e opala e, praticamente, ausência de minerais primários alteráveis.

A capacidade dos diferentes tipos de Neossolos em reter poluentes depende de características específicas, como teor de argila, CTC, teor de matéria orgânica, etc. Entretanto, sua reduzida espessura e limitada capacidade de infiltração de água podem

se constituir em fatores limitantes para a retenção de poluentes advindos do escoamento superficial. Nos Neossolos Flúvicos, uma outra limitação diz respeito à sua área de ocorrência próxima aos cursos d'água, tornando não recomendável a sua utilização para retenção de poluentes, tendo em vista a possibilidade destes alcançarem os corpos d'água.

No Brasil, poucos estudos são desenvolvidos sobre a capacidade de retenção dos Neossolos. BORGES & COUTINHO (2004) estudando o fracionamento de metais pesados em dois solos, verificaram a reduzida capacidade dos Neossolos Quartzarênicos em reter metais pesados nas frações não-trocáveis devido ao seu reduzido teor de argila e óxidos.

3.2.4 – Cambissolos⁸ (Inceptisol – Soil Taxonomy/Cambisol - FAO)

Os Cambissolos são solos pouco desenvolvidos, cuja base de classificação é “a pedogênese pouco avançada evidenciada pelo desenvolvimento da estrutura do solo, alteração do material de origem expressa pela quase ausência da estrutura da rocha ou da estratificação dos sedimentos...” (EMBRAPA, 2006 p. 72).

Devido à heterogeneidade do material de origem, das formas de relevo e das condições climáticas, as características destes solos variam muito de um local para outro. A classe comporta desde solos fortemente até imperfeitamente drenados, de rasos a moderadamente profundos, de alta a baixa saturação por bases e atividade da argila.

São solos constituídos por material mineral, com horizonte B incipiente (Bi), que é um horizonte subsuperficial, com alteração física e química em grau não muito avançado, porém suficiente para o desenvolvimento de cor ou de estrutura, e no qual mais da metade do volume de todos os seus subhorizontes não deve consistir de material com estrutura da rocha original. O Bi é um horizonte em processo inicial de formação, cujo grau de evolução não permite sua caracterização específica nos demais horizontes B de solos mais evoluídos.

Em alguns casos, o horizonte Bi pode apresentar características morfológicas semelhantes às do horizonte Bw (latossólico), diferindo deste por apresentar um ou mais dos seguintes requisitos: i) Capacidade de Troca de Cátions (CTC) igual ou maior que 17 cmol_c/dm³ de argila; ii) 4% ou mais de minerais primários alteráveis, ou 6% ou mais de muscovita, determinados na fração areia; iii) relação molecular SiO₂/Al₂O₃ (Ki) maior que 2,2; iv) relação silte/argila igual ou maior que 0,7 quando a textura for média, sendo igual

⁸ A descrição das características dos Cambissolos foi elaborada com base no “Sistema Brasileiro de Classificação de Solos” (EMBRAPA, 2006).

ou superior a 0,6 quando for argilosa; características que indicam reduzido grau de intemperismo.

Como a capacidade de retenção de poluentes pelo solo depende de sua CTC, mineralogia da fração argila, etc., e os Cambissolos apresentam elevada variabilidade nestas características, seu potencial para uso na retenção de poluentes também é variável.

3.3 – Retenção de metais pesados pelo solo e riscos de contaminação de águas subterrâneas pela infiltração de águas de drenagem urbana

O termo metais pesados é utilizado para designar “elementos químicos que apresentam peso específico maior que 6 g/cm^3 ou que possuem número atômico maior que 20” (COSTA et al., 2004 p. 245). Entretanto, como esta classificação é baseada na densidade, acaba englobando grupos de metais, semimetais e até não metais (selênio).

Termos alternativos, como metais traço e elementos traço também são utilizados para designar este grupo de elementos químicos, presentes na litosfera em concentrações menores que 0,1% (COSTA et al., 2004); embora alguns metais pesados, como Ti, ocorram em concentrações maiores.

O termo metal pesado é aplicado com maior frequência, sendo mais comumente associado à poluição, contaminação e toxicidade.

Os metais pesados são constituintes naturais de rochas e solos e estão presentes naturalmente em sistemas aquáticos superficiais e subsuperficiais, normalmente em reduzidas concentrações, mesmo que não haja perturbação antrópica do ambiente; e o aumento de sua concentração pode ocorrer tanto em razão de processos naturais quanto por atividades antrópicas (COSTA et al., 2004; GUILHERME et al., 2005).

Os processos naturais que contribuem para a existência de metais pesados em ambientes aquáticos são o intemperismo de rochas e a lixiviação dos solos, enquanto as fontes antrópicas estão associadas, principalmente, às atividades industriais e de mineração e à geração de efluentes domésticos (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 2001 citados em GUILHERME et al., 2005).

O aumento da circulação dos metais pesados através de solos, água e ar, constitui um importante problema ambiental e para a saúde humana (AMARAL SOBRINHO, 1996; COSTA et al., 2004), principalmente tendo em vista a não biodegradabilidade daqueles, que se acumulam no ambiente e em organismos vivos, o que potencializa sua capacidade de gerar impactos no ambiente e na saúde humana.

Os principais metais pesados encontrados em águas de drenagem urbana são cádmio, chumbo, cobre, cromo, manganês, níquel e zinco, provenientes das emissões

dos automóveis, do desgaste de pneus e freio, de processos industriais, etc (BALADES et al., 2004; CERTU, 1998; PITT et al., 1994; WANIELISTA & YOUSEF, 1993); cujas principais características estão listadas no Quadro 1.

QUADRO 1 – CARACTERÍSTICAS DOS METAIS PESADOS ESTUDADOS (continua...)

Elemento	Características gerais	Concentração natural em solos e águas doces	Fontes antropogênicas	Toxicidade ao homem
Cádmio (WHO, 1992)	Distribuído na crosta terrestre em concentração média de 0,1 mg/kg. Pode formar um grande número de sais, sendo raramente encontrado em estado puro. Bioacumulativo e persistente no ambiente.	Concentração média de 0,1 a 0,4 mg/kg em solos, podendo atingir 4,5 mg/kg em solos vulcânicos. Concentração média de 0,01 a 0,06 µg/litro em águas doces.	Mineração de metais não-ferrosos (principalmente minérios de zinco, chumbo e cobre); resíduos industriais (baterias, equipamentos eletrônicos); fabricação e uso agrícola de fertilizantes fosfatados e queima de combustíveis fósseis.	O elemento e seus compostos são potencialmente carcinogênicos e podem causar disfunção renal, hipertensão, arteriosclerose e doenças crônicas em idosos (IGAM, 2007).
Chumbo (WHO, 1995)	Concentração média de 20 mg/kg na crosta terrestre. Ocorre em grande variedade de minerais, sendo os mais importantes a galena, cerusita e anglesita. Bioacumulativo.	Concentração média entre 10 e 70 mg/kg em solos e 0,02 µg/litro em águas doces.	Mineração; fundição, processamento, uso e disposição de materiais contendo chumbo – baterias, cabos, pigmentos, etc.; combustão de petróleo e emissões industriais.	Efeitos tóxicos como dores abdominais severas, úlceras orais, disfunção renal, hepatite, encefalopatia, problemas genéticos, tonturas, irritabilidade, dor de cabeça, perda de memória (IGAM, 2007).
Cobre (WHO, 1998)	Concentração média na crosta de 60 mg/kg. Encontrado em uma grande variedade de sais minerais e compostos orgânicos e na forma metálica.	Concentração média em solos de 30 mg/kg, com uma variação de 2-250 mg/kg. Concentração em água doce variando de 1-20 µg/litro.	Emissões de minas, uso de carvão na geração de força, uso na agricultura – fertilizantes, algicidas e suplementos alimentares, esgotos domésticos e efluentes industriais.	Elemento essencial cujos efeitos adversos à saúde são relacionados tanto à deficiência quanto ao excesso. A deficiência pode provocar anemia, enquanto que o excesso pode causar problemas gastrointestinais, hepáticos e renais; taquicardia; dificuldade respiratória e morte (IGAM, 2007).

QUADRO 1 – CARACTERÍSTICAS DOS METAIS PESADOS ESTUDADOS

Elemento	Características gerais	Concentração natural em solos e águas doces	Fontes antropogênicas	Toxicidade ao homem
Cromo (WHO, 1988)	Ocorre nos estados de oxidação de -2 a +6, sendo os mais comuns os estados 0 – elemental, +2, +3 e +6. Sua concentração na crosta varia de 5 mg/kg nas rochas graníticas até 1800 mg/kg nas básicas e ultrabásicas.	Concentrações de 2-60 mg/kg em solos e 1 a 5 µg/litro em águas doces.	Mineração, disposição de lixo, esgotos domésticos e efluentes industriais, oxidação industrial de depósitos de cromo minerado, incineração de resíduos, combustão de combustíveis fósseis.	Na forma trivalente é essencial ao metabolismo humano; na forma hexavalente é tóxico e cancerígeno, podendo causar problemas gastrointestinais, respiratórios e no sistema circulatório (IGAM, 2007).
Manganês (WHO, 1981)	Um dos mais abundantes elementos na crosta terrestre, com concentração média de 1000 mg/kg. Pode formar compostos em um grande número de estados de oxidação, sendo +2, +3 e +7 os mais importantes.	Concentração média pode variar de 500 a 900 mg/kg em solos, e de 1 a 500 µg/litro em águas doces.	Manufatura de ligas metálicas, baterias e aço; mineração; produção e uso de fertilizantes e fungicidas; disposição de resíduos sólidos e efluentes líquidos e emissão de veículos automotores.	Elemento essencial, mas cujo excesso pode causar distúrbios neurológicos, principalmente parkinsonismo; pneumonia e problemas respiratórios (IGAM, 2007).
Níquel ((WHO, 1991)	Vigésimo quarto metal em abundância no meio ambiente – conteúdo médio de 0,008% da crosta terrestre; tendo sua ocorrência distribuída em vários minerais em diferentes formas.	Concentração de 3 a 1000 mg/kg em solos e de 2 a 10 µg/litro em águas doces.	Combustão de carvão e petróleo, incineração de lixo, mineração, produção de aço e cimento.	Efeitos tóxicos como náuseas, vômitos, insônia, irritabilidade, lesões pulmonares, problemas renais e cardiovasculares, irritação na pele e nos olhos e alterações hepáticas (IGAM, 2007).
Zinco (WHO, 2001)	Vigésimo quinto elemento mais abundante na crosta terrestre, constituindo 0,02 % do peso desta.	Concentração de 10-300 mg/kg em solos e de 0,1-50 µg/litro em águas doces.	Mineração, produção de ferro e aço, corrosão de estruturas galvanizadas, efluentes domésticos e industriais, uso de fertilizantes e pesticidas, queima de combustíveis fósseis.	Elemento essencial ao homem, tornando-se prejudicial à saúde apenas quando ingerido em concentrações muito elevadas, podendo causar perturbações do trato gastrointestinal, irritações na pele, olhos e mucosas (IGAM, 2007).

Estes metais, uma vez adicionados ao solo pela infiltração de águas de drenagem urbana, podem assumir uma das seguintes formas (COSTA et al., 2004; AMARAL SOBRINHO et al, 2009):

- a) Solúvel: íons livres, complexos solúveis com ânions inorgânicos ou ligantes orgânicos.
- b) Trocável: adsorvidos por forças eletrostáticas em sítios carregados negativamente na matéria orgânica ou em minerais.
- c) Adsorvidos especificamente: adsorvidos covalentemente a sítios específicos. A reação envolve alta energia de ligação, sendo que os metais são liberados de forma muito mais lenta do que na trocável.
- d) Ligados a materiais orgânicos insolúveis: metais complexados por materiais orgânicos resistentes à degradação microbiana.
- e) Precipitados: na forma de carbonatos, sulfatos, fosfatos, hidróxidos, entre outros (complexos pouco solúveis).

A forma de ocorrência destes metais no solo determina a sua possibilidade de percolação pelo solo e contaminação das águas subterrâneas: nas formas solúvel e trocável, os metais são móveis e facilmente lixiviados, com grande probabilidade de serem transportados a maiores distâncias no perfil do solo; nas demais formas (adsorvidos especificamente, ligados à matéria orgânica e precipitados) os metais são mais fortemente retidos no solo, e a possibilidade de alcançarem as águas subterrâneas é reduzida (COSTA et al., 2004).

De maneira geral, cada um dos metais estudados apresenta um comportamento característico, mostrando preferência por determinados sítios de adsorção no solo.

O cádmio é retido principalmente nos sítios de troca catiônica, sendo prontamente trocável por elementos com maior afinidade pela matriz do solo (SILVEIRA et al., 2008). O menor poder competitivo de Cd na presença de outros metais torna a adição desse elemento no solo altamente preocupante, tendo em vista sua elevada toxicidade e predisposição à movimentação no perfil do solo e nas águas subterrâneas e superficiais (PIERANGELI et al., 2005).

O chumbo e o cromo, normalmente, formam ligações covalentes ou parcialmente covalentes nos solos, indicando a formação de complexos estáveis do tipo esfera interna, com adsorção específica, na qual o metal fica ligado diretamente à matriz sólida (ARAÚJO et al., 2002), sendo, portanto, pouco móveis nos solos, o que limita sua mobilização para águas subterrâneas.

O cobre é mais associado à formação de complexos orgânicos, podendo ser retido em formas pouco móveis no solo (ligado à materiais orgânicos insolúveis); ou formar complexos solúveis, quando ligado à matéria orgânica de elevada solubilidade (SILVEIRA et al., 2008).

O manganês e o zinco têm a tendência de manter a esfera de hidratação e de formar complexos de esfera-externa, formando ligações fracas, eletrostáticas e estequiométricas com as partículas do solo. Nesse caso, os metais ficam interpostos por uma ou mais moléculas de água entre eles e a matriz sólida, o que não permite a formação de fortes ligações, permanecendo como cátions trocáveis, facilitando sua mobilização no perfil do solo (MEURER et al., 2004). O manganês apresenta-se, normalmente, na fração trocável nos solos (BORGES & COUTINHO, 2004); enquanto que o zinco forma mais facilmente complexos com ácidos orgânicos solúveis (OLIVEIRA et al., 2003). Embora sejam bem menos tóxicos que o cádmio, a incorporação destes elementos no solo também é preocupante.

O níquel tem frequentemente mostrado preferência para sítios de adsorção não-específica, pela formação de complexos de esfera-externa, de menor estabilidade. Por esse motivo, pode ser facilmente desorvido, ou seja, facilmente liberado da matriz do solo em contrapartida à substituição do mesmo no complexo de troca quando da entrada de outros cátions com preferência aos sítios de adsorção ou com maior força iônica em solução (ARAÚJO et al., 2002). Uma vez liberado, o metal fica solúvel na solução do solo, podendo ser lixiviado para águas subterrâneas.

Embora parte dos metais contidos nas águas de drenagem urbana possa ser retida no solo, em elevadas concentrações os metais podem causar a saturação da capacidade de retenção do solo, competindo entre si pelos sítios de troca dos solos, o que pode limitar sua adsorção e deixá-los disponíveis em solução, estando, portanto, passíveis de serem transportados e alcançar as águas subterrâneas (AMARAL SOBRINHO et al., 2009). Além disso, a incorporação de metais como cádmio, níquel e zinco, que normalmente assumem formas móveis nos solos, representa um risco efetivo de contaminação de águas subterrâneas e conseqüentemente superficiais.

A infiltração de águas de drenagem urbana requer, portanto, avaliações específicas do solo para garantir a capacidade de retenção dos metais adicionados e o uso adequado da capacidade natural de filtração e adsorção dos solos (PITT et al., 1994), buscando reduzir os riscos de contaminação das águas subterrâneas e superficiais pela lixiviação de metais em áreas de implantação de estruturas compensatórias para águas pluviais urbanas.

4 – BELO HORIZONTE COMO ESTUDO DE CASO

4.1 – Desafios da capital mineira e participação no Projeto SWITCH

Belo Horizonte é o sexto município mais populoso do Brasil, com uma população estimada de 2.412.937 habitantes (IBGE, 2007). O intenso crescimento urbano e a saturação das áreas disponíveis têm incentivado fortemente a verticalização das construções e a especulação imobiliária nas cidades da região metropolitana mais próximas da capital. A Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH) é composta por 34 municípios e possui uma população estimada de 5.031.438 habitantes, sendo a 3ª maior aglomeração urbana do Brasil, o 48º maior aglomerado urbano do mundo e o 7º da América Latina (IBGE, 2007).

O vertiginoso processo de urbanização vivenciado por Belo Horizonte (BH) nas últimas décadas, resultante na impermeabilização de grandes áreas na cidade, faz com que BH concorra com outras grandes capitais do país em número de enchentes por ano, as quais se configuram em um dos principais desafios ambientais do município (SWITCH, 2009).

De acordo com o Plano Diretor de Drenagem Urbana (PDDU), onze trechos de córregos de Belo Horizonte foram identificados como sendo de alto risco para ocorrência de enchentes. A cidade apresenta cento e um locais propensos a inundações, sendo que o risco é crítico nas bacias do córrego Vilarinho, em Venda Nova; do Cachoeirinha, na região Nordeste; Ressaca e Engenho Nogueira, na Pampulha; além do ribeirão Arrudas (PBH, no prelo).

No período chuvoso de 2008/2009, de acordo com o balanço do Grupo Executivo em Área de Risco (GEAR) da Prefeitura de BH, a Coordenação Municipal de Defesa Civil (COMDEC) atendeu 692 casos de inundação no município. De outubro de 2009 a março de 2010, a COMDEC registrou 556 ocorrências de enchente/inundação na cidade, o que evidencia a situação de risco da capital.

Os problemas associados à drenagem urbana e gerenciamento de recursos hídricos vêm motivando diversas ações de controle no município, como: a criação do Projeto DRENURBS - Programa de Recuperação Ambiental de Belo Horizonte, que está promovendo a despoluição dos cursos d'água, a redução dos riscos de inundação e a integração dos recursos hídricos naturais ao cenário urbano; a participação no Programa de Aceleração do Crescimento (PAC) Drenagem, com liberação de R\$ 108, 5 milhões do Governo Federal para serem investidos em obras que evitarão os problemas causados por enchentes e inundações; e a participação no Projeto SWITCH - Sustainable Water Management Improves Tomorrow's Cities' Health ("Gestão Sustentável das Águas para o

Aprimoramento da Qualidade de Vida nas Cidades do Futuro”), projeto que busca acelerar o emprego de soluções mais sustentáveis para as águas urbanas em diferentes contextos geográficos, climáticos e sócio-culturais (SWITCH, 2010).

O Projeto SWITCH, com duração de cinco anos, tem por objetivos o desenvolvimento, a aplicação e a demonstração de um conjunto de soluções científicas, tecnológicas e de gestão capazes de contribuir para a gestão integrada, efetiva e sustentável das águas urbanas. Configura uma rede composta por trinta e três instituições de ensino e de pesquisa e por órgãos de administração pública de quinze países, com coordenação geral da United Nations Educational Scientific and Cultural Organization (UNESCO), através do Institute for Water Education (IHE) sediado na Holanda. No Brasil, participam do projeto a Prefeitura de Belo Horizonte (PBH) e a Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG).

Belo Horizonte foi escolhida como uma das doze áreas urbanas utilizadas para estudos de caso no contexto do Projeto SWITCH⁹. Nessas cidades, designadas no projeto como cidades de demonstração, são desenvolvidas atividades de pesquisa, aprimoramento tecnológico e avaliação de eficiência e adequação das soluções propostas, segundo aspectos técnicos, econômicos e sociais, bem como atividades de formação, treinamento e demonstração.

Desde 2006, a cidade é beneficiada com atividades relacionadas ao planejamento e gestão integrada e participativa de águas urbanas; gestão de risco de inundações e desenvolvimento de planos de prevenção de risco (zoneamento de áreas inundáveis, planos de contingência, medidas locais de redução do risco de inundação); desenvolvimento de indicadores de qualidade e sustentabilidade da gestão de águas urbanas; desenvolvimento, aplicação e avaliação de desempenho de técnicas não convencionais de drenagem urbana de águas pluviais e modelagem hidrológica para fins de gestão de águas urbanas.

Estão sendo desenvolvidos ensaios experimentais de soluções técnicas compensatórias à impermeabilização do solo, com emprego de novas tecnologias na coleta e infiltração de águas pluviais no solo, buscando-se reduzir em concentração e volume os escoamentos superficiais (trincheiras de infiltração, bacias de retenção, estudos piloto de monitoramento da água em quantidade e qualidade). O objetivo é a obtenção de dados para implantação destas novas tecnologias no manejo de águas pluviais no município e a avaliação da viabilidade de implantação dessas tecnologias em áreas urbanas.

⁹ As demais cidades participantes do projeto como “cidades de demonstração” são: Hamburgo (Alemanha), Birmingham (Inglaterra), Lodz (Polônia), Zaragoza (Espanha), Tel Aviv (Israel), Alexandria (Egito), Pequim e Chongqing (China), Accra (Gana), Lima (Peru) e Cali (Colômbia).

São também desenvolvidos estudos para a implementação de um sistema de suporte à decisão no contexto das inundações urbanas, incluindo modelagem, monitoramento, previsão e alerta, e planos de emergência em casos de ocorrência de inundações. O projeto prevê, ainda, a utilização de inovações tecnológicas no tratamento de poluição difusa em áreas úmidas, com emprego de técnicas de fitodepuração e bacias de retenção, buscando avaliar o seu desempenho de remoção da carga poluidora em conjunto com avaliação da aceitabilidade da população sobre sistemas de águas pluviais e residuárias.

Tais estudos são fundamentais para o desenvolvimento de políticas e ações de proteção dos recursos hídricos em meio urbano e na escala da bacia hidrográfica, podendo contribuir significativamente para a melhoria da gestão das águas de drenagem urbana no município.

Em Belo Horizonte o projeto tem caráter complementar ao Plano Diretor de Drenagem Urbana, ao Projeto DRENURBS de recuperação ambiental de fundos de vale e ao Programa de Atualização Tecnológica da Superintendência de Desenvolvimento da Capital (SUDECAP).

4.2 – Localização e caracterização da área de estudo

A área de estudo localiza-se no município de Belo Horizonte/MG, bacia da Pampulha, na Estação Ecológica da Universidade Federal de Minas Gerais, onde foram instaladas estruturas compensatórias de drenagem como atividade integrante do Projeto SWITCH.

A bacia da Pampulha está inserida na unidade geológica Complexo Belo Horizonte (PBH, 1995), constituído por gnaisses, em sua maioria, ortognaisses, migmatitos e granitóides diversos, que favoreceram a dissecação do relevo da área, formado por um conjunto de colinas com cotas altimétricas que variam de 800 a 880 metros, inseridas na unidade geomorfológica Depressão Sanfranciscana (CETEC, 1982), localmente denominada de Depressão de Belo Horizonte (PBH, 1995).

A topografia da área, associada ao clima úmido, com chuvas concentradas no verão (THORNTHWAITE & MATTER, 1948, *in* TUBELIS & NASCIMENTO, 1992) e à impermeabilização do solo, favorece o escoamento superficial e a ocorrência de enxurradas e alagamentos.

O transbordamento dos córregos na área é responsável pela frequente ocorrência de enchentes, inundando avenidas e casas, ocasionando uma série de prejuízos sociais e econômicos à população e à administração municipal.

Além das enchentes periódicas, os cursos d'água da região apresentam elevada poluição, como consequência do despejo de esgotos domésticos, deposição de resíduos sólidos, carreamento de sedimentos, despejo de efluentes industriais, resíduos trazidos pelo escoamento superficial, etc. (IGAM, 2007).

A ocorrência frequente de enchentes e a poluição dos córregos torna a região da Pampulha uma das áreas preferenciais para a implantação de estruturas alternativas de drenagem no município de Belo Horizonte.

5 – PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

5.1 - Implantação de estruturas de infiltração para águas pluviais urbanas

A implantação das estruturas de infiltração para águas pluviais urbanas foi realizada pela Escola de Engenharia da UFMG e pela Prefeitura de Belo Horizonte como atividade integrante do Projeto SWITCH, com o objetivo de testar novas técnicas de infiltração para águas pluviais urbanas em Belo Horizonte.

Para a implantação das estruturas de infiltração foram pré-selecionadas, por técnicos da Prefeitura e professores da Escola de Engenharia, oito áreas no município de Belo Horizonte. A escolha da Estação Ecológica da UFMG foi realizada com base em critérios que garantissem o pleno funcionamento das estruturas: declividade da área, capacidade de infiltração do solo, nível d'água do terreno, usos do solo na área de contribuição e riscos associados ao vandalismo. A planta do experimento foi elaborada por engenheiros da Prefeitura de Belo Horizonte e a implantação foi realizada por empresa contratada pela Escola de Engenharia da UFMG.

O experimento é composto por uma trincheira de infiltração com 20 m de comprimento, 1 m de largura, 1,50 m de altura (profundidade) média, recoberta por manta geotêxtil e preenchida por brita (FIG. 8); e uma vala de retenção de 12 m de comprimento, 3 m de largura de topo, 1,5 m de altura (profundidade) e 45° de declividade dos taludes, recoberta por gramíneas (FIG. 9 e 10).



FIGURA 8 – Fotos da trincheira de infiltração implantada na Estação Ecológica da UFMG. (a) sem revestimento, (b) com revestimento de manta geotêxtil e brita.

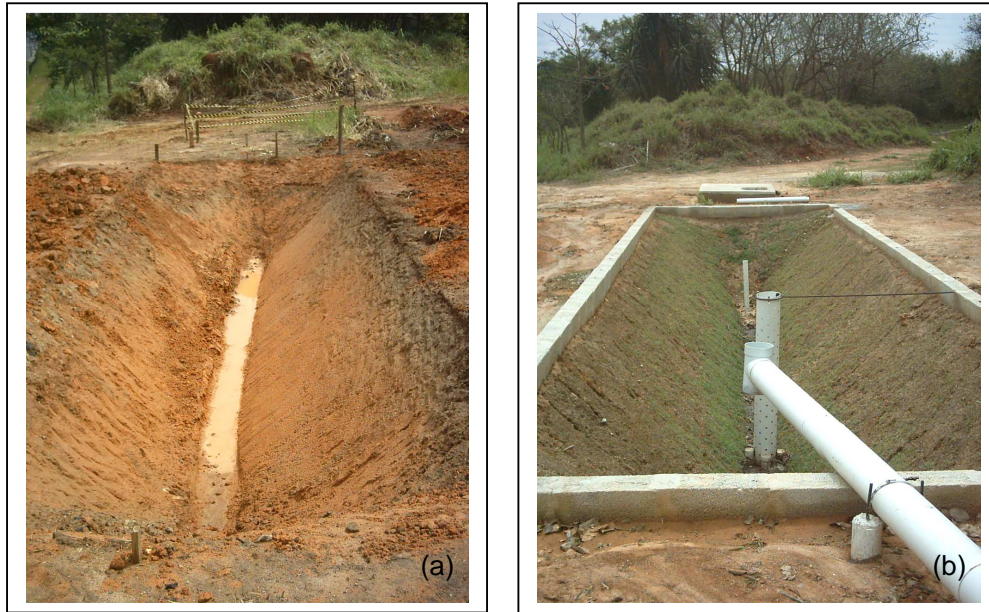


FIGURA 9 – Fotos da vala de detenção implantada na Estação Ecológica da UFMG. (a) sem revestimento, (b) com revestimento de gramínea.

O experimento foi instalado em área com declividade de 4,5%; condutividade hidráulica média do solo de $k= 5,21 \times 10^{-5}$ m/s e profundidade do N. A. (Nível d'Água) maior que 4 metros e as estruturas (trincheira de infiltração e vala de detenção) entraram em funcionamento em maio de 2008.



FIGURA 10 - Vista das estruturas do experimento de infiltração de águas pluviais urbanas (vala de detenção no primeiro plano e trincheira de infiltração no segundo plano), instalado em área com declividade de 4,5%; condutividade hidráulica média do solo de $k= 5,21 \times 10^{-5}$ m/s e profundidade do N. A. (Nível d'Água) maior que 4 metros.

A área do experimento recebe escoamentos superficiais provenientes da Av. Presidente Carlos Luz, via que liga a área central de Belo Horizonte à região Norte da cidade. A área de contribuição aos dispositivos experimentais, com 3.880 m², corresponde às três pistas da avenida, incluindo calçadas e passeio (FIG. 11). O escoamento gerado nessa área é drenado por sarjetas até uma boca de lobo, onde é coletado e conduzido até a área do experimento.

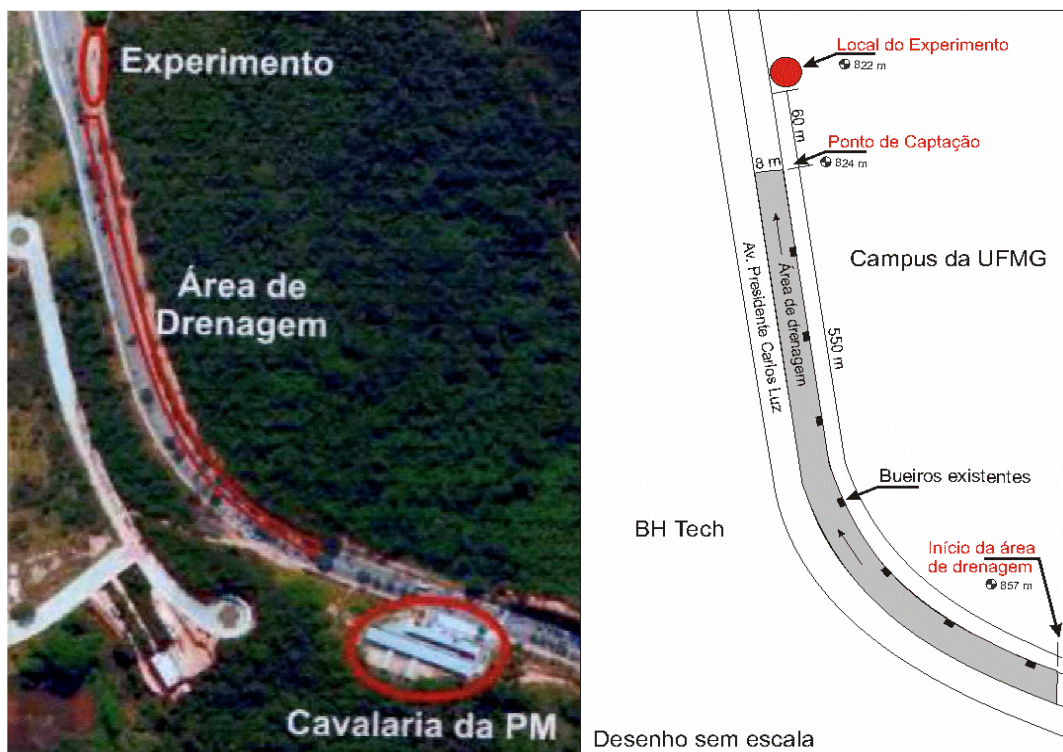


FIGURA 11 – Área de drenagem e localização do experimento de infiltração de águas pluviais urbanas.

O volume de escoamento superficial coletado depende da eficiência de captação da boca de lobo, que varia com a vazão afluyente, podendo atingir 50 l/s. Uma caixa de passagem permite a divisão dos escoamentos afluentes em duas partes, de forma a alimentar, simultaneamente, a trincheira de infiltração e a vala de retenção. As vazões afluentes são monitoradas por meio de calhas Parshall implantadas no circuito de alimentação de cada dispositivo.

A saída de água da trincheira ocorre apenas por infiltração; enquanto que na vala, além da infiltração, há também um orifício de saída de água, através do qual parte do escoamento superficial que entrou na estrutura retorna ao sistema municipal de drenagem, através de uma boca de lobo.

5.2 – Seleção dos parâmetros de análise

A principal fonte de contaminantes para as águas pluviais na área de implantação das estruturas é o tráfego acentuado de veículos, uma vez que não existem indústrias e residências na área de contribuição para o fluxo de água que aporta para as estruturas.

Para a escolha dos poluentes a serem analisados neste estudo foi realizada pesquisa bibliográfica sobre qualidade da água de drenagem urbana em áreas de intenso tráfego de veículos. Os parâmetros mais recorrentes na literatura foram os metais cádmio, cobre, chumbo, zinco, cromo, níquel e manganês; selecionados para este estudo.

5.3 – Amostragem e análise de solo

5.3.1 – Amostragem de solo

Para a realização de caracterização física, química e mineralógica do solo da área estudada foram coletadas amostras de solo em março de 2008, antes do início de funcionamento das estruturas de infiltração, sendo, portanto, consideradas como amostras-testemunho para o monitoramento dos níveis de poluentes retidos no solo a partir da infiltração das águas de drenagem urbana.

Na trincheira de infiltração as amostras foram coletadas em três profundidades: 0 – 10 cm; 50 – 60 cm e 1,00 – 1,10 m; totalizando três amostras (FIG. 12). Na vala de retenção foram coletadas amostras na lateral: 0 – 10 cm; 50 – 60 cm e 1,00 - 1,10 m; e no fundo da vala: 0 – 10 cm; 50 – 60 cm e 1,00 – 1,10 m; totalizando seis amostras (FIG. 12).

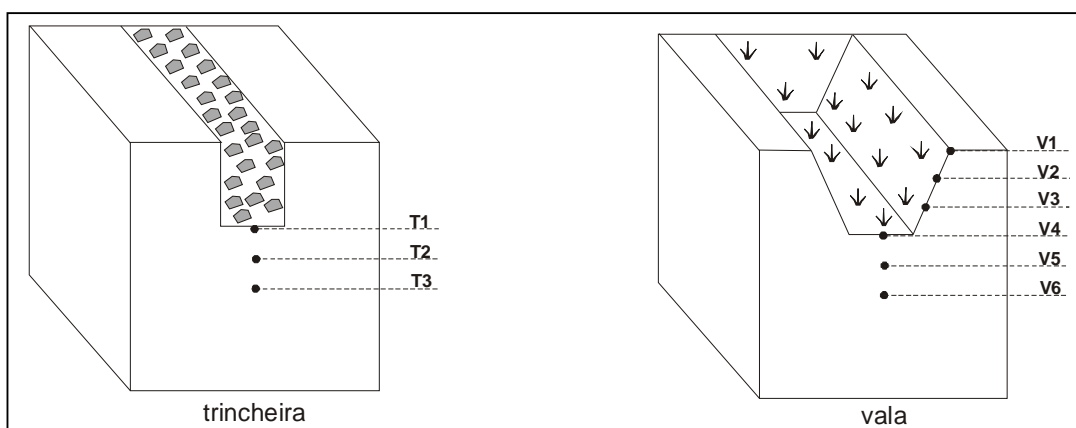


FIGURA 12 – Desenho esquemático dos pontos de amostragem de solo na trincheira de infiltração e na vala de retenção implantadas na Estação Ecológica da UFMG.

As amostras foram coletadas com trado manual (FIG. 13), acondicionadas em sacos plásticos para amostras de solo e secas ao ar no Laboratório de Geomorfologia do IGC/UFMG. Posteriormente, foram destorroadas e peneiradas para se obter a fração Terra Fina Seca ao Ar – TFSA (granulometria menor que 2mm) para a realização das análises laboratoriais.



FIGURA 13 - Trado utilizado na amostragem de solo durante o monitoramento de retenção de poluentes na área de implantação da trincheira de infiltração e da vala de detenção na Estação Ecológica da UFMG.

Para o monitoramento da retenção de poluentes pelo solo foram realizadas uma amostragem em janeiro de 2009 (metade do período chuvoso na área) e uma amostragem em abril de 2009 (fim do período chuvoso).

Os procedimentos para realização das amostragens de janeiro e abril foram os mesmos para a coleta da amostra-testemunho.

5.3.2 – Análise das amostras de solo

As nove amostras coletadas em março de 2008 (antes do funcionamento das estruturas) foram submetidas a análises físicas, químicas e mineralógicas para definição de sua granulometria, teor de argila dispersa em H₂O, teor de matéria orgânica, Capacidade de Troca de Cátions (CTC), pH em H₂O e pH em KCl, mineralogia da fração argila e teor total de metais pesados (Cd, Cu, Pb, Zn, Cr, Mn e Ni).

As amostras coletadas em janeiro (início do período chuvoso) e abril (fim do período chuvoso) de 2009 foram submetidas a análise para verificação do teor total dos metais pesados selecionados.

Nas amostras coletadas em abril de 2009 (fim do período chuvoso) foram também realizadas análises de teor de argila dispersa em água, teor de matéria orgânica, pH em H₂O e pH em KCl, para fins de comparação com as amostras coletadas no início do monitoramento (amostras-testemunho).

5.3.2.1 – Análise textural

As análises texturais foram realizadas no Laboratório de Geomorfologia do Instituto de Geociências – IGC/UFMG, pelo método de dispersão total (EMBRAPA, 1997), sendo quantificadas as frações areia, silte e argila.

5.3.2.2 – pH em H₂O e pH em KCl

O pH foi determinado com potenciômetro equipado com eletrodo combinado de vidro, em suspensões de Terra Fina Seca ao Ar (TFSA) em água (pH_{H₂O}) e em solução de KCl 1 mol/L (pH_{KCl}) na proporção solo:água e solo:solução de 1:2,5, de acordo com EMBRAPA (1997), no Laboratório de Geomorfologia do Instituto de Geociências – IGC/UFMG. Os valores de pH foram empregados para estimativa do balanço de cargas ΔpH e do Ponto de Carga Zero (PCZ) do solo, conforme as equações: $\Delta\text{pH} = \text{pH}_{\text{KCl}} - \text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$; $\text{PCZ} = 2 \text{pH}_{\text{KCl}} - \text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$.

5.3.2.3 – Matéria orgânica

A determinação do teor de matéria orgânica foi realizada por dicromatometria indireta, por meio de titulação química do excesso de agente oxidante (dicromato de potássio) com sulfato ferroso amoniacal, pelo método Walkley-Black (DEFELIPO & RIBEIRO, 1997), no Laboratório de Geomorfologia do IGC/UFMG.

5.3.2.4 – Capacidade de Troca de Cátions – CTC

As análises de CTC foram realizadas no Instituto Mineiro de Agropecuária – IMA, pelo método do KCl 1N, segundo EMBRAPA (1997).

5.3.2.5 – Argila Dispersa em Água - ADA

As análises do teor de argila dispersa em água foram realizadas de acordo com EMBRAPA (1997) no Laboratório de Geomorfologia do IGC/UFMG.

5.3.2.6 – Mineralogia da Fração Argila

As análises da mineralogia da fração argila foram realizadas por Difractometria de Raios-X, pelo método do pó, no Laboratório de Difração de Raios-X do Centro de Pesquisa Manoel Teixeira da Costa – IGC/UFMG. A separação da argila para análise foi feita por sifonamento, com utilização de 400g de solo e 100 ml de NaOH para cada amostra.

5.3.2.7 – Teor de metais pesados

A identificação dos teores de metais pesados das três amostragens de solo (1ª = implantação das estruturas, 2ª = início do período chuvoso e 3ª = final do período chuvoso) foi realizada por ICP-MS (Inductively Coupled Plasma Mass Spectroscopy) de acordo com o método USEPA 3050B no Laboratório Analytical Solutions S. A.

5.4 – Extração Sequencial de Metais

A extração sequencial de metais foi realizada com o objetivo de determinar o teor de metais pesados retidos nas diferentes frações do solo.

O procedimento foi realizado de acordo com o método desenvolvido por EGREJA FILHO (2000), o qual otimiza a extração sequencial de metais pesados para solos tropicais.

O método separa seis frações: fração solúvel e trocável (F1), fração de metais adsorvidos especificamente pelos óxidos de ferro e de alumínio (F2), fração de metais adsorvidos pela matéria orgânica (F3), fração de metais ocluídos ou adsorvidos muito fortemente pelos óxidos de alumínio (F4), fração de metais ocluídos ou adsorvidos muito fortemente pelos óxidos de ferro cristalino (F5) e fração residual - retida na estrutura cristalina do quartzo (F6).

Neste trabalho, a sequência de extração foi realizada da fração 1 (F1) até a fração 3 (F3), frações com maior probabilidade de serem desorvidas do solo e lixiviadas ao longo de seu perfil. A continuação do processo de extração (F4 a F6) não foi realizada tendo em vista que tais frações apresentam maior dificuldade de desorção do solo e reduzida probabilidade de lixiviação dos metais retidos para águas subterrâneas; além de otimizar os estudos através da redução de tempo e custos de laboratório.

A sequência de extração foi realizada em 1,0000 g de solo (TFSA), utilizando-se os seguintes procedimentos:

Fração solúvel e trocável (F1): extração dos metais da amostra de solo com 20 mL de solução de KNO_3 1 mol/L por agitação contínua durante trinta minutos à temperatura ambiente. A amostra foi centrifugada por dez minutos e o sobrenadante recolhido para leitura.

Fração adsorvida fortemente em óxidos de ferro e alumínio (F2): o resíduo de F1 foi mantido sob agitação com 25 mL de uma mistura contendo NaH_2PO_4 0,167 mol/L, NaF 0,03 mol/L e EDTA 0,0083 mol/L, ajustada a pH 3,65 por trinta minutos em banho-maria a 70°C. Após esfriar em temperatura ambiente, a amostra foi centrifugada por dez minutos e o sobrenadante recolhido para análise.

Fração adsorvida à matéria orgânica (F3): o resíduo de F2 foi submetido a duas extrações com 10 ml de NaClO 0,7 mol/L pH 8,5 e a mistura foi agitada por vinte minutos em banho-maria a 70°C. A amostra foi centrifugada por dez minutos e o sobrenadante recolhido. Em seguida, foi realizada uma extração com 10 ml de EDTA 0,01 mol/L agitando-se a temperatura ambiente por cinco minutos. A amostra foi centrifugada e o sobrenadante recolhido no mesmo frasco no qual foram recolhidos os sobrenadantes das duas extrações com NaClO.

A sequência de extração foi realizada na mesma amostra, em tubos de centrifuga de polipropileno. Todas as suspensões foram centrifugadas a 3000 rpm (1600g) por dez minutos, filtrada em papel filtro e os sobrenadantes recolhidos para determinação do teor de metais. Após cada extração foram realizadas duas lavagens das amostras com 10 ml de água deionizada para remover a solução extratora anterior e limitar a reabsorção do metal, e o sobrenadante foi cuidadosamente descartado. Para flocular as amostras e evitar a perda de solo no descarte do sobrenadante resultante das lavagens com água deionizada foram utilizadas gotas de MgCl_2 1 mol/L.

Todos os frascos utilizados durante o procedimento de extração foram previamente lavados, imersos em solução ácida (ácido nítrico 10%) por um período de doze horas e novamente lavados com água destilada e água deionizada, Para conservação das amostras enviadas para análise foi utilizado ácido nítrico 1%.

Os ensaios foram realizados no Laboratório de Desenvolvimento e Padronização de Métodos Analíticos do Departamento de Química/UFMG.

O procedimento de extração sequencial foi realizado nas nove amostras coletadas no final do período chuvoso - 3ª amostragem (T1, T2 e T3; VL1, VL2 e VL3; VF 1, VF2 e VF3) em triplicata, para as três frações analisadas, totalizando 81 amostras.

Entretanto, para otimizar os estudos e reduzir custos de laboratório, foram selecionados três pontos de amostragem – T3, VF1 e VF3 e três metais pesados – chumbo, cromo e manganês para serem analisados nas amostras estudadas.

A escolha dos pontos de amostragem foi feita de acordo com suas semelhanças na retenção de metais no solo, selecionando-se os três pontos representativos dos demais.

A escolha dos metais pesados foi feita de acordo com os teores encontrados nas águas urbanas que infiltram nas estruturas e o comportamento dos mesmos na área de

estudo: o chumbo foi escolhido por apresentar valores elevados nas águas pluviais (valores sempre acima do permitido pela legislação) e ter se mostrado o elemento menos móvel dentre os estudados; o cromo por não apresentar comportamento homogêneo nos diversos pontos de amostragem; e o manganês por apresentar os maiores teores nas águas de drenagem urbana (valores também sempre acima do permitido pela legislação) e picos de retenção no solo.

As amostras foram analisadas por ICP-MS (Inductively Coupled Plasma Mass Spectroscopy) pelo método SMEWW (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater) 3120 B na SGS Geosol Laboratórios.

De posse dos resultados da extração das frações 1 a 3 e do teor total de metais existente nas amostras de solo analisadas foram estimados os valores de metais correspondentes às frações 4 a 6 (não realizadas neste estudo).

5.5 – Ensaio de lixiviação

Os ensaios de lixiviação foram realizados para testar a eficiência do solo na retenção de contaminantes sob diversas chuvas consecutivas.

O procedimento adotado foi baseado nos trabalhos de DE MARIA et al., 1993; BERTONCINI & MATTIAZZO, 1999; OLIVEIRA, 2002 e FERNANDES, 2006.

Foram montadas colunas de lixiviação preenchidas com amostras de solo da área estudada. As amostras de solo foram dispostas em tubos de PVC de 10 cm de diâmetro e 40 cm de comprimento, de acordo com a ordem de profundidade em que foram coletadas (0-10 cm, 50-60 cm, 1,00-1,10cm).

A base da coluna foi vedada com tampa de PVC, perfurada com pequenos furos e recoberta com papel filtro de filtragem rápida, visando permitir a passagem de água e impedir a passagem de partículas de solo. O topo da coluna foi vedado com tampa de PVC na qual foi feito um furo central onde foi colocado equipamento¹⁰ hospitalar para aplicação de solução contaminante e posteriormente água destilada.

Foram montadas seis colunas de lixiviação, de acordo com descrição a seguir:

- 1 – coluna com amostras da trincheira de infiltração;
- 2 – coluna com amostras coletadas na lateral da vala de detenção;
- 3 – coluna com amostras coletadas na vertical na vala de detenção (em profundidade);
- 4 – coluna com amostras da trincheira de infiltração acrescida de uma camada de 5 cm de matéria orgânica (terra vegetal) adicionada no topo da coluna;
- 5 – coluna com amostras da vala de detenção coletadas na lateral da mesma, acrescida de uma camada de 5 cm de matéria orgânica adicionada no topo da coluna;

¹⁰ Equipamento utilizado em hospitais para aplicação de soro.

6 – coluna com amostras da vala de detenção coletadas na vertical da mesma, acrescida de uma camada de 5 cm de matéria orgânica adicionada no topo da coluna.

As colunas de PVC foram preenchidas com 540 g de solo correspondente a cada ponto de amostragem (540g representativos da amostras T1, 540g representativos da amostra T2 e 540 g da amostra T3, por exemplo) totalizando 1,620 kg em cada coluna, com 21 cm preenchidos).

Os ensaios de lixiviação foram conduzidos com três dos metais estudados – chumbo, cromo e manganês; mesmos metais estudados na extração sequencial.

A solução contaminante foi estimada de acordo com o teor máximo de metais retido no solo na área de implantação das estruturas. Nos ensaios sem matéria orgânica foi utilizado o dobro da maior concentração de metais encontrada no solo durante o monitoramento de retenção; e nos ensaios com matéria orgânica foi utilizado quatro vezes esse valor. Assim, nos ensaios sem adição de matéria orgânica foram utilizados 0,046 g/L de cromo; 0,022 g/L de chumbo e 0,50 g/L de manganês; enquanto que nos ensaios com adição de matéria orgânica foram utilizados 0,092 g/L de cromo; 0,044 g/L de chumbo e 1,0 g/L de manganês. Foram utilizados os sais $\text{Cr}_4(\text{SO}_4)_5(\text{OH})_2$, $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ e $\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$. O pH da solução contaminante foi ajustado a 7,5 (pH médio da água que infiltra nas estruturas), antes do início do ensaio, pela adição de NaOH 1 mol/L (LINHARES et al., 2009b).

A solução contaminante foi adicionada às colunas de solo por gotejamento lento de 1000 ml no topo de cada coluna (FIG. 14), suficiente para saturar o solo com água. Cessado o fluxo de água, o solo foi deixado em repouso por 48 horas.



FIGURA 14 – Adição de 1000 ml de solução contaminante (cromo, chumbo e manganês) por gotejamento lento no topo das colunas de lixiviação.

Em sequência, iniciou-se o processo de lixiviação, com gotejamento rápido no topo da coluna de 1000 ml de água destilada para cada repetição, coletando-se o lixiviado em becker de 1 litro (FIG. 15). Posteriormente, cada amostra foi homogeneizada, coletada uma fração de 100 ml com pipeta e transferida para frasco de polietileno para análise do teor total dos metais estudados.



FIGURA 15 – Adição de 1000 ml de água destilada por gotejamento rápido no topo das colunas de lixiviação e coleta do lixiviado em becker de 1 litro.

O ensaio foi conduzido em cinco repetições, totalizando 30 amostras dos extratos de lixiviação. As amostras foram analisadas pela SGS Geosol Laboratórios por ICP-MS (Inductively Coupled Plasma Mass Spectroscopy) de acordo com o método SMEWW (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater) 3120 B.

6 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 – Características do solo na área de estudo

O solo da área de estudo foi classificado como Cambissolo, e é coberto por uma camada de material grosso (composta por resíduos de asfalto, brita, cimento, etc.) de aproximadamente 25 cm de espessura disposta sobre o mesmo, constituindo-se em um Cambissolo aterrado (FIG. 16).



FIGURA 16 - Solo da área de estudo na área de localização da trincheira de infiltração. Cambissolo aterrado por uma camada de material grosso (composta por resíduos de asfalto, brita, cimento, etc.) de aproximadamente 25 cm de espessura.

A análise textural das amostras coletadas indica o predomínio de partículas de areia, que variam de 374 g/kg a 575 g/kg. O silte representa de 154 g/kg a 405 g/kg da composição textural das amostras, enquanto que a argila, importante para a capacidade de retenção de poluentes no solo, representa de 174 a 404 g/kg da textura das amostras analisadas (TAB.1).

O teor de Argila Dispersa em Água (ADA) das amostras analisadas variou de 0 a 7 g/kg nas amostras coletadas na trincheira; e de 1 a 256 g/kg nas amostras coletadas na vala no início do monitoramento. Ressaltam-se os valores bastante elevados nas amostras coletadas na lateral da vala – 196, 256 e 241 g/kg, respectivamente para VF1, VF2 e VF3 (amostras com teor total de argila de 230, 288 e 300 g/kg, respectivamente); e na vala fundo 1 – 252 g/kg (amostra com teor total de argila de 310 g/kg). Nos resultados do final do monitoramento destaca-se o aumento da ADA de 7 para 102 g/kg no ponto T1, e de 2 para 46 g/kg no ponto T2. Nas amostras da vala de detenção destaca-se o aumento da ADA de 196 para 242 g/kg na VL1, e a redução da ADA de 252 para 188 g/kg na VF1 (TAB. 1). Os resultados indicam um baixo grau de desenvolvimento da estrutura do solo, o que favorece a mobilização da argila e o transporte, ao longo do perfil do solo, de metais pesados à ela adsorvidos.

A mineralogia da fração argila é composta por caulinita, gibbsita e goethita¹¹ (TAB. 1), o que favorece a retenção de metais, tendo em vista a disponibilidade de cargas negativas na caulinita e a afinidade de metais pesados pelos sítios de adsorção dos óxidos de ferro e alumínio.

TABELA 1 – CARACTERÍSTICAS FÍSICAS E MINERALÓGICAS DO SOLO DA ÁREA DE ESTUDO

AMOSTRA (cm)	Análise textural (g/kg)			ADA (g/kg) (Inicial/Final)	Mineralogia da Fração Argila
	areia	silte	argila		
Trincheira					
0 – 10	509	154	337	007/102	caulinita>gibbsita>goethita
50 – 60	433	183	384	002/046	caulinita>gibbsita>goethita
100 – 110	432	164	404	000/002	caulinita>gibbsita>goethita
Vala lateral					
0 – 10	575	195	230	196/242	caulinita>gibbsita>goethita
50 – 60	474	238	288	256/279	caulinita>goethita>gibbsita
100 – 110	522	178	300	241/230	caulinita>gibbsita>goethita
Vala fundo					
0 – 10	495	195	310	252/188	caulinita>gibbsita>goethita
50 – 60	374	285	341	001/002	caulinita>gibbsita>goethita
100 – 110	421	405	174	004/001	caulinita>gibbsita>goethita

ADA = Argila Dispersa em Água (Inicial = início do monitoramento; Final = fim do monitoramento).

O pH em água varia de 5,3 a 7,8; e o pH em KCl de 4,5 a 7,0; sendo que os maiores valores para ambos foram observados nas amostras da vala de detenção (TAB. 2). Ao longo do monitoramento, houve um aumento nos valores de $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ de 7,2 a 8,2 e pH_{KCL} de 6,1 a 7,9 (TAB. 2).

No início do monitoramento o solo apresentava ΔpH ($\text{pH}_{\text{KCL}} - \text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$) negativo de 0,8 a 1,1, com PCZ (Ponto de Carga Zero) do solo ($2 \text{pH}_{\text{KCL}} - \text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$) variando de 3,6 a 6,2. No fim do monitoramento, o ΔpH variava de 0,3 a 1,1 negativos, com PCZ de 5,0 a 7,6 (TAB. 2). Os valores mostram que em todos os pontos amostrados, no início e no final do monitoramento, o pH do solo está acima do PCZ, indicando o predomínio de cargas negativas nas superfícies das partículas do solo, o que favorece a adsorção de cátions. Os resultados são condizentes com a classe dos Cambissolos, solos pouco

¹¹ Os difratogramas de raios-x das amostras de solo analisadas encontram-se no Anexo B deste texto.

desenvolvidos, que ainda não foram muito intemperizados e apresentam, portanto, predomínio de argilominerais capazes de gerar cargas negativas no solo.

O teor de matéria orgânica varia de 1,7 a 1,8% na trincheira de infiltração, e de 0,7 a 1,9% na vala de detenção no início do monitoramento. No final do monitoramento os valores foram de 1,4 a 1,9% na trincheira e 0,5 a 2,6% na vala de detenção (TAB. 2). Os dados evidenciam que em alguns pontos houve redução do teor de matéria orgânica, enquanto que em outros – principalmente os pontos de amostragem na vala lateral – houve aumento significativo destes valores (TAB. 2). Como a vala lateral foi recoberta por gramíneas na implantação do experimento, isso explica a elevação nos seus teores de matéria orgânica, tendo que em vista que, normalmente, gramíneas contribuem significativamente para o aumento da matéria orgânica no solo.

A Capacidade de Troca de Cátions (CTC) apresenta valores bastante baixos, o que indica uma baixa capacidade do solo em reter poluentes através de troca de cargas. As amostras coletadas na trincheira apresentam menor CTC que aquelas coletadas na vala. A CTC varia de um mínimo de 2,37 $\text{cmol}_e/\text{dm}^3$ a um máximo de 4,46 $\text{cmol}_e/\text{dm}^3$ (TAB. 2).

TABELA 2 – CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DO SOLO DA ÁREA DE ESTUDO

AMOSTRA (cm)		pH em H ₂ O	pH em KCl	ΔpH	PCZ	M.O. (g/kg)	CTC ($\text{cmol}_e/\text{dm}^3$)	CTC efetiva
Trincheira								
0 – 10	Inicial	5,3	4,5	-0,8	3,7	17	2,59	1,18
	Final	7,6	6,7	-0,9	5,8	19	-	-
50 – 60	Inicial	5,4	4,5	-0,9	3,6	18	2,40	1,04
	Final	7,5	6,8	-0,7	6,1	14	-	-
100 – 110	Inicial	5,4	4,5	-0,9	3,6	18	2,37	0,66
	Final	7,4	6,6	-0,8	5,8	15	-	-
Vala lateral								
0 – 10	Inicial	6,6	5,5	-1,1	4,4	19	4,23	3,03
	Final	7,2	6,1	-1,1	5,0	26	-	-
50 – 60	Inicial	6,6	5,6	-1,0	4,6	14	3,26	2,24
	Final	7,3	6,4	-0,9	5,5	22	-	-
100 – 110	Inicial	6,8	5,9	-0,9	5,0	07	2,99	2,07
	Final	7,6	6,6	-1,0	5,6	21	-	-
Vala fundo								
0 – 10	Inicial	7,8	7,0	-0,8	6,2	19	4,46	3,74
	Final	8,2	7,9	-0,3	7,6	20	-	-
50 – 60	Inicial	6,5	5,8	-0,7	5,1	16	3,65	2,54
	Final	7,7	6,8	-0,9	5,9	05	-	-
100 – 110	Inicial	6,3	5,5	-0,8	4,7	09	3,13	2,31
	Final	7,4	6,6	-0,8	5,8	07	-	-

As amostras de solo analisadas apresentaram baixo teor de metais pesados, não tendo sido detectada a presença de cádmio e cobre (TAB. 3). Os teores de chumbo, cromo, níquel e zinco - TAB. 3 - estão abaixo dos valores orientadores utilizados como referência de qualidade do solo no Brasil (CETESB, 2005).

TABELA 3 – TEOR DE METAIS PESADOS DAS AMOSTRAS ANALISADAS

AMOSTRA (cm)	CONCENTRAÇÕES (mg/kg)						
	Cd	Pb	Cu	Cr	Ni	Zn	Mn
Trincheira							
0 – 10	N.D.	5,86	N.D.	11,35	1,34	7,26	16,36
50 – 60	N.D.	6,25	N.D.	11,43	1,40	7,67	16,70
100 – 110	N.D.	6,26	N.D.	17,54	1,46	8,49	12,19
Vala lateral							
0 – 10	N.D.	4,69	N.D.	4,47	1,00	7,23	19,51
50 – 60	N.D.	5,17	N.D.	6,07	1,00	6,17	10,35
100 – 110	N.D.	4,53	N.D.	6,23	1,45	7,75	11,38
Vala fundo							
0 – 10	N.D.	4,98	N.D.	9,05	2,18	10,73	18,19
50 – 60	N.D.	4,12	N.D.	8,69	1,04	7,02	7,15
100 – 110	N.D.	7,37	N.D.	7,41	0,84	10,88	13,39

Método de análise = USEPA 3050B (Metais por ICP-MS).

Limite de detecção = Cd (0,02mg/kg); Pb e Cu (0,10mg/kg); Cr, Mn, Ni e Zn (0,25mg/kg).

N. D. = Não detectado

De acordo com padrões nacionais (CETESB, 2005 – TAB. 4) e internacionais (LISTA HOLANDESA, 1994 in CETESB, 2005; USEPA, 1996 in CETESB, 2005; DUTCH VALUES, 1998 in CETESB, 2005 – TAB. 4) estabelecidos para o teor máximo de metais pesados no solo, a área de estudo apresenta-se não contaminada no início da realização do experimento.

TABELA 4 – VALORES DE REFERÊNCIA PARA METAIS PESADOS EM SOLOS

METAL	CONCENTRAÇÕES (mg/kg)			
	CETESB ¹	LISTA HOLANDESA ²	USEPA ³	DUTCH VALUES ⁴
Cd	<0,5	0,8	78	5,0
Pb	17	85,0	400	25,0
Cu	35	36,0	-	50,0
Cr	40	100,0	390	50,0
Ni	13	35,0	1.600	50,0
Zn	60	140,0	23.000	500
Mn	-	-	-	-

1 – Valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo, 2005. In: CETESB, 2005. 2 – Lista Holandesa de valores de qualidade do solo e da água subterrânea, 1994. In: CETESB, 2005. 3 – Níveis de avaliação para solo – “Soil Screening Levels” – aplicado pela USEPA, 1996. In: CETESB, 2005. 4 – Lei Federal Alemã de Proteção do Solo e de Áreas Contaminadas, 1998. In: CETESB, 2005.

6.2 – Qualidade da água pluvial urbana

A amostragem e análise da água que aporta para as estruturas foi realizada como parte do trabalho de SILVA et al. (2009) e os dados foram utilizados nesta tese com o objetivo de conhecer a qualidade da água pluvial que infiltra no solo na área de implantação das estruturas de compensação e da água de saída dos experimentos.

Foram realizadas quatro amostragens: 31 de outubro, 07 e 27 de novembro e 08 de dezembro de 2008, datas escolhidas aleatoriamente, condicionadas à ocorrência de chuvas (TAB.5).

TABELA 5 – CARACTERÍSTICAS DOS EVENTOS DE CHUVA AMOSTRADOS*

DATA	CARACTERÍSTICAS DA CHUVA			
	período seco antes da chuva (dias)	duração da chuva (minutos)	altura da precipitação (mm)	Tempo Retorno estimado (anos)
31/10/08	12	30	19,8	<1
07/11/08	1,5	420	18,6	<1
27/11/08	8	240	4,2	<1
08/12/08	9	90	13,6	<1

*SILVA et al., (2009)

As amostras foram coletadas em poços de visita localizados em três pontos: a montante do experimento, a jusante da trincheira de infiltração e a jusante da vala de detenção. Após o evento chuvoso foram coletados 2,5 litros de amostra homogeneizada, representativa do evento, em cada um dos pontos de amostragem. Tais amostras foram armazenadas a 4°C em frasco âmbar, analisadas de acordo com o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater of the American Public Health Association (APHA), no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA/UFMG para o teor total de metais pesados. Como as amostras coletadas na trincheira evidenciaram inconsistências devido à contaminação da água de saída por carreamento de solo, não foram consideradas neste estudo.

Os resultados indicam que a água do escoamento superficial urbano que infiltra nas estruturas apresenta presença dos metais cromo, cobre, chumbo, zinco, níquel e manganês; alguns deles em concentrações acima do limite permitido pela legislação brasileira para águas superficiais classe 3 (Resolução CONAMA nº 357/2005) (TAB. 6 a 9).

A água coletada a jusante da vala de detenção apresenta redução significativa no teor de metais pesados em relação à vazão de entrada no experimento, principalmente na amostragem de 31/10/08, com redução de 95% no teor de chumbo, 89% no teor de cromo e 79% no teor de manganês (TAB. 6), o que indica sua eficiência no abatimento da poluição da água pluvial que aporta para a estrutura.

Entretanto, embora o sistema apresente, aparentemente, elevada capacidade de retenção dos metais estudados, em alguns casos, a água que retorna ao sistema de drenagem municipal ainda possui teor de metais acima do permitido pela legislação (TAB. 6 a 9), o que confirma a significativa poluição das águas de escoamento superficial urbano e os elevados riscos de poluição dos recursos hídricos pelo aporte destas águas.

TABELA 6 – QUALIDADE DA ÁGUA PLUVIAL URBANA A MONTANTE E A JUSANTE DO EXPERIMENTO (31/10/08)

METAL	CONCENTRAÇÕES (mg/L)		REMOÇÃO (%)	LEGISLAÇÃO CONAMA*
	MONTANTE*	JUSANTE*		
Cd	0,000	0,000	00	0,010
Pb	0,116	0,006	95	0,033
Cu	0,124	0,048	61	0,013
Cr	0,047	0,005	89	0,050
Ni	0,013	0,006	54	0,025
Zn	0,222	0,099	55	5,000
Mn	0,795	0,167	79	0,500

Valores em negrito = valores acima do permitido pela legislação.

*MONTANTE = água coletada na entrada do experimento. JUSANTE = água coletada na saída do experimento. CONAMA = Resolução nº 357/2005 (para águas superficiais classe 3).

TABELA 7 – QUALIDADE DA ÁGUA PLUVIAL URBANA A MONTANTE E A JUSANTE DO EXPERIMENTO (07/11/08)

METAL	CONCENTRAÇÕES (mg/L)		REMOÇÃO (%)	LEGISLAÇÃO CONAMA*
	MONTANTE*	JUSANTE*		
Cd	0,000	0,000	00	0,010
Pb	0,031	0,002	94	0,033
Cu	0,068	0,023	66	0,013
Cr	0,000	0,000	00	0,050
Ni	0,009	0,004	56	0,025
Zn	0,296	0,078	74	5,000
Mn	0,234	0,125	47	0,500

Valores em negrito = valores acima do permitido pela legislação.

*MONTANTE = água coletada na entrada do experimento. JUSANTE = água coletada na saída do experimento. CONAMA = Resolução nº 357/2005 (para águas superficiais classe 3).

TABELA 8 – QUALIDADE DA ÁGUA PLUVIAL URBANA A MONTANTE E A JUSANTE DO EXPERIMENTO (27/11/08)

METAL	CONCENTRAÇÕES (mg/L)		REMOÇÃO (%)	LEGISLAÇÃO CONAMA*
	MONTANTE*	JUSANTE*		
Cd	0,000	0,000	00	0,010
Pb	0,102	0,063	38	0,033
Cu	0,197	0,171	13	0,013
Cr	0,096	0,077	20	0,050
Ni	0,054	0,043	20	0,025
Zn	1,020	0,770	25	5,000
Mn	1,015	0,835	18	0,500

Valores em negrito = valores acima do permitido pela legislação.

*MONTANTE = água coletada na entrada do experimento. JUSANTE = água coletada na saída do experimento. CONAMA = Resolução nº 357/2005 (para águas superficiais classe 3).

TABELA 9 – QUALIDADE DA ÁGUA PLUVIAL URBANA A MONTANTE E A JUSANTE DO EXPERIMENTO (08/12/08)

METAL	CONCENTRAÇÕES (mg/L)		REMOÇÃO (%)	LEGISLAÇÃO CONAMA*
	MONTANTE*	JUSANTE*		
Cd	0,000	0,000	00	0,010
Pb	0,027	0,002	93	0,033
Cu	0,090	0,056	38	0,013
Cr	0,025	0,017	32	0,050
Ni	0,024	0,014	42	0,025
Zn	0,367	0,166	55	5,000
Mn	0,289	0,156	46	0,500

Valores em negrito = valores acima do permitido pela legislação.

*MONTANTE = água coletada na entrada do experimento. JUSANTE = água coletada na saída do experimento. CONAMA = Resolução nº 357/2005 (para águas superficiais classe 3).

6.3 – Capacidade de retenção do solo¹²

6.3.1 – Retenção nas estruturas de infiltração

Os dados do monitoramento dos teores de metais na área de implantação das estruturas de infiltração indicam que o solo da área apresenta capacidade de retenção dos metais estudados, principalmente chumbo, cobre, cromo, manganês e zinco, elementos que apresentaram maiores teores no solo na 2ª amostragem (janeiro – metade do período chuvoso) em comparação com os teores existentes na 1ª amostragem (início de funcionamento das estruturas).

Entretanto, parte dos metais adsorvidos não foram mantidos no solo durante as chuvas subsequentes, o que indica uma fragilidade nas ligações de adsorção dos metais estudados pelo solo em questão. Dados da 3ª amostragem (final do período chuvoso), revelam teores de metais no solo menores que aqueles encontrados na 2ª amostragem, confirmando que parte dos metais adsorvidos durante a 1ª metade do período chuvoso, foram lixiviados no solo pelas chuvas ocorridas no restante do período.

O comportamento dos metais estudados procedeu-se de forma diferenciada ao longo do monitoramento, tendo em vista as interações de cada metal com o solo, bem como a competição entre estes metais pelos sítios de adsorção dos solos.

- Cádmi

O cádmio foi o elemento que apresentou as menores taxas de retenção dentre os poluentes estudados, sendo que o que foi retido na 2ª amostragem foi lixiviado pelas chuvas subsequentes. Os seus teores no solo apresentaram ligeiro aumento na 2ª amostragem (metade do período chuvoso), em cinco dos nove pontos amostrados. Entretanto, na 3ª amostragem (final do período chuvoso), os valores de cádmio foram nulos em todos os pontos amostrados, exceto na vala fundo 1 (VF1), ponto no qual a taxa de retenção foi de 4,4 vezes o valor retido na 2ª amostragem (GRAF. 1).

¹² 1ª amostragem – março de 2008 (instalação das estruturas), 2ª amostragem - janeiro de 2009 (metade do período chuvoso), 3ª amostragem – abril de 2009 (final do período chuvoso), T1 (trincheira de 0 a 10 cm), T2 (trincheira de 50 a 60 cm), T3 (trincheira de 100 a 110 cm), VL1 (vala lateral de 0 a 10 cm), VL2 (vala lateral de 50 a 60 cm), VL3 (vala lateral de 100 a 110 cm), VF1 (vala fundo de 0 a 10 cm), VF2 (vala fundo de 50 a 60 cm), VF3 (vala fundo de 100 a 110 cm).

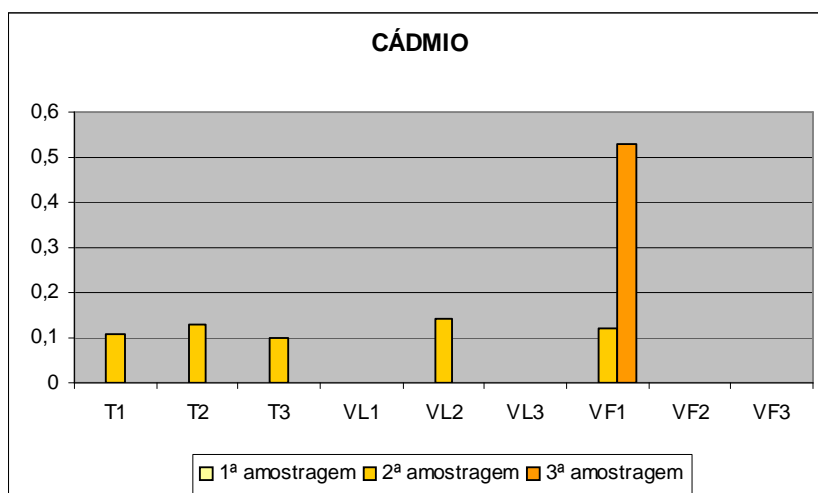


GRÁFICO 1 – Retenção de cádmio (mg/kg) pelo solo na área de implantação das estruturas de infiltração.

A afinidade do cádmio pela CTC dos solos pode ser a justificativa para os seus valores reduzidos de retenção, pois como, normalmente, o cádmio é retido principalmente nos sítios de troca catiônica, é prontamente trocável por elementos com maior afinidade pela matriz do solo (SILVEIRA et al., 2008). Tendo em vista que, além da competição com outros elementos, os valores de CTC do solo da área do experimento são bastante reduzidos, a capacidade de retenção de cádmio na área fica muito limitada.

Os resultados concordam com PIERANGELI et al. (2007), que estudando o comportamento sortivo individual e competitivo de metais pesados em solos brasileiros, concluíram que a retenção de Cd nos solos ocorre, em sua maior parte, por meio de forças eletrostáticas das partículas negativamente carregadas, o que a torna altamente dependente da CTC dos solos. Os estudos de LINHARES et al. (2009a), sobre a vulnerabilidade de solos de Minas Gerais à contaminação por metais pesados, evidenciaram o elevado potencial de mobilidade do cádmio, que pode ter sido potencializado pelo fato de sua adsorção ser reduzida pelos outros metais (Pb, Cu e Zn) que apresentam maior afinidade pelos sítios de adsorção no solo.

Além disso, outro fator pode afetar negativamente a retenção de cádmio na área, que é o elevado teor de Ca^{++} no solo, principalmente na vala de detenção (valores de Ca^{++} variando de $1,82 \text{ cmol/dm}^3$ na vala lateral 3 - VL3 a $3,42 \text{ cmol/dm}^3$ na vala fundo 1 - VF1), na qual houve retenção do cádmio em apenas dois dos seis pontos amostrados. O Ca^{++} tem forte preferência pelos sítios trocáveis nos solos, o que diminui a retenção de Cd e aumenta sua mobilidade na solução do solo (KRETZSCHMAR & VOEGELIN, 2001).

A retenção no ponto VF1 na 3ª amostragem, provavelmente, está ligada ao efeito de sedimentação de partículas que ocorre no fundo da vala de detenção. Segundo

VIEIRA (2008) existe uma forte ligação entre SST (Sólidos Suspensos Totais) e metais pesados em águas de drenagem urbana, que, ao infiltrarem no solo, provocam a sedimentação de partículas finas com os metais adsorvidos.

Há que se considerar também que este elemento não foi detectado nas amostras da água urbana coletada, o que indica que sua reduzida retenção pode estar associada aos seus reduzidos valores nas águas que aportam para as estruturas.

- Cobre

O cobre apresentou retenção da 1ª para a 2ª amostragem em todos os pontos amostrados, com elevado pico de retenção na vala fundo 1 (VF1); e ligeira redução dos teores retidos da 2ª para a 3ª amostragem (GRAF. 2).

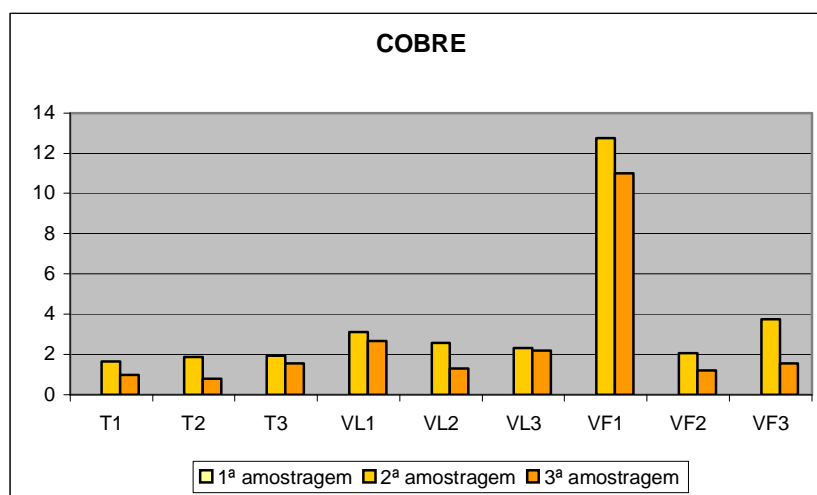


GRÁFICO 2 – Retenção de cobre (mg/kg) pelo solo na área de implantação das estruturas de infiltração.

O cobre apresenta elevada afinidade com a matéria orgânica, podendo ser retido em formas pouco móveis no solo (ligado à materiais orgânicos insolúveis); ou formar complexos solúveis, quando ligado à matéria orgânica de elevada solubilidade (SILVEIRA et al., 2008).

Segundo ZEHETNER & WENZEL (2000) e OLIVEIRA et al. (2003), o cobre forma mais facilmente complexos com ácidos orgânicos solúveis, o que aumenta a mobilidade deste elemento no solo, e pode explicar a redução dos seus valores na 3ª amostragem em comparação com a 2ª.

Entretanto, de acordo com LINHARES et al. (2009a), o cobre normalmente forma complexos organo-metálicos estáveis e de baixa solubilidade, o que pode, portanto, ser responsável pelos teores de cobre mantidos no solo na 3ª amostragem.

Como os teores de matéria orgânica no solo são reduzidos, a retenção de cobre também apresentou taxas reduzidas, exceto na vala fundo 1 (VF1), provavelmente, pelo mesmo efeito de sedimentação de partículas descrito para o cádmio.

Além disso, assim como o cádmio, o cobre também compete com o cálcio pelos sítios de adsorção, apresentando menor poder de competição e menor capacidade de ser retido pelo solo, o que também contribui para as suas reduzidas taxas de retenção (KRETZSCHMAR & VOEGELIN, 2001; RIBEIRO-FILHO et al., 2001).

Outros dois fatores podem, ainda, justificar o comportamento do cobre na área: o seu elevado teor nas águas de drenagem urbana, e sua competição com o chumbo pelos sítios de adsorção. Segundo ZEHETNER & WENZEL (2000), a adsorção de Cu diminui com o aumento da quantidade de metal aplicada; portanto, o elevado teor de cobre na água que aporta para as estruturas pode contribuir negativamente nas suas taxas de retenção. Segundo ECHEVERRIA et al. (1998), o cobre compete com o chumbo pelos sítios de adsorção nos óxidos de ferro, sendo que o chumbo possui maior poder de competição, o que reduz as taxas de retenção de cobre em sítios contaminados pelos dois elementos.

- Chumbo

O chumbo foi o metal mais fortemente adsorvido pelo solo, com retenção também na 3ª amostragem. O metal foi retido em todos os pontos amostrados na 2ª amostragem, e apresentou aumento de seus teores no solo ou apenas ligeira redução na amostragem realizada no final do período chuvoso (GRAF. 3).

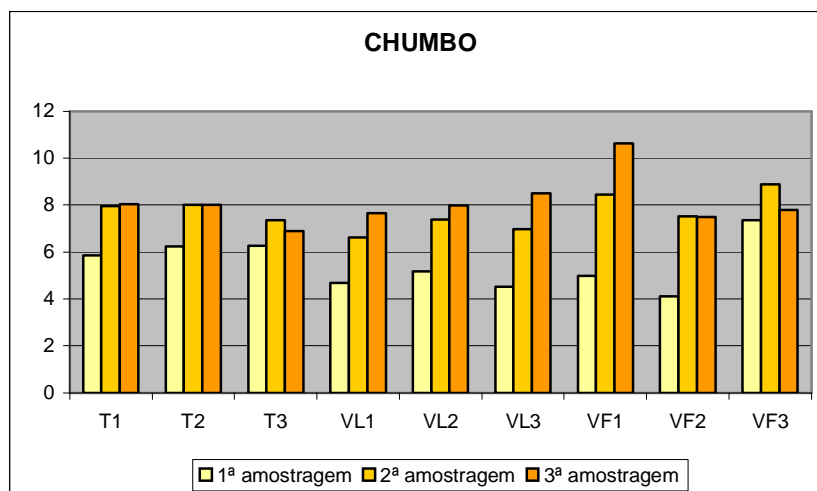


GRÁFICO 3 – Retenção de chumbo (mg/kg) pelo solo na área de implantação das estruturas de infiltração.

A capacidade de retenção do chumbo pelo solo da área pode ser explicada pela elevada afinidade deste elemento com óxidos de ferro, formando ligações mais estáveis, o que reduz sua mobilidade e lixiviação no perfil do solo (ARAÚJO et al., 2002).

PIERANGELI et al. (2001a), estudando a adsorção e dessorção de Pb em solos brasileiros, encontraram correlações entre teor de óxidos de ferro e retenção de Pb, o que demonstra a relevância destes óxidos na capacidade adsorptiva dos solos. A importância dos óxidos de ferro deve-se, principalmente à presença de sítios para adsorção específica, em valores de pH mais baixos, além do aumento dos sítios de cargas negativas, em valores de pH mais altos. Mesmo em valores mais baixos de pH (4,5), a retenção de grande parte do chumbo ocorreu via adsorção específica.

A semelhança nas taxas de adsorção em todos os pontos amostrados pode também ser correlacionada com o papel dos óxidos de ferro na retenção de chumbo, uma vez que o tipo de óxidos é basicamente o mesmo em todos os pontos amostrados.

Destacam-se os pontos T1, T2 e VF2 em virtude da manutenção do mesmo teor da metade ao final do período chuvoso, o que pode indicar a saturação do solo nestes pontos, nos quais não há mais retenção.

O aumento do pH durante o monitoramento também pode ter contribuído para a adsorção de chumbo, devido à diminuição da concentração de H^+ e ao aumento das cargas negativas graças à desprotonação de grupos OH^- . Com o aumento do pH, a concentração de íons hidrogênio diminuiu, possibilitando um aumento da adsorção de cátions metálicos (PIERANGELI et al., 2001a).

A eficiência do solo na retenção de chumbo é confirmada pelos teores deste elemento nas águas de saída da vala, que indicam, quase sempre, que os teores de chumbo após a passagem da água pela estrutura encontram-se dentro do permitido pela legislação, embora a água que aporte para as estruturas apresente teores sempre acima do permitido.

Entretanto, considerando-se os elevados teores nas águas de drenagem e a capacidade suporte do solo na retenção de metais, pode-se pensar na hipótese de saturação dos sítios de adsorção do solo, e de movimentação do chumbo através do perfil, o que torna preocupante o aporte contínuo de águas pluviais com elevada concentração deste elemento.

- Cromo

O cromo não apresentou comportamento homogêneo nos diversos pontos estudados, manifestando-se de três maneiras: i) redução dos teores do início ao fim do monitoramento nos pontos T1 e T3; ii) aumento dos teores da 1ª para a 2ª amostragem

nos demais pontos estudados e iii) redução dos valores da 2ª para a 3ª amostragem, exceto nos pontos VL3 e VF1. Ressalta-se o aumento significativo dos teores da 1ª amostragem (11,43 mg/kg) para a 2ª amostragem (20,72 mg/kg) na trincheira ponto 2, acompanhado de redução significativa da 2ª (20,72 mg/kg) para a 3ª amostragem (6,63 mg/kg) (GRAF. 4).

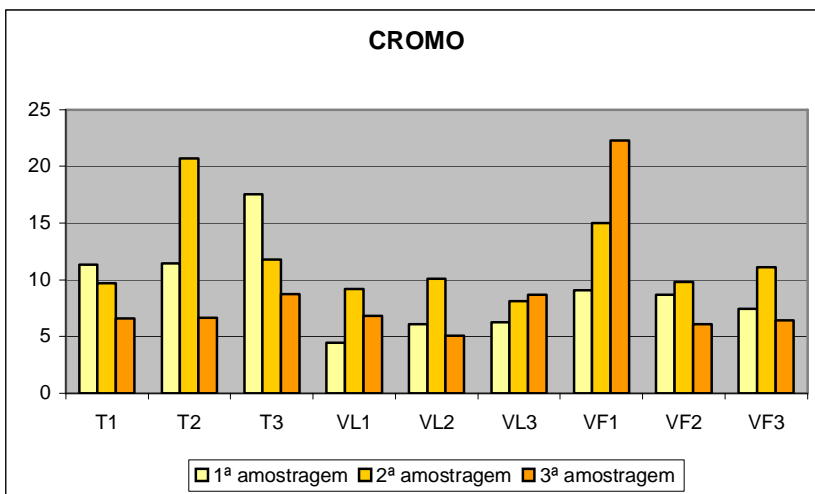


GRÁFICO 4 – Retenção de cromo (mg/kg) pelo solo na área de implantação das estruturas de infiltração.

O comportamento do cromo na área apresenta-se em desacordo com a literatura, que diz que este metal, assim como o chumbo, possui a tendência de se ligar mais fortemente aos solos, através de mecanismos de adsorção interna, ou seja, ligações fortes que limitam a sua dessorção e liberação para a solução do solo (ARAÚJO et al., 2002), sendo, portanto, normalmente, pouco móvel nos solos.

Os resultados indicam que a água que infiltra nas estruturas lixiviou parte do cromo já existente no solo quando da implantação do experimento e parte do cromo que foi retido no solo durante a primeira metade do período chuvoso. Provavelmente, esse efeito pode ser atribuído à retenção do cromo em frações mais móveis, ligado a sítios não-específicos, cedendo lugar à elementos com maior afinidade pela matriz do solo; ou à sua ligação à fração argila dispersa do solo, que apresenta valores elevados em diversos pontos de amostragem, o que pode ter contribuído para o transporte de cromo através da movimentação da argila.

O aumento do pH da 1ª para a 3ª amostragem pode ter favorecido a complexação do cromo pela matéria orgânica dissolvida, uma vez que pH elevado favorece a complexação crescente de alguns cátions por ligantes dissolvidos, o que aumenta a mobilidade do metal (GUILHERME et al., 2005; KLITZKE et al., 2008),

A elevada retenção de cromo no ponto vala fundo 1 (VF1), provavelmente, pode ser explicada pelo efeito de sedimentação dos sólidos suspensos dissolvidos das águas de drenagem urbana, comportamento observado para os demais metais estudados.

Entretanto, os dados obtidos não conseguem elucidar e justificar com clareza o comportamento do cromo na área.

- Manganês

O manganês apresentou elevadas taxas de retenção, com maiores valores na lateral da vala de detenção e na vala fundo 1 (VF1). Houve ligeira redução dos seus teores da 2ª para a 3ª amostragem, exceto para os pontos vala lateral 3 (VL3) e vala fundo 1 (VF1), nos quais houve aumento no teor retido (GRAF. 5).

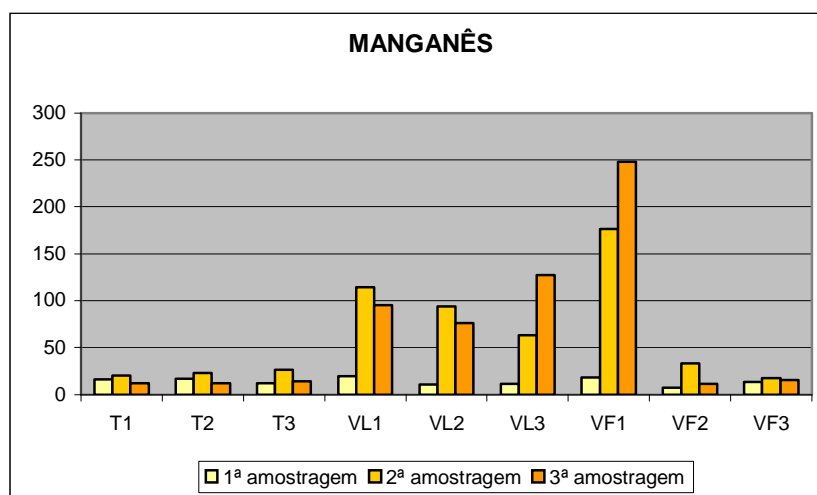


GRÁFICO 5 – Retenção de manganês (mg/kg) pelo solo na área de implantação das estruturas de infiltração.

O comportamento do manganês parece ser diretamente relacionado ao teor de matéria orgânica, tendo sido mais retido na lateral da vala e na vala fundo 1 (VF1), pontos com elevação significativa do teor de matéria orgânica do início ao fim do monitoramento.

Na VF2 a redução dos teores de matéria orgânica de 1,6 % para 0,5% durante o monitoramento pode justificar os teores lixiviados, que foram os maiores dentre os pontos amostrados. Os picos de retenção no ponto VF1, provavelmente, se devem aos efeitos de sedimentação de partículas.

A maior retenção de manganês em comparação com o cobre, sendo que ambos têm afinidade pela matéria orgânica é explicada pela competição entre os mesmos. Em estudos de coluna de lixiviação, SELIM & AMACHER (2001), concluíram que a quantidade de Cu recuperado no lixiviado foi de 53% quando o Cu era aplicado na

presença de Mn; enquanto que somente 38% foi recuperado quando não houve utilização do Mn nos ensaios de lixiviação (não houve competição).

- Níquel

O níquel apresentou retenção da 1ª para a 2ª amostragem e significativa redução nos seus valores (em média redução de 50% no teor da 2ª para a 3ª amostragem, exceto para a vala fundo 1 – VF1), sendo que em seis dos nove pontos amostrados – T1, T2, T3, VL2, VL3 e VF2, os teores na 3ª amostragem foram menores que aqueles existentes no solo antes do início do monitoramento (GRAF. 6).

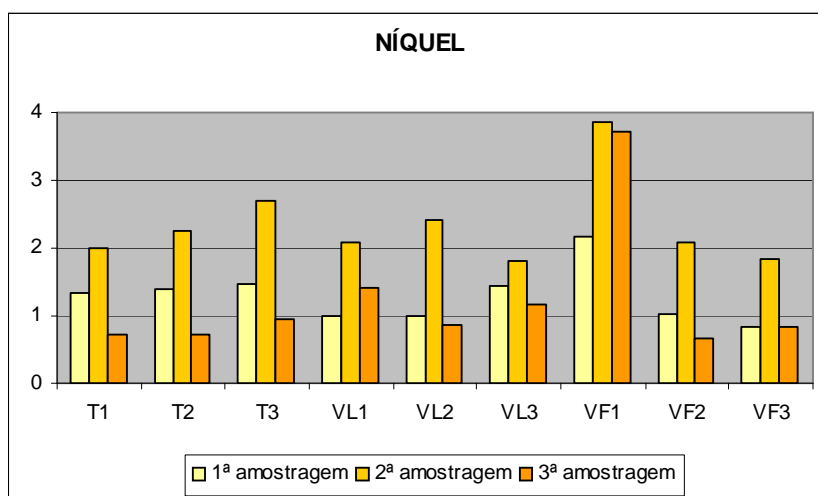


GRÁFICO 6 – Retenção de níquel (mg/kg) pelo solo na área de implantação das estruturas de infiltração.

Os reduzidos valores de retenção e a significativa perda de níquel da 2ª para a 3ª amostragem evidenciam o reduzido poder de competição deste elemento em relação aos demais adicionados no solo. Segundo KRETZSCHMAR & VOEGELIN (2001) e ZEHETNER & WENZE (2000), a retenção de níquel em solos é bastante reduzida quando este compete com outros metais.

A reduzida retenção pode ser explicada pelo menor poder de competição do níquel com outros metais pelos sítios de adsorção do solo; enquanto que as elevadas taxas de lixiviação podem ser atribuídas aos aportes de água pluvial nos meses de intervalo entre as amostragens, com novas entradas de metais no solo, capazes de deslocar o níquel adsorvido anteriormente.

Outro fator que afeta as taxas de retenção é o elevado teor de Ca^{++} no solo. De acordo com ZEHETNER & WENZE (2000), a adsorção de níquel pelo solo é drasticamente reduzida e o transporte através dos solos é significativamente aumentado

na presença de cálcio; efeitos atribuídos à competição entre cálcio e níquel nas regiões trocáveis na superfície do solo.

- Zinco

O zinco apresentou ligeiro aumento de seus teores no solo da 1ª para a 2ª amostragem (exceto para a vala fundo 1 - VF1, com pico de retenção de 39,51 mg/kg), e perda da 2ª para a 3ª em todos os pontos amostrados (também exceto para a vala fundo 1 - VF1) (GRAF. 7).

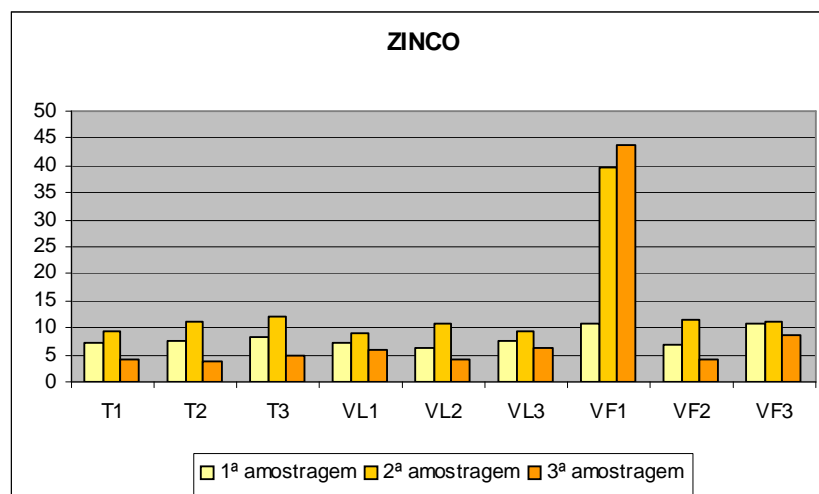


GRÁFICO 7 – Retenção de zinco (mg/kg) pelo solo na área de implantação das estruturas de infiltração.

O comportamento do metal no solo evidencia reduzidas taxas de retenção e elevadas taxas de lixiviação da metade para o final do período chuvoso, o que indica que foram perdidos por lixiviação metais existentes no solo antes da implantação das estruturas de infiltração em todos os pontos de amostragem (exceto vala fundo 1 - VF1).

Este comportamento pode ser explicado pelo reduzido poder de competição do zinco em relação aos demais metais estudados e pela sua elevada afinidade por ácidos orgânicos solúveis.

Segundo KIEKENS (1995) citado por OLIVEIRA et al. (2003), os ácidos fúlvicos formam quelatos com os íons Zn em uma ampla faixa de pH, dessa forma aumentando a solubilidade e, conseqüentemente, a mobilidade desse elemento.

ARAÚJO et al. (2002), estudando o comportamento de adsorção de metais pesados em solos brasileiros, concluíram que a adsorção de zinco é diretamente correlacionada com o teor de argila, teor de carbono orgânico e CTC efetiva dos solos, sendo que o carbono orgânico foi a variável que mais influenciou a adsorção.

LAIR et al. (2007), estudando a retenção de cobre, cádmio e zinco em solos, concluíram que tais metais recentemente adicionados aos solos estavam presentes principalmente nas superfícies das partículas do solo como frações reativas (frações móveis e trocáveis). Também notaram a associação dos três metais com a matéria orgânica dos solos.

Assim como para o níquel, a entrada de cátions metálicos com maior poder de competição na solução do solo pode ter deslocado o zinco dos sítios de adsorção, o que justifica seus teores no final do período chuvoso serem menores que aqueles existentes no solo na implantação das estruturas.

A análise e interpretação dos dados do monitoramento do teor de poluentes no solo na área de implantação das estruturas de infiltração permitem afirmar que o solo da área possui capacidade para reter metais pesados, entretanto, parte destes metais é perdida por lixiviação em virtude, principalmente, do comportamento de adsorção dos metais pesados e da competição entre eles, tendo em vista a presença de diferentes metais e em elevadas concentrações na água pluvial urbana que aporta para as estruturas.

De forma geral, cinco características do solo podem ser utilizadas para explicar as taxas de adsorção e lixiviação dos metais na área:

1 - a reduzida CTC e o reduzido teor de matéria orgânica, que limitam a adsorção dos metais com afinidades para esses sítios, sejam eles o cádmio, cobre, níquel, zinco e manganês.

2 - o elevado teor de ADA em alguns pontos amostrados, principalmente na lateral da vala, que pode estar contribuindo para a lixiviação de metais adsorvidos nas argilas, uma vez que elevados teores de ADA facilitam a movimentação de argila no perfil.

3 - o aumento do pH durante o monitoramento, o que pode contribuir negativamente na retenção de cobre e zinco, uma vez que estes elementos possuem afinidade pela matéria orgânica solúvel, que tem sua solubilidade aumentada com o aumento do pH do solo; por outro lado, o aumento do pH favorece a adsorção de chumbo, porque aumenta a adsorção de cátions pelos óxidos de ferro (GUILHERME et al., 2005), e aumenta a CTC do solo, favorecendo a retenção de metais nos sítios de troca de cátions;

4 - o elevado teor de Ca^{++} na área de estudo, que é um fator que limita a adsorção de metais nos sítios de troca catiônica, tendo em vista que cátions metálicos competem com Ca^{++} , sendo que este tem preferência pelos sítios de troca de cátions nos solos. Entretanto, a retenção do chumbo, diferente dos outros cátions metálicos, não é afetada pelos teores de Ca^{++} do solo (RIBEIRO-FILHO et al., 2001).

5 - a presença de óxidos em todos os pontos amostrados, o que contribui para a retenção e manutenção de chumbo no solo, considerando-se a elevada afinidade deste elemento pelos óxidos de ferro, ligando-se à estes através de adsorção específica, que mantêm o chumbo retido no solo, fazendo com que ele seja o elemento menos lixiviado na área de implantação das estruturas.

Dentre os pontos amostrados, destaca-se o comportamento diferenciado do ponto vala fundo 1 (0-10cm), que apresentou elevados teores de retenção para todos os elementos estudados, o que pode, provavelmente, ser explicado pelo efeito de sedimentação de partículas no fundo da vala de detenção. Grande parte dos metais depositados nas ruas no período seco se associam às partículas finas, sendo posteriormente carregados pela enxurrada, na fração de sólidos suspensos (HOFFMAN et al., 2002). Como a vala exerce o papel de decantação, comum em estruturas de detenção, pode haver a sedimentação das partículas finas enquanto a água infiltra no solo. O material em suspensão é retido por filtração/sedimentação (precipitação), enquanto que o material dissolvido pode ser adsorvido no solo (RAMOS et al., 1999).

O efeito de sedimentação de partículas que ocorre na vala não é verificado na trincheira devido ao recobrindo desta estrutura com uma manta geotêxtil, o que faz com que os metais da fração sólidos suspensos advindos na água de escoamento fiquem retidos nesta manta.

Dentre os fatores que afetaram o comportamento dos metais no solo, acredita-se que a competição entre eles tenha sido o mais importante, tendo em vista a presença de diversos metais nas águas pluviais urbanas e em quantidades muito elevadas.

PIERANGELI et al. (2007), estudando o comportamento de adsorção individual e competitivo de metais pesados em solos brasileiros, concluíram que quando a concentração inicial de metais adicionados aos solos em estudo foi multielementar, composta por Cd, Cu e Pb, houve redução na adsorção dos três metais, sendo esta mais intensa para o Cd. A adsorção simultânea dos três metais revela que há forte efeito competitivo entre eles pelos sítios de adsorção.

Em estudo de adsorção competitiva com Cr, Ni, Cu, Zn, Cd e Pb, FONTES & GOMES (2003) constataram que quase todos os metais foram adsorvidos pelo solo em concentrações mais baixas, ocupando uma porcentagem proporcional relativa à sua concentração molar na solução; contudo, quando a concentração aumentou, alguns competidores mais fortes, como Cr, Cu e Pb, mantiveram sua forte afinidade com a superfície adsorvedora, enquanto outros competidores mais fracos, como Ni, Zn e Cd, foram deslocados, reduzindo, portanto, suas quantidades adsorvidas.

GOMES *et al.* (2001) avaliaram a sequência de seletividade de adsorção competitiva de alguns metais pesados nas principais classes de solos brasileiros e

discriminaram duas sequências mais comuns de seletividade: $Cr > Pb > Cu > Cd > Zn > Ni$ e $Pb > Cr > Cu > Cd > Ni > Zn$. No geral, Cr, Pb e Cu foram os cátions metálicos retidos com maior força, ao passo que Cd, Ni e Zn foram menos retidos em virtude da competição.

Além disso, a presença de vários metais em elevadas concentrações pode fazer com que os sítios de adsorção do solo tornem-se saturados, deixando parte dos metais presentes nas águas pluviais disponíveis em solução e passíveis de serem carreados no perfil do solo (SIEGEL, 2002),

Embora os resultados alcançados não elucidem explicitamente os mecanismos de retenção e/ou lixiviação na área, eles indicam que está ocorrendo lixiviação de metais, o que representa um risco efetivo de contaminação das águas subterrâneas pela infiltração das águas de drenagem urbana nas estruturas de compensação da Estação Ecológica da UFMG. Os resultados evidenciam, portanto, a necessidade de incorporar a capacidade de retenção de poluentes pelo solo como mais um critério a ser avaliado na escolha de áreas para a implantação de estruturas de infiltração para águas pluviais urbanas.

6.3.2 – Retenção nas diversas frações do solo (extração sequencial)

Os resultados da extração sequencial indicam que a grande maioria dos metais cromo, chumbo e manganês existentes no solo no final do período chuvoso estão retidos nas frações menos móveis, de mais forte adsorção ao solo; o que, correlacionado aos dados do monitoramento de retenção de poluentes na área de estudo, permite concluir que os metais retidos nas frações mais móveis foram quase completamente lixiviados no solo durante este período.

Os resultados obtidos para o metal cromo mostram que a contribuição da fração F1 (solúvel e trocável) é desprezível nos teores do metal retido no solo na 3ª amostragem (final do período chuvoso), com valores menores que 0,01 mg/L nos três pontos amostrados (TAB. 10). As frações F2 (adsorvida em óxidos de ferro e alumínio) e F3 (adsorvida à matéria orgânica) são um pouco mais representativas, com valores oscilando entre 0,05 mg/L e 0,07 mg/L (TAB. 10).

As frações F4 (adsorvida muito fortemente ou ocluída em óxidos de alumínio), F5 (adsorvida muito fortemente ou ocluída em óxidos de ferro) e F6 (retida na estrutura do quartzo) concentram, portanto, os maiores teores de cromo existentes no solo na 3ª amostragem nos pontos estudados (TAB. 10).

TABELA 10 – RETENÇÃO DE CROMO NAS DIVERSAS FRAÇÕES DO SOLO

AMOSTRA	Teor total nas amostras (ppm)	Extração Sequencial (mg/L)			
		F1	F2	F3	F4 a F6
T3	8,71	<0,01	0,06	0,06	>8,58
VF1	22,28	<0,01	0,07	0,06	>22,14
VF3	6,39	<0,01	0,06	0,05	>6,27

Na trincheira 3 (100 a 110 cm), a contribuição das frações F1 a F3 representa 1,5% do total de cromo existente no solo; enquanto que as frações F4 a F6 representam 98.5% (GRAF. 8). Estes resultados podem ser explicados pela forte lixiviação de cromo ocorrida nesse ponto durante o monitoramento de retenção de metais no solo da área de estudo, responsável pela redução nos teores de cromo ao longo do monitoramento para níveis menores que aqueles existentes no solo antes da implantação das estruturas. Pode-se afirmar, portanto, que parte do cromo existente no solo estava ligado às frações móveis, responsáveis pela lixiviação deste metal do solo ao longo do monitoramento de retenção, fazendo com que tais frações tenham reduzida contribuição no teor deste elemento retido no solo no final do período chuvoso.

Na vala fundo 1 (0 a 10 cm), as frações F1 a F3 representam apenas 0,6% do cromo existente no solo, e as frações F4 a F6 representam 99.4% (GRAF. 8). Estes resultados associados aos dados do monitoramento de retenção, que indicaram elevadas taxas de retenção de cromo na 2ª (metade do período chuvoso) e também na 3ª amostragem (final do período chuvoso), evidenciam e confirmam a elevada capacidade de retenção de metais nesse ponto, enfatizada anteriormente na interpretação dos dados do monitoramento de retenção nas estruturas de infiltração.

No ponto vala fundo 3 (100 a 110 cm), 1,9% do cromo estão retidos nas frações F1 a F3; e 98,1% nas frações F4 a F6 (GRAF. 8). Considerando-se que houve retenção do metal na área de estudo na 2ª amostragem e redução no teor na 3ª amostragem para níveis menores que o existente no solo antes da implantação das estruturas, pode-se concluir que grande parte do metal retido na 2ª amostragem estava na fração móvel e foi lixiviado, fazendo com que as frações F1 a F3 tenham reduzida representatividade nos teores existentes no solo ao final do monitoramento para esse ponto.

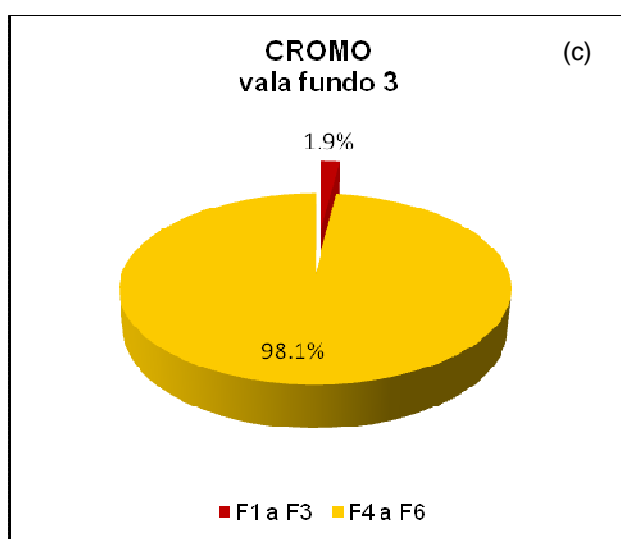
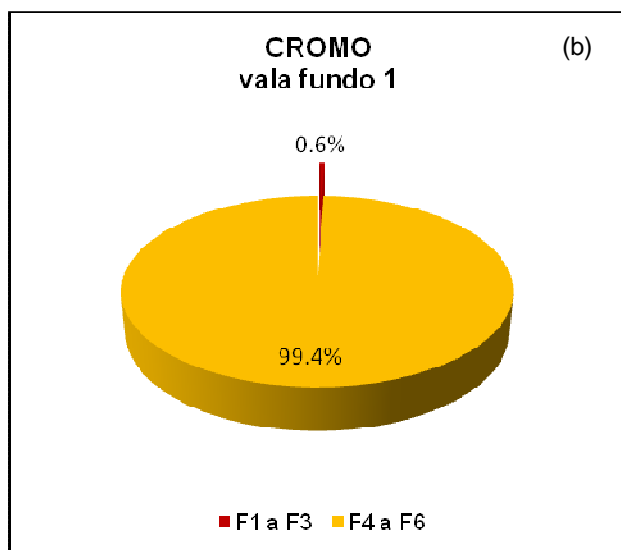
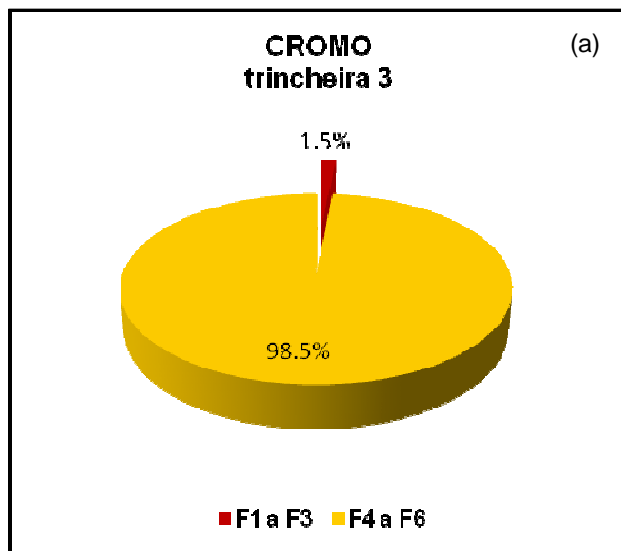


GRÁFICO 8 – Porcentagens de cromo retido nas frações F1 a F3 e F4 a F6. (a) trincheira 100-110 cm (b) vala fundo 0-10 cm e (c) vala fundo 100-110 cm.

Para o metal chumbo, os resultados confirmam o comportamento evidenciado na área de implantação das estruturas, que indicou elevada retenção e manutenção deste elemento no solo.

A fração F1 (solúvel e trocável) ficou abaixo do limite de detecção do aparelho – 0,01 mg/L nos três pontos estudados – T3 (trincheira 100 a 110 cm), VF1 (vala fundo 0 a 10 cm) e VF3 (vala fundo 100 a 110 cm) (TAB. 11).

A fração F2 (adsorvida em óxidos de ferro e alumínio) foi a mais representativa entre as frações mais solúveis, com valores de 0,19 mg/L para a amostra T3; 0,26 mg/L para a amostra VF1 e 0,21 mg/L para a amostra VF3 (TAB. 11). Há que se ressaltar que a F2 é a fração menos móvel em comparação com F1 e F3, e foi mais significativa para o chumbo em relação ao cromo e manganês, o que confirma o papel dos óxidos de ferro na retenção do elemento; resultados também alcançados por LINHARES et al. (2009a) e MORAES et al. (2007) em estudos de extração sequencial de metais pesados.

A fração F3 (adsorvida à matéria orgânica) ficou abaixo do limite de detecção do aparelho nos pontos T3 e VF3 e teve o valor de 0,04 mg/L na amostra VF1 (TAB. 11).

A elevada retenção nas frações F4 a F6 (TAB. 11) corrobora a tendência que este elemento tem em formar ligações estáveis no solo, o que reduz sua mobilidade ao longo do perfil (ARAÚJO et al., 2002) e explica os seus reduzidos teores nas frações mais móveis, principalmente F1 (solúvel e trocável) e F3 (adsorvida à matéria orgânica).

TABELA 11 – RETENÇÃO DE CHUMBO NAS DIVERSAS FRAÇÕES DO SOLO

AMOSTRA	Teor total nas amostras (ppm)	Extração Sequencial (mg/L)			
		F1	F2	F3	F4 a F6
T3	6,89	<0,01	0,19	<0,01	>6,68
VF1	10,62	<0,01	0,26	0,04	>10,31
VF3	7,79	<0,01	0,21	<0,01	>7,56

Em termos percentuais, 97,0 a 97,2% do chumbo existente no solo no final do período chuvoso estava retido nas frações F4 a F6 (GRAF. 9), valores que somados aos teores retidos na fração F2 alcançam 99,5% no ponto VF1 e 99,7% nos pontos T3 e VF3.

Considerando que a taxa de lixiviação de chumbo nos três pontos amostrados na área de estudo foi muito pequena, pode-se concluir que a quase totalidade do metal retido no solo durante todo o monitoramento de retenção de poluentes encontrava-se nas frações menos solúveis, fazendo com que o chumbo fosse o metal menos móvel no solo.

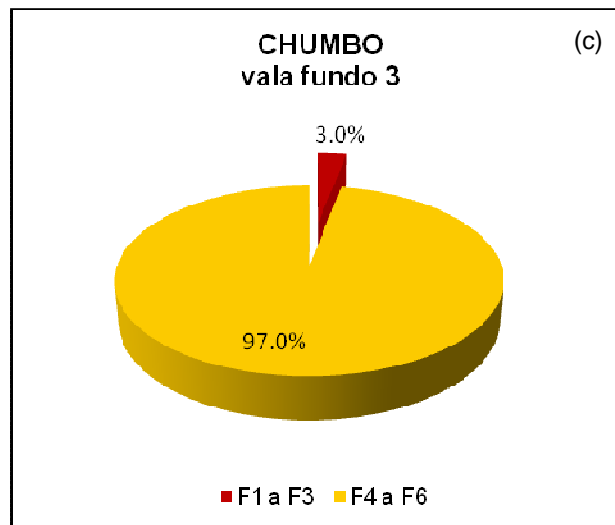
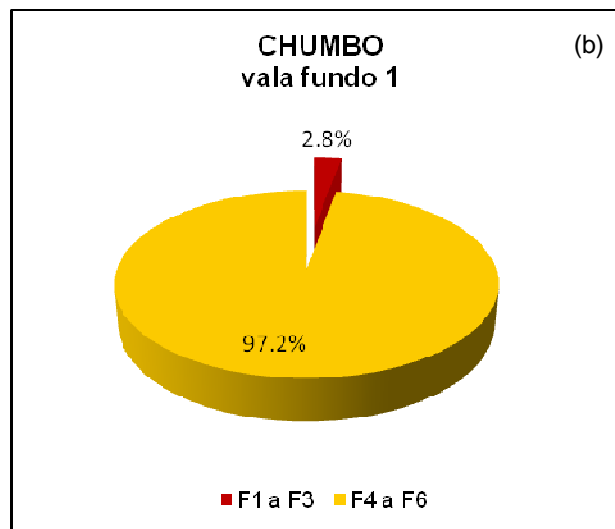
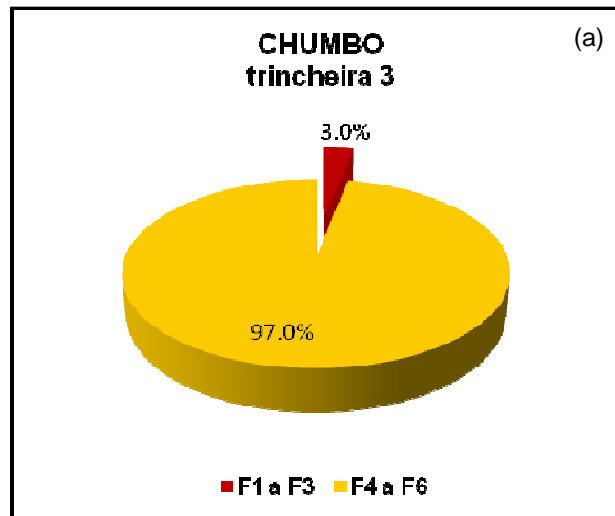


GRÁFICO 9 – Porcentagens de chumbo retido nas frações F1 a F3 e F4 a F6. (a) trincheira 100-110 cm (b) vala fundo 0-10 cm e (c) vala fundo 100-110 cm.

Para o manganês, os resultados também evidenciam a reduzida contribuição da fração F1 (solúvel e trocável) nos teores do metal existente no solo no fim do período chuvoso. A fração F1 ficou abaixo do limite de detecção de 0,05 mg/L nos três pontos estudados (TAB. 12), comportamento que pode ser explicado pela lixiviação no solo de grande parte do metal retido nessa fração solúvel, principalmente devido à elevada ocorrência de chuva na área de implantação das estruturas no período estudado.

A fração F2 (adsorvida em óxidos de ferro e alumínio) apresenta maior importância, com valores de 0,07 mg/L no ponto T3, 1,86 mg/L no ponto VF1 e 0,10 mg/L no ponto VF3 (TAB. 12).

A fração F3 (adsorvida à matéria orgânica) ficou abaixo do limite de detecção de 0,05 mg/L nos pontos T3 e VF3; com valor de 0,14 mg/L no ponto de amostragem VF1 (TAB. 12).

A contribuição das frações F4 a F6 é, portanto, bastante significativa na retenção do manganês no solo no final do período chuvoso (TAB. 12).

TABELA 12 – RETENÇÃO DE MANGANÊS NAS DIVERSAS FRAÇÕES DO SOLO

AMOSTRA	Teor total nas amostras (ppm)	Extração Sequencial (mg/L)			
		F1	F2	F3	F4 a F6
T3	14,32	<0,05	0,07	<0,05	>14,15
VF1	247,56	<0,05	1,86	0,14	>245,51
VF3	15,27	<0,05	0,10	<0,05	>15,07

Esses resultados, correlacionados aos dados do monitoramento de retenção de metais na área de estudo, que indicam haver uma relação entre teor de matéria orgânica e retenção de manganês no solo, esclarecem que o manganês retido pela matéria orgânica está ligado a materiais orgânicos solúveis, que favoreceram a lixiviação do metal no solo ao longo do monitoramento de retenção. Isso explica, por exemplo, a redução dos teores do elemento no solo na 3ª amostragem (final do período chuvoso) em comparação com a 2ª amostragem (metade do período chuvoso) nos pontos T3 e VF3

Os resultados da extração sequencial evidenciam, ainda, que além da relação entre retenção de manganês e teores de matéria orgânica (indicada pelos dados do monitoramento de poluentes no solo na área de estudo), há uma forte influência dos óxidos de ferro e alumínio (F4 e F5) e fração residual (F6) na retenção deste metal no solo, fazendo com que estas frações sejam responsáveis por 98,7% a 99,2% do manganês retido no solo no final do período chuvoso (GRAF. 10).

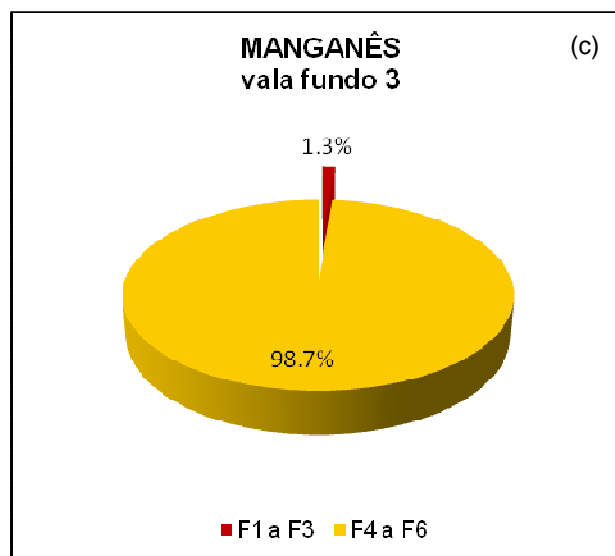
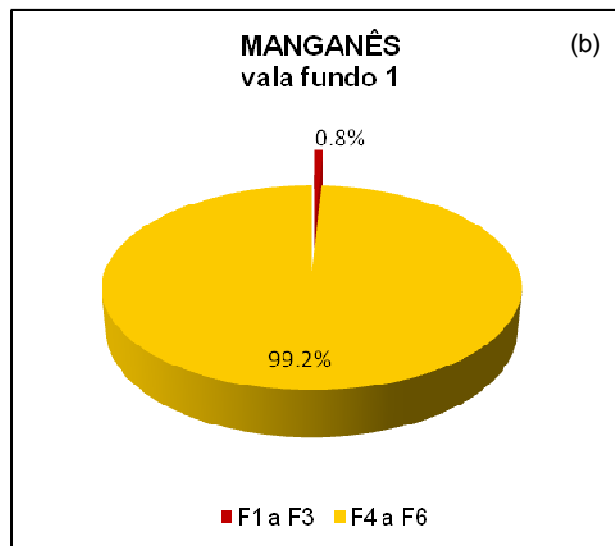
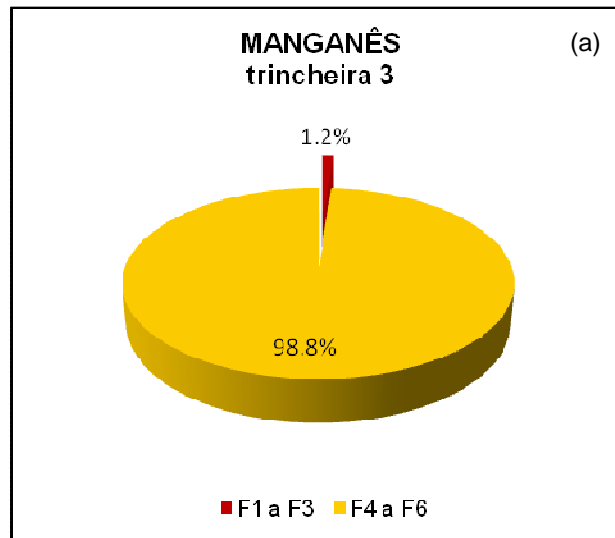


GRÁFICO 10 – Porcentagens de manganês retido nas frações F1 a F3 e F4 a F6. (a) trincheira 100-110 cm (b) vala fundo 0-10 cm e (c) vala fundo 100-110 cm.

Os resultados confirmam, portanto, a elevada capacidade do solo da área de estudo para reter cromo, chumbo e manganês em sítios de forte adsorção específica e comprovam a importância dos óxidos de ferro e alumínio na retenção dos metais estudados. Os resultados indicam, ainda, que o teor elevado desses óxidos na fração argila do solo deve ser utilizado como um pré-requisito para a implantação de estruturas para águas pluviais urbanas que contenham tais metais.

Entretanto, a significativa contribuição das frações de forte adsorção no solo na retenção dos metais cromo, chumbo e manganês indica que estes sítios já estão parcialmente ocupados e indisponíveis para novas adsorções. Os metais provenientes de novos aportes de águas pluviais urbanas terão, portanto, menor quantidade de sítios de adsorção disponíveis no solo, o que aumenta a competição entre eles; fato que torna preocupante o aporte contínuo de águas de drenagem urbana para as estruturas de infiltração na área diante da possibilidade de que parte dos metais, principalmente aqueles com menor poder de competição, fiquem disponíveis em solução e sejam carregados no perfil do solo.

6.3.3 – Retenção sob chuvas consecutivas (ensaios de lixiviação)

Os resultados dos ensaios de lixiviação indicaram uma elevada capacidade do solo em reter os metais cromo, chumbo e manganês; confirmando, de maneira geral, os dados do monitoramento de retenção de metais na área de implantação das estruturas de infiltração e os resultados da extração sequencial.

Para o metal cromo, com adição de 46 mg em 1000 ml de solução contaminante adicionada ao solo, os teores no lixiviado mantiveram-se praticamente constantes nas cinco repetições, nas três colunas montadas (coluna 1 – amostras da trincheira; coluna 2 – amostras da vala lateral; e coluna 3 – amostras da vala fundo,) com valores sempre abaixo do limite de detecção do aparelho – 0,01 mg/L, salvo duas exceções - 2ª repetição na coluna da trincheira e 2ª repetição na coluna da vala lateral, com valores de 0,01 mg/L (TAB. 13).

Nos ensaios com adição de matéria orgânica (teor de cromo adicionado de 92 mg), os teores de cromo foram menores que 0,01 mg/L em todos os extratos, exceto no terceiro lixiviado da vala lateral (TAB. 13).

Estes resultados demonstram o elevado potencial de retenção de cromo no solo da área mesmo sob chuvas consecutivas, e quase ausência de lixiviação de cromo, o que contrasta com os dados do monitoramento na área das estruturas (que evidenciaram a ocorrência de lixiviação de cromo em sete dos nove pontos amostrados) e concorda com BERTONCINI & MATTIAZZO (1999), que estudando a lixiviação de metais pesados em

solos tratados com lodo de esgoto, não detectaram a presença de Cr na água percolada através dos solos, indicando que o metal adicionado foi fortemente retido.

TABELA 13 – TEOR DE CROMO NOS EXTRATOS DE LIXIVIAÇÃO

COLUNA	Teor adicionado ao solo (mg)	Teor de metal (mg/L) nos extratos de lixiviação (repetições)				
		1 ^o	2 ^o	3 ^o	4 ^o	5 ^o
Ensaio sem adição de mat. orgânica						
Trincheira	46	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Vala lateral	46	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Vala fundo	46	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Ensaio com adição de mat. orgânica						
Trincheira	92	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Vala lateral	92	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	<0,01
Vala fundo	92	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01

Do total de cromo adicionado ao solo via solução contaminante, tanto para os ensaios sem adição de matéria orgânica quanto para os em que este elemento foi adicionado às colunas de solo, apenas 0,1% foi recuperado nos lixiviados (GRAF. 11).

Como os teores de cromo nos lixiviados não apresentaram diferença entre os ensaios sem e com emprego de matéria orgânica, não foi possível avaliar sua influência na retenção do metal.

Os resultados dos ensaios de lixiviação indicam uma capacidade do solo na retenção e manutenção dos teores de cromo maior que aquela apresentada na área de estudo. Entretanto, é necessário ressaltar que ensaios de lixiviação tentam simular em laboratório as condições de lixiviação em campo, mas nem sempre conseguem prever ou simular todas as características existentes na área de estudo.

A principal justificativa para a diferença no comportamento dos metais estudados parece estar associada à diferença de contaminação: na área de estudo existem sete metais competindo pelos sítios de troca dos solos, enquanto que nos ensaios de lixiviação foram utilizados apenas três.

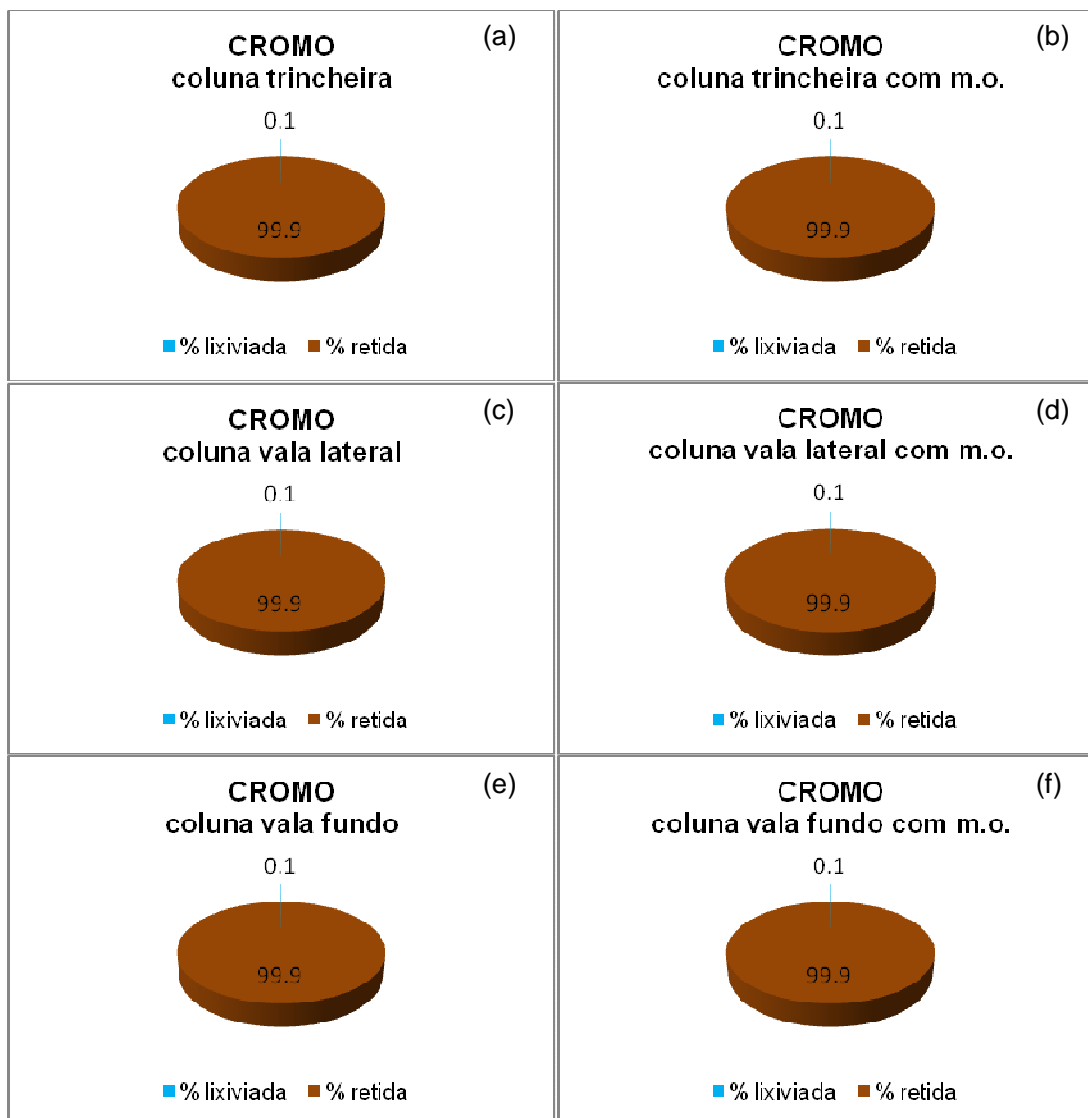


GRÁFICO 11 – Taxas totais de retenção e lixiviação de cromo para os cinco extratos de lixiviação. Coluna trincheira: (a) sem adição de matéria orgânica, (b) com adição de matéria orgânica. Coluna vala lateral: (c) sem adição de matéria orgânica, (d) com adição de matéria orgânica. Coluna vala fundo: (e) sem adição de matéria orgânica, (f) com adição de matéria orgânica.

Para o metal chumbo, com adição de 22 mg/L, os valores recuperados foram diferentes nas três colunas montadas. Na coluna com amostras da trincheira, somente no 2º lixiviado o valor recuperado foi acima de 0,01 mg/L. Na coluna representativa da vala lateral, os dois primeiros lixiviados tiveram valores de 0,05 mg/L. Na coluna representativa da vala fundo, somente os dois primeiros lixiviados - com valores de 0,04 e 0,02 mg/L, respectivamente, estiveram acima do limite de detecção do método - 0,01 mg/L (TAB. 14).

Nos ensaios com matéria orgânica (teor adicionado de 44 mg) o maior valor encontrado no lixiviado foi de 0,04 mg/L no segundo extrato da coluna representativa da trincheira (TAB. 14).

Os dados evidenciam que reduzida fração do chumbo adicionado ao solo foi lixiviada no mesmo, sendo que a partir do 3º terceiro extrato os teores de chumbo foram menores que o limite de detecção do aparelho – 0,01 mg/L (TAB. 14).

TABELA 14 – TEOR DE CHUMBO NOS EXTRATOS DE LIXIVIAÇÃO

COLUNA	Teor adicionado ao solo (mg)	Teor de metal (mg/L) nos extratos de lixiviação (repetições)				
		1 ^o	2 ^o	3 ^o	4 ^o	5 ^o
Ensaio sem adição de mat. orgânica						
Trincheira	22	<0,01	0,02	<0,01	<0,01	0,01
Vala lateral	22	0,05	0,05	0,01	<0,01	<0,01
Vala fundo	22	0,04	0,02	<0,01	<0,01	<0,01
Ensaio com adição de mat. orgânica						
Trincheira	44	0,03	0,04	0,01	<0,01	0,01
Vala lateral	44	0,01	0,03	<0,01	<0,01	<0,01
Vala fundo	44	0,03	0,02	<0,01	<0,01	<0,01

O percentual de recuperação de chumbo variou de 0,3 a 0,6% nos ensaios sem adição de matéria orgânica; com recuperação de 0,2% nos ensaios com emprego de matéria orgânica (GRAF. 12).

Nos ensaios sem adição de matéria orgânica as taxas de metal lixiviado foram ligeiramente maiores na coluna com amostras da vala lateral – 0,6% em comparação com as demais colunas: 0,4% na coluna com as amostras do fundo da vala e 0,3% na coluna com amostras da trincheira (GRAF. 12). Os reduzidos valores de lixiviação do chumbo corroboram os dados do monitoramento de retenção de metais na área de implantação das estruturas de infiltração e os dados da extração sequencial, que indicaram elevadas taxas de retenção e reduzidas taxas de lixiviação do metal, associadas à retenção do chumbo quase que em totalidade nas formas menos móveis no solo.

Nos ensaios com adição de matéria orgânica os valores lixiviados variaram de 0,1 a 0,2% (GRAF. 12), embora tenha sido adicionado ao solo o dobro da concentração de metal utilizada nos ensaios sem emprego de material orgânico. As reduzidas taxas de

lixiviação de chumbo nesses ensaios indicam, portanto, a possibilidade de utilização deste material como forma de aumentar a capacidade de retenção deste elemento pelo solo (tendo em vista suas elevadas taxas nas águas de drenagem urbana, sempre acima do permitido pela legislação nas amostras analisadas).

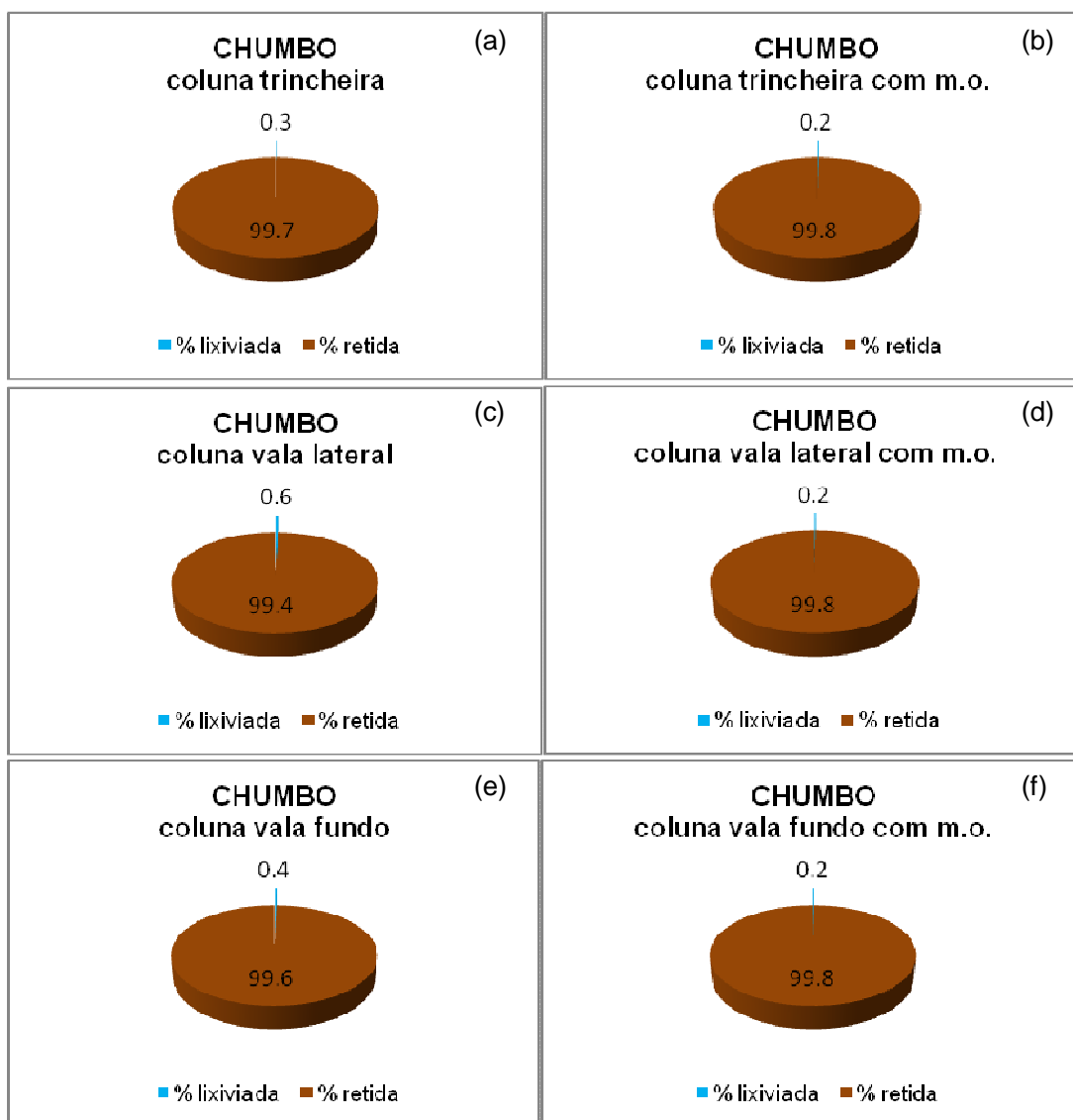


GRÁFICO 12 – Taxas totais de retenção e lixiviação de chumbo para os cinco extratos de lixiviação. Coluna trincheira: (a) sem adição de matéria orgânica, (b) com adição de matéria orgânica. Coluna vala lateral: (c) sem adição de matéria orgânica, (d) com adição de matéria orgânica. Coluna vala fundo: (e) sem adição de matéria orgânica, (f) com adição de matéria orgânica.

Para o manganês, com adição de 500 mg no solo via solução contaminante, os teores recuperados nos lixiviados foram maiores que os observados para os demais metais estudados. Apenas um dos lixiviados, resultante da primeira repetição na coluna

representativa da trincheira, esteve abaixo do limite de detecção do aparelho – 0,05 mg/L (TAB. 15).

Entretanto, a análise dos dados dos cinco lixiviados nas três colunas permite afirmar que o solo possui uma elevada capacidade de retenção deste metal, uma vez que o maior valor recuperado foi de 4,94 mg/L no primeiro lixiviado na coluna preenchida com amostras do fundo da vala (TAB. 15).

Nos ensaios realizados com adição de matéria orgânica, os teores nos lixiviados foram bem mais elevados, alcançando 12,20 mg/L na primeira repetição na coluna da trincheira, mas há que se considerar que a solução adicionada às colunas de solo possuía 1000 mg/L. Contudo, há uma significativa redução nos teores recuperados nos lixiviados da 1ª para a 5ª repetição (TAB. 15), demonstrando que grande parte do metal adicionado ficou retida no solo.

TABELA 15 – TEOR DE MANGANÊS NOS EXTRATOS DE LIXIVIAÇÃO

COLUNA	Teor adicionado ao solo (mg)	Teor de metal (mg/L) nos extratos de lixiviação (repetições)				
		1 ^o	2 ^o	3 ^o	4 ^o	5 ^o
Ensaio sem adição de mat. orgânica						
Trincheira	500	<0,05	0,24	0,19	0,14	0,09
Vala lateral	500	3,52	1,80	0,63	0,30	0,31
Vala fundo	500	4,94	1,05	0,56	0,42	0,38
Ensaio com adição de mat. orgânica						
Trincheira	1000	0,77	4,48	4,65	3,84	3,52
Vala lateral	1000	12,20	8,35	4,62	3,01	2,18
Vala fundo	1000	6,44	3,46	2,04	1,55	1,80

Em termos percentuais, fica clara a elevada capacidade do solo na retenção do metal, principalmente considerando-se a sua elevada concentração na solução contaminante. Os percentuais de recuperação variaram de 0,1% nos lixiviados da coluna com amostras da trincheira a 1,5% nos lixiviados da coluna com amostras do fundo da vala (GRAF. 13). Nos ensaios com matéria orgânica os percentuais variaram de 1,5% no fundo da vala a 3,0% nos lixiviados da coluna preenchida com amostras da lateral da vala (GRAF. 13).

A comparação entre os dados dos experimentos com e sem adição de matéria orgânica permite comprovar a influência desta na retenção do manganês, principalmente na coluna vala fundo, que apresentou a mesma porcentagem de lixiviação - 1,5% - nos dois experimentos (GRAF. 13), embora o teor acrescentado na coluna com material orgânico tenha sido de 1000 mg/L (enquanto que o teor acrescentado na coluna sem material orgânico foi de 500 mg/L).

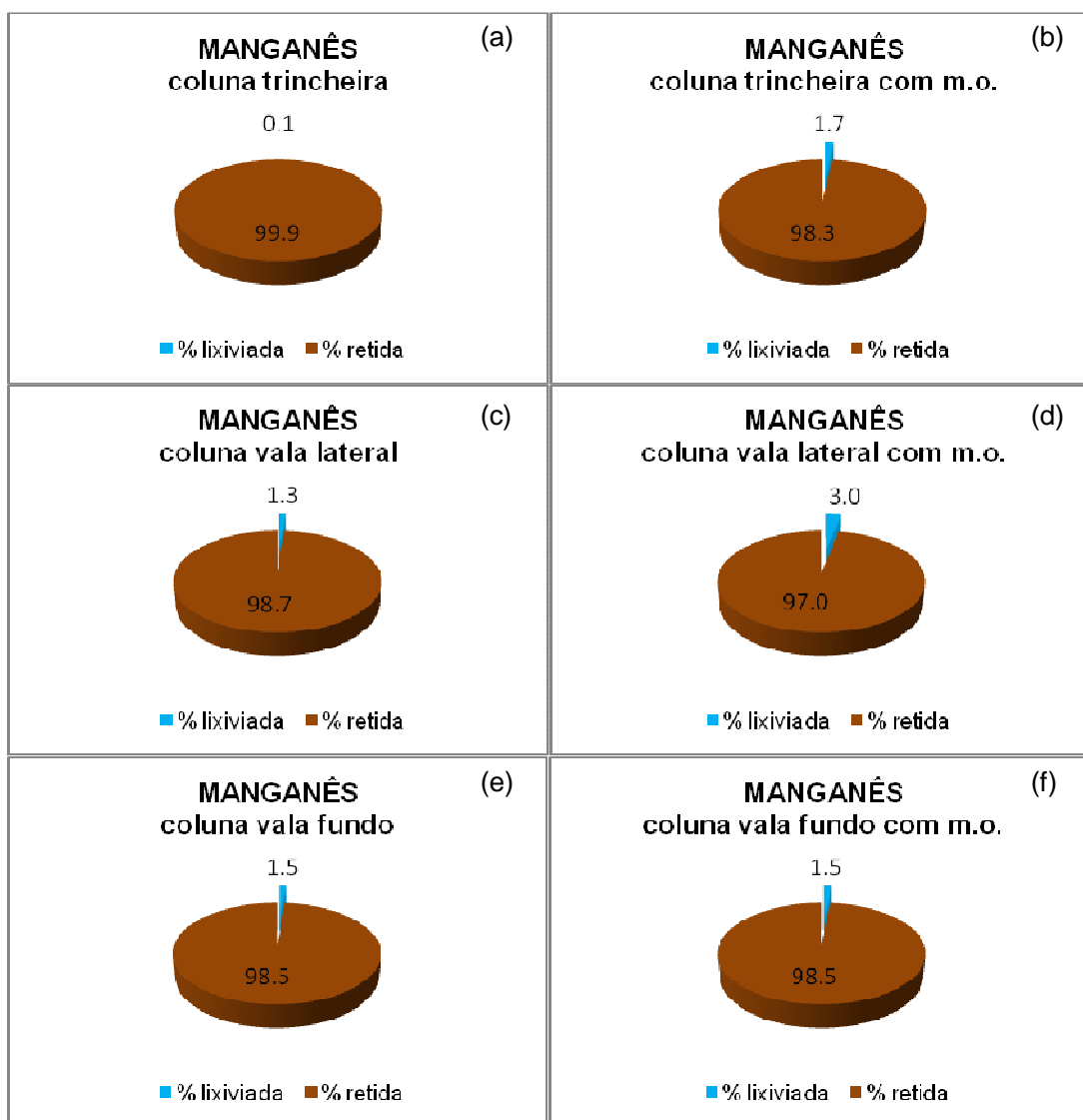


GRÁFICO 13 – Taxas totais de retenção e lixiviação de manganês para os cinco extratos de lixiviação. Coluna trincheira: (a) sem adição de matéria orgânica, (b) com adição de matéria orgânica. Coluna vala lateral: (c) sem adição de matéria orgânica, (d) com adição de matéria orgânica. Coluna vala fundo: (e) sem adição de matéria orgânica, (f) com adição de matéria orgânica.

Os resultados evidenciam, portanto, a elevada capacidade do solo da área de implantação das estruturas na retenção de chumbo, cromo e manganês: o teor de cromo utilizado nos ensaios foi quase completamente retido pelo solo, e os teores de chumbo e manganês foram apenas ligeiramente maiores que a capacidade de retenção. Entretanto, há que se considerar que o aporte contínuo de águas de drenagem urbana com elevado teor destes metais pode exceder a capacidade de retenção do solo, fazendo com que os mesmos permaneçam em solução, podendo ser transportados ao longo do perfil, mesmo apresentando elevada afinidade pelo solo em questão.

7 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise e interpretação integrada de todos os dados obtidos – características físicas, químicas e mineralógicas do solo estudado; monitoramento dos teores de retenção de metais na área de implantação das estruturas de infiltração; extração sequencial de metais e ensaios de lixiviação permitem concluir que o solo da área de estudo possui capacidade para reter parte dos metais existentes nas águas de drenagem urbana que infiltram nas estruturas. Entretanto, outra parte desses metais é lixiviada ao longo do perfil do solo, o que representa risco de contaminação das águas subterrâneas.

O solo da área de estudo apresenta tanto características favoráveis quanto desfavoráveis à retenção de metais, sendo que cinco principais características podem ser empregadas para explicar as taxas de adsorção e lixiviação dos metais na área:

i) a reduzida Capacidade de Troca de Cátions (CTC) e o reduzido teor de matéria orgânica do solo, que limitam a adsorção dos metais com afinidades para esses sítios, sejam eles o cádmio, cobre, níquel, zinco e manganês;

ii) o elevado teor de Argila Dispersa em Água (ADA) em alguns pontos amostrados, principalmente na lateral da vala de detenção, que pode contribuir para a lixiviação de metais adsorvidos nas argilas, uma vez que elevados teores de ADA facilitam a movimentação de argila no perfil do solo;

iii) o aumento do pH durante o monitoramento, que pode contribuir negativamente na retenção de cobre e zinco em razão da afinidade destes elementos pela matéria orgânica solúvel, que tem sua solubilidade aumentada com o aumento do pH do solo; por outro lado, o aumento do pH favorece a adsorção de chumbo, porque aumenta a adsorção de cátions pelos óxidos de ferro e aumenta a CTC do solo, favorecendo a retenção de metais nos sítios de troca de cátions;

iv) o elevado teor de Ca^{++} na área de estudo, que limita a adsorção de metais nos sítios de troca catiônica, haja vista que cátions metálicos competem com Ca^{++} , sendo que este tem preferência pelos sítios de troca de cátions nos solos. Entretanto, a retenção do chumbo, diferente dos outros cátions metálicos, não é afetada pelos teores de Ca^{++} do solo;

v) a presença de óxidos de ferro e alumínio no solo, que contribuem para a retenção e manutenção de metais com afinidade por estes óxidos, principalmente o chumbo, fazendo com que ele seja o elemento menos lixiviado na área de implantação das estruturas.

Entretanto, considerando o comportamento dos metais estudados – cádmio, chumbo, cobre, cromo, manganês, níquel e zinco – na área de implantação das estruturas, pode-se concluir que as taxas de retenção e lixiviação dos metais durante o

monitoramento de retenção dependem, principalmente, do comportamento de adsorção desses metais pesados e da competição entre eles, tendo em vista a presença de diversos metais em elevadas concentrações nas águas pluviais urbanas que aportam para as estruturas.

De maneira geral, pode-se afirmar que os metais chumbo, cromo e manganês foram os mais retidos no solo em detrimento dos demais.

Na extração sequencial, os dados mostraram que apenas uma pequena parte desses metais estava retida nas frações mais móveis e foi lixiviada do solo ao longo do período analisado. A maior parte dos metais existentes no solo no final do período chuvoso estava retida nas frações de forte adsorção.

Nos ensaios de lixiviação, os teores de cromo, chumbo e manganês recuperados na água percolada pelas colunas de solo foram muito baixos. Esse fato confirma a elevada capacidade do solo da área na retenção desses metais e evidencia que a incorporação de matéria orgânica pode ser utilizada como forma de aumentar a capacidade de retenção de metais pesados em áreas de implantação de estruturas de infiltração para águas de drenagem urbana que contenham metais pesados.

Entretanto, a infiltração contínua de águas pluviais urbanas desviadas da Av. Carlos Luz pode saturar a capacidade de retenção do solo na área da Estação Ecológica da UFMG, fazendo com que este não possa mais reter os metais adicionados, deixando-os livres para movimentação no perfil do solo e posterior aporte para as águas subterrâneas e superficiais.

Além disso, a significativa contribuição das frações de forte adsorção na retenção dos metais cromo, chumbo e manganês, no solo, indica que estes sítios já estão parcialmente ocupados e indisponíveis para novas adsorções. Os metais provenientes de novos aportes de águas pluviais urbanas terão, portanto, menor quantidade de sítios de adsorção disponíveis no solo, o que aumenta a competição entre eles; fato que torna preocupante o aporte contínuo de águas de drenagem urbana para as estruturas de infiltração na área, devido à possibilidade de que parte dos metais, principalmente aqueles com menor poder de competição, fiquem disponíveis em solução e sejam carreados no perfil do solo.

Os dados evidenciam a importância e necessidade de incorporar a capacidade de retenção de poluentes pelo solo como mais um critério a ser avaliado na escolha de áreas para a implantação de estruturas de infiltração para águas pluviais urbanas.

A capacidade de retenção de metais pesados pelo solo (ou de outros poluentes, dependendo das características de poluição da área onde serão implantadas as estruturas de infiltração), bem como a avaliação do teor de poluentes ambientais existentes nas águas a serem infiltradas no solo deve ser considerada na seleção de

áreas para implantação dessas estruturas em Belo Horizonte/MG; principalmente tendo em vista a expansão desta técnica para outros locais na cidade (uma trincheira já foi implantada no Parque Nossa Senhora da Piedade e outra está em andamento no Parque Lagoa do Nado).

De maneira geral, solos com elevado teor de Argila Dispersa em Água (ADA), baixo teor de matéria orgânica, baixa Capacidade de Troca de Cátions (CTC) e baixo teor de óxidos de ferro e alumínio não devem ser utilizados para implantação dessas estruturas. Recomenda-se que as estruturas de infiltração para águas pluviais urbanas sejam instaladas, preferencialmente, em áreas de ocorrência de Latossolos, que normalmente apresentam elevado grau de floculação, o que implica em um reduzido teor de argila dispersa em água (uma vez que as partículas de solo bem floculadas são mais fortemente agregadas e de difícil dispersão); e elevados teores de óxidos de ferro e alumínio, que possuem grande afinidade com metais pesados e grande capacidade de retê-los mais fortemente no solo.

A implantação de estruturas de infiltração para águas pluviais urbanas precedida por uma avaliação da capacidade de retenção dos solos pode garantir, simultaneamente, o benefício da infiltração e redução dos volumes de escoamento superficial, bem como a redução da poluição das águas pluviais urbanas, o que incentiva a infiltração da enxurrada urbana como forma de compensar a capacidade natural de infiltração perdida em virtude da urbanização.

A inclusão das características dos solos dentro dos estudos de viabilidade de implantação e expansão dessas tecnologias em Belo Horizonte/MG, realizados pela Escola de Engenharia da UFMG e Prefeitura de Belo Horizonte, poderá servir de modelo para outras cidades brasileiras que também avaliam a eficiência destas técnicas na redução dos impactos ocasionados pelas águas de drenagem urbana.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMARAL SOBRINHO, N. M. B. Metais Pesados em Solos Brasileiros. In: ALVAREZ, V. H.; FONTES, L. E. F.; FONTES, M. P. F. *O Solo nos Grandes Domínios Morfoclimáticos do Brasil e o Desenvolvimento Sustentado*. Viçosa: SBCS, 1996. p. 837-853.

AMARAL SOBRINHO, N. M. B; BARRA, C. M; LÃ, O. R. Química dos Metais Pesados no Solo. In: MELO, V. de F; ALLEONI, L. R. F. (eds.). *Química e Mineralogia do Solo Parte II – Aplicações*. Viçosa: SBCS, 2009. p. 249-312.

ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. *Relatório de Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil*. Brasília: ANA, 2009. 204p.

ANJOS, A. R. M; MATTIAZZO, M. E. Lixiviação de íons inorgânicos em solos repetidamente tratados com bioossólido. *R. Bras. Ci. Solo*, Viçosa, v. 24, p.927-938, 2000.

ARAÚJO, P.R; TUCCI, C. E. M; GOLDENFUM, J. A. Avaliação da Eficiência dos Pavimentos Permeáveis na Redução do Escoamento Superficial. *Rev. Bras. Rec. Hídricas*. Porto Alegre, v. 5, n. 3, p. 21-29, 2000.

ARAÚJO, W. S; AMARAL SOBRINHO, N. M. B; MAZUR, N; GOMES, P. C. Relação entre adsorção de metais pesados e atributos químicos e físicos de classes de solo do Brasil. *R. Bras. Ci. Solo*, Viçosa, v. 26, p.17-27, 2002.

BALADES, J. D; BERGA, P; BOURGOGNE, P. Impact d'une tranchée drainante par temps de pluie. In: *3rd INTERNATIONAL CONFERENCE ON INNOVATIVE TECHNOLOGIES IN URBAN DRAINAGE*. Graie and INSA, Lyon, France: NOVATECH, 2004.

BAPTISTA, M. B; NASCIMENTO, N. O; BARRAUD, S. *Técnicas Compensatórias em Drenagem Urbana*. 1º Edição. Porto Alegre: ABRH, 2005. 266p.

BERTONCINI, E. I; MATTIAZZO, M. E. Lixiviação de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto. *R. Bras. Ci. Solo*, Viçosa, v. 23, p. 737-744, 1999.

BIRKELAND, P. W. The soil profile, horizon nomenclature, and soil characteristics. In: _____. *Pedology, weathering, and Geomorphological Research*. New York : Oxford University Press, 1974. p. 3-29.

BOLLMANN, H. A; MARQUES, D. M. L. M. Influência da densidade populacional nas relações entre matéria orgânica carbonácea, nitrogênio e fósforo em rios urbanos situados em áreas com baixa cobertura sanitária. *Eng. Sanit. Ambient.* Rio de Janeiro, v. 11, n. 4, p. 217-231, 2006.

BORGES, M. R; COUTINHO, E. L. M. Metais pesados do solo após aplicação de biossólido. 1-Fracionamento. *R. Bras. Ci. Solo*, Viçosa, v. 28, p.543-555, 2004.

BOULDING, J. R. *Description and Sampling of Contaminated Soils: a Field Guide*. 2nd.ed. Boca Raton: CRC Press, 1994.

BRITES, A. P. Z; GASTALDINI, M. C. C. Avaliação da carga difusa da drenagem pluvial urbana na bacia hidrográfica Cancela. Campo Grande: 2005. Anais do XXIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.

CAMPANA, N. A.; BERNARDES, R. S.; SILVA JÚNIOR, J. A. da. Controle qualitativo e quantitativo do escoamento pluvial urbano com bacias de retenção. *Revista Ambi-Água*, Taubaté, v. 2, n. 3, p. 98-111, 2007.

CANELLAS, L. P; MENDONÇA, E. S; DOBBSS, L. B; BALDOTTO, M. A; VELLOSO, A. C. X; SANTOS, G. A; AMARAL SOBRINHO, N. M. B. Reações da matéria orgânica. In: SANTOS, G. A; SILVA, L. S. da; CANELLAS, L. P; CAMARGO, F. A. O. (eds.). *Fundamentos da Matéria Orgânica do Solo – Ecossistemas Tropicais e Subtropicais*. 2^a Ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 45-63.

CASAGRANDE, J. C; ALLEONI, L. R. F; CAMARGO, O. A; BORGES, M. Adsorção de fosfato e sulfato em solos com cargas elétricas variáveis. *R. Bras. Ci. Solo*, Viçosa, v. 27, p.51-59, 2003.

CERTU – CENTRE D'ETUDES SUR LES RÉSEAUX, LES TRANSPORTS, L'URBANISME ET LES CONSTRUCTIONS PUBLIQUES. *Techniques alternatives aux réseaux d'assainissement pluvial*. Lyon: CERTU, 1998, 155p.

CETEC – CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS. *Projeto Diagnóstico Ambiental de Minas Gerais - Mapas geológico e geomorfológico*. Escala 1:1.000.000. Belo Horizonte: CETEC/IGA, 1982.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. *Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas*. São Paulo: CETESB, 2005.

CHENG, H. H.; GAN, J.; KOSKINEN, W. C.; JARVIS, L. J. Potential of the Supercritical Fluid Extraction Technique for Characterizing Organic-Inorganic Interactions in Soils. In: HUANG, P. M.; BERTHELIN, J.; BOLLAG, J. M.; MCGILL, W. B.; PAGE, A. L. (Eds.) *Environmental Impact of Soil Component Interactions*. Boca Raton: CRC Press, 1995. p. 191-197.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. *Resolução nº 357/2005 – Padrões de qualidade para água doce da classe III*. Brasília: CONAMA, 2005.

COSTA, C. N.; MEURER, E. J.; BISSANI, C. A.; SELBACH, P. A. Contaminantes e poluentes do solo e do ambiente. In: MEURER, E. J. *Fundamentos de Química do Solo*. 2ª ed. Porto Alegre: GENESIS, 2004. p.239-281.

DEFELIPO, B. V.; RIBEIRO, A. C. *Análise química do solo*. 2ª ed. Viçosa: UFV, 1997. 26 p. (Boletim de extensão, 29).

DE MARIA, I. C.; ROSSETTO, R.; AMBROSANO, E. J.; CASTRO, O. M. Efeito da adição de diferentes fontes de cálcio no movimento de cátions em colunas de solo. *Sci. Agric.*, Piracicaba, v.50, n.1, p.87-98, mai. 1993.

ECHEVERRÍA, J. C.; MORERA, M. T.; MAZKIARIN, C.; GARRIDO, J. J. Competitive sorption of heavy metal by soils. Isotherms and fractional factorial experiments. *Environ. Poll.*, 101:275-284, 1998.

EGREJA FILHO, F. B. *Extração seqüencial de metais pesados em solos altamente intemperizados: utilização de componentes-modelo e planejamentos com misturas ternárias na otimização do método*. Viçosa: UFV, 2000. 287p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Viçosa, 2000.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos - EMBRAPA. *Manual de Métodos de Análise de Solo*. 2. ed. Brasília: Embrapa, 1997. 212 p.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos - EMBRAPA. *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos*. Brasília: Embrapa, 2006. 306 p.

FERNANDES, J. D. *Adsorção e mobilidade de chumbo em solos influenciados pela adição de composto orgânico e carbonato de cálcio*. Areia: UFPB, 2006. 57p. Dissertação (Mestrado em Manejo de Solo e Água) - Universidade Federal da Paraíba, 2006.

FONTES, M. P. F. & GOMES, P. C. Simultaneous competitive adsorption of heavy metals by the mineral matrix of tropical soils. *Appl. Geochem.*, 18:795-804, 2003.

FREEDMAN, B. *Environmental Ecology: The Ecological Effects of Pollution, Disturbance, and Other Stresses*. 2nd. ed. London: Academic Press, 1995. 606p.

GEO Brasil 2002. *Perspectivas do Meio Ambiente no Brasil*. Brasília: IBAMA, 2002. 447p.

GLINSKI, J. & LIPIEC, J. Soil Physical Factors Influencing Root Growth. In: _____. *Soil Physical Conditions and Plant Roots*. Boca Raton: CRC Press, 1990. p. 1-31.

GOMES, P. C; FONTES, M. P. F.; SILVA, A. G; MENDONÇA, E. S. & NETTO, A. R. Selectivity sequence and competitive adsorption of heavy metals by Brazilian soils. *Soil Science Society of American Journal*. v.65, p. 1115-1121, 2001.

GUILHERME, L. R. G; MARQUES, J. J; PIERANGELI, M. A. P; ZULIANI, D. Q; CAMPOS, M. L; MARCHI, G. Elementos-traço em Solos e Sistemas Aquáticos. *Tópicos Ci. Solo*. n.4, p. 345-390, 2005.

HOFFMAN, S. J. Soil Sampling. *Reviews in Economic Geology*, Chelsea, v.3, n. 1, p. 39-77, 1986.

HOFFMAN, D; RATTNER, B; BURTON Jr. G. A; CAIRNS Jr. J. *Handbook of ecotoxicology*. 2nd. ed. Boca Raton: CRC-Lewis, 2002.

HUGHES, J. C. Mineralogy of soil. In: GREENLAND, D. J. (ed.). *Characterization of Soils*. New York: Oxford University Press, 1981. p. 30-50.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000*. Rio de Janeiro: IBGE, 2002.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Contagem da População 2007*. Rio de Janeiro: IBGE, 2007.

IGAM - INSTITUTO MINEIRO de GESTÃO das ÁGUAS. *Qualidade das Águas Superficiais em 2006*. Projeto Águas de Minas. Bacia do Rio São Francisco Velhas. Compact Disc Pro-870, 2007.

INDA JÚNIOR, A. V; KLAMT, E; NASCIMENTO, P. C. Composição da Fase Sólida Mineral do Solo. In: MEURER, E. J. *Fundamentos de Química do Solo*. 2ª ed. Porto Alegre: GENESIS, 2004. p.35-72.

JONES-LEE, A. (ed.). *Stormwater Runoff Water Quality Science/Engineering Newsletter Devoted to Urban Stormwater Runoff Water Quality Management Issues*. v.3, n.2, 2000. p.1-8.

KLITZKE, S; LANG, F; KAUPENJOHANN, M. Increasing pH releases colloidal lead in a highly contaminated forest soil. *Eur. J. Soil Sci.*: 265-273, 2008.

KRETZSCHMAR, R; VOEGELIN, A. Modeling Competitive Sorption and Release of Heavy Metals in Soils. In: SELIM, H. M; SPARKS, D. L. (eds.). *Heavy Metals Release in Soils*. Boca Raton: CRC Press, 2001. p. 55-88.

LAIR, G. J; GERZABEK, M. H; HABERHAUER, G. Retention of copper, cadmium and zinc in soil and its textural fractions influenced by long-term field management. *Eur. J. Soil Sci.*, 58:1145-1154, 2007.

LEE, F. G; JONES-LEE, A; TAYLOR, S. *Development of Appropriate Stormwater Infiltration BMPs: Part I Potential Water Quality Impacts, Monitoring and Efficacy Evaluation*. Presented at the Ground Water Protection Council 98 Annual Forum, September, 1998.

LINHARES, L. A.; DE BELLIS, V. M.; EGREJA FILHO, F. B. *Avaliação da vulnerabilidade de solos representativos de Minas Gerais à contaminação por metais pesados, baseada em estudos de adsorção e processos de extração*. Belo Horizonte: UFMG, 2009a. 200p. Tese (Doutorado em Química) - Universidade Federal de Minas Gerais, 2009a.

LINHARES, L. A.; EGREJA FILHO, F. B.; OLIVEIRA, C. V.; BELLIS, V. M. Adsorção de cádmio e chumbo em solos tropicais altamente intemperizados. *Pesq. agropec. bras.*, Brasília, v.44, n.3, p.291-299, mar. 2009b.

MCBRIDE, M. B. Surface Chemistry of Soil Minerals. In: DIXON, J. B. WEED, S. B. *Minerals in Soil Environments*. 2^a ed. Madison: Soil Science Society of America, 1989.

MCBRIDE, M. B. *Environmental chemistry of soils*. New York: Oxford University Press, 1994. 406 p.

MEURER, E. J.; RHEINHEIMER, D.; BISSANI, C. A. Fenômenos de Sorção em Solos. In: MEURER, E. J. *Fundamentos de Química do Solo*. 2^a ed. Porto Alegre: GENESIS, 2004. p.131-180.

MORAES, A. F.; HORN, A. H. *Abordagem da vulnerabilidade química e risco de contaminação dos solos por metais pesados em área dos municípios de Pains, Arcos e Córrego Fundo – MG, baseada nos constituintes dos solos retentores dos metais pesados*. Belo Horizonte: UFMG, 2007. 101p. Dissertação (Mestrado em Geologia) - Universidade Federal de Minas Gerais, 2007.

MORAES, D. S. L.; JORDÃO, B. Q. Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana. *Rev. Saúde Pública*. V.36, n.3, p. 370-374, 2002.

NASCIMENTO, N. O.; BAPTISTA, M. B. Técnicas Compensatórias em Águas Pluviais. In: RIGHETTO, A. M. (coord.). *Manejo de Águas Pluviais Urbanas*. Rio de Janeiro: ABES, 2009. Projeto PROSAB. 396 p. cap. 4, p. 149-197.

OADES, J. M. Recent Advances in Organomineral Interactions. In: HUANG, P. M.; BERTHELIN, J.; BOLLAG, J. M.; MCGILL, W. B.; PAGE, A. L. (Eds.) *Environmental Impact of Soil Component Interactions*. Boca Raton: CRC Press, 1995. p. 119-134.

OLIVEIRA C; AMARAL SOBRINHO, N. M. B; MAZUR, N. Solubilidade de Metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto enriquecido. *R. Bras. Ci. Solo*, Viçosa, v. 27, p.171-181, 2003.

OLIVEIRA FILHO, J. M. de; CARVALHO, M. A de & GUEDES, G. A de A. Matéria orgânica do solo. *Informe Agropecuário*, Belo Horizonte, v. 13, n. 147, p. 22-24, 1987.

OLIVEIRA, J. B. *Pedologia Aplicada*. Jaboticabal: FUNEP, 2001. 414p.

OLIVEIRA, R. C. *Avaliação do Movimento de Cádmio, Chumbo e Zinco em Solo Tratado com Resíduo Calcário*. Lavras: UFLA, 2002. 85p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Lavras, 2002.

PAZ, M. F; GASTALDINI, M. C. C; JORGE, M. P. Avaliação da qualidade do escoamento superficial da bacia Alto da Colina. Natal: ABES e APRH, 2004. *Anais do XI Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 1. p. 1-10.

PBH - PREFEITURA MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE. *Plano Diretor de Belo Horizonte, lei de uso e ocupação do solo - estudos básicos*. Belo Horizonte: SMMA. 1995. 248 p.

PBH - PREFEITURA MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE. *Plano Diretor de Drenagem Urbana*. Belo Horizonte: no prelo.

PIERANGELI, M. A. P; GUILHERME, L. R. G; CURI, N; SILVA, M. L. N; OLIVEIRA, L. R; LIMA, J. M. Efeito do pH na adsorção-dessorção de chumbo em Latossolos brasileiros. *R. Bras. Ci. Solo*, Viçosa, v. 25, p.269-277, 2001a.

PIERANGELI, M. A. P; GUILHERME, L. R. G; CURI, N; SILVA, M. L. N; OLIVEIRA, L. R; LIMA, J. M. Teor total e capacidade máxima de adsorção de chumbo em Latossolos brasileiros. *R. Bras. Ci. Solo*, Viçosa, v. 25, p.279-288, 2001b.

PIERANGELI, M. A. P; GUILHERME, L. R. G; CURI, N; SILVA, M. L. N; LIMA, J. M; COSTA, E. T. S. Efeito do pH na adsorção e dessorção de cádmio em Latossolos brasileiros. *R. Bras. Ci. Solo*, Viçosa, v. 29, p.523-532, 2005.

PIERANGELI, M. A. P; GUILHERME, L. R. G; CURI, N; COSTA, E. T. S; LIMA, J. M; MARQUES, J. J. G. S. M; FIGUEIREDO, L. F. P. Comportamento sortivo, individual e competitivo de metais pesados em Latossolos com mineralogia contrastante. *R. Bras. Ci. Solo*, Viçosa, v. 31, p.819-826, 2007.

PITT, R; CLARK, S; PARMER, K. *Potential Groundwater Contamination from Intentional and Nonintentional Stormwater Infiltration*. Birmingham: EPA (Environmental Protection Agency), 1994. p. 1-7.

PORTO, M. F. A. Aspectos Qualitativos do Escoamento Superficial em Áreas Urbanas. In: BRAGA, B.; TUCCI, C. E. M; TOZZI, M. *Drenagem Urbana: gerenciamento, simulação, controle*. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS/ABRH, 1998, p.387-428.

PRADO, H. *Solos do Brasil*. 3ª. Ed. Piracicaba: 2003. 275p.

RAMOS, C. L; BARROS, M. T. L; PALOS, J. C. F. (coords.). *Diretrizes Básicas para Projetos de Drenagem Urbana no Município de São Paulo*. São Paulo: FCTH (Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica), 1999. 289p.

RIBEIRO-FILHO, M. R; SIQUEIRA, J. O; CURI, N; SIMÃO, J. B. P. Fracionamento e biodisponibilidade de metais pesados em solo contaminado, incubado com materiais orgânicos e inorgânicos. *R. Bras. Ci. Solo*, Viçosa, v. 25, p.495-507, 2001.

SCHNITZER, M. Organic- Inorganic Interactions in Soils and Their Effects on Soil Quality. In: HUANG, P. M.; BERTHELIN, J.; BOLLAG, J. M.; MCGILL, W. B.; PAGE, A. L. (Eds.) *Environmental Impact of Soil Component Interactions*. Boca Raton: CRC Press, 1995. p. 3-19.

SCHULZE, D. G. An Introduction to Soil Mineralogy. In: DIXON, J. B. WEED, S. B. *Minerals in Soil Environments*. 2ª ed. Madison: Soil Science Society of America, 1989.

SCHWERTMANN, U; TAYLOR, R. M. Iron Oxides. In: DIXON, J. B. WEED, S. B. *Minerals in Soil Environments*. 2ª ed. Madison: Soil Science Society of America, 1989.

SELIM, H. M. & AMACHER, M, C. Sorption and Release of Heavy Metals in Soils: Nonlinear Kinetics. In: SELIM, H. M; SPARKS, D. L. (eds.). *Heavy Metals Release in Soils*. Boca Raton: CRC Press, 2001. p. 1-29.

SIEGEL, F. R. Heavy Metals Mobility/Immobilty in Environmental Media. In: _____ . *Environmental Geochemistry of Potentially Toxic Metals*. Berlin: Springer, 2002.

SILVA, A; VIEIRA, L; NASCIMENTO, N. SEIDL, M. Experimentos com Trincheira de Infiltração e Vala de Detenção. In: RIGHETTO, A. M. (coord.). *Manejo de Águas Pluviais Urbanas*. Rio de Janeiro: ABES, 2009. Projeto PROSAB. 396 p. cap. 11, p. 367-382.

SILVA, L. S; CAMARGO, F. A. O; CERETTA, C. A. Composição da Fase Sólida Orgânica do Solo. In: MEURER, E. J. *Fundamentos de Química do Solo*. 2ª ed. Porto Alegre: GENESIS, 2004. p.73-100.

SILVEIRA, M. L; ALLEONI, L. R. F; CHANG, A. Condicionadores Químicos de Solo e Retenção e Distribuição de Cádmio, zinco e Cobre em Latossolos Tratados com Biossólido. *R. Bras. Ci. Solo*, Viçosa, v. 32, p.1087-1098, 2008.

SOUZA, V. C. B; GOLDENFUM, J. A. Trincheiras de Infiltração como Elemento de Controle Superficial: Um Estudo Experimental. In: TUCCI, C. E. M. & MARQUES, D. M. *Avaliação e controle da drenagem urbana*. 1º ed. v.2. Porto Alegre: ABRH, 2001. p. 391-401.

SWITCH - SUSTAINABLE WATER MANAGEMENT IMPROVES TOMORROW'S CITIES' HEALTH. *Palestra Inovações no Manejo de Águas Pluviais*. Belo Horizonte, 2009.

SWITCH - SUSTAINABLE WATER MANAGEMENT IMPROVES TOMORROW'S CITIES' HEALTH. Acesso internet: www.switchurbanwater.eu. Outubro de 2010.

TUBELIS, A. & NASCIMENTO, F. J. L. *Meteorologia descritiva: fundamentos e aplicações brasileiras*. São Paulo. Nobel, 1992. 374 p.

TUCCI, C.E.M. Estimativa do volume para controle da drenagem no lote. In: BRAGA, B; TUCCI, C; TOZZI, M. *Drenagem Urbana: Gerenciamento, Simulação e Controle*. 1ª ed. Porto Alegre: UFRGS/ABRH, 1998. p. 155-163.

TUCCI, C. E. M. Coeficiente de Escoamento e Vazão Máxima de Bacias Urbanas. *Rev. Bras. Rec. Hídricas*. Porto Alegre, v. 5, n. 1, p. 61-68, 2000.

- TUCCI, C. E. M. Drenagem Urbana. *Cienc. Cult.* São Paulo, v..55, n.4, p. 36-37, 2003.
- TUCCI, C.E.M. Impactos da urbanização. In: TUCCI, C.E.M. *Inundações urbanas*. Porto Alegre: ABRH, 2007. p.104-121.
- TUCCI, C. E. M.; HESPANHOL, I.; CORDEIRO NETTO, O. M. *Gestão da Água no Brasil*. Brasília: UNESCO, 2001.
- UDFCD - URBAN DRAINAGE and FLOOD CONTROL DISTRICT. *Urban Storm Drainage Criteria Manual. Vol.3 - Best Mangement Practices*. Denver: Urban Drainage and Flood Control District, 1992.
- UNESCO, UNEP - UNITED NATIONS EDUCATIONAL SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION, UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. Coastal and Freshwater Ecosystems. In: UNESCO, *The 2nd UN World Water Development Reort: 'Water, a shared responsibility'*. UNESCO, UNEP, 2006.
- UNESCO, WMO, IAEA - UNITED NATIONS EDUCATIONAL SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION, WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATIONS & INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. The State of the Resource. In: *The 2nd UN World Water Development Report: 'Water, a shared responsibility'*. UNESCO, WMO, IAEA, 2006.
- USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Storm Water Discharges Potentially Addressed by Phase II of the National Pollutant Discharge Elimination System Storm Water Program*. Washington: EPA (Environmental Protection Agency), 1995.
- VENDRAME, I. F; LOPES. W. A. B. Análise do crescimento urbano e seus efeitos na mudança da dinâmica de escoamento superficial da bacia do Pararangaba. Goiânia: INPE, 2005. *Anais do XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, p. 2555-2562.
- VIEIRA, P. C. *Avaliação das condições de qualidade da água em tempo seco e durante eventos de chuva em uma microbacia urbanizada no município de Belo Horizonte*. Belo Horizonte: UFMG, 2008. 213p. Dissertação (Mestrado em Saneamento) – Universidade Federal de Minas Gerais, 2008.

ZEHETNER, F. & WENZEL, W. W. Nickel and copper sorption in acid forest soils. *Soil Science*, v. 165, n.6, p.463-472, 2000.

YABE, M. J. S.; OLIVEIRA, E. Metais pesados em águas superficiais como estratégia de caracterização de bacias hidrográficas. *Química Nova*, v. 21, n.5, p. 551-556, 1998.

WANIELISTA, M. P. & YOUSEF, Y. A., *Stormwater Management*. New York: John Wiley, 1993. 579 p.

WEAVER, C. E. Structure and Composition. In: WEAVER, C. E. *Clays, muds and shales*. Amsterdam: Elsevier, 1989. p. 13-102.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. *Environmental Health Criteria 17 – Manganese*. Geneva, 1981.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. *Environmental Health Criteria 61 – Chromium*. Geneva, 1988.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. *Environmental Health Criteria 108 – Nickel*. Geneva, 1991.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. *Environmental Health Criteria 134 – Cadmium*. Geneva, 1992.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. *Environmental Health Criteria 165 – Inorganic Lead*. Geneva, 1995.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. *Environmental Health Criteria 200 – Copper*. Geneva, 1998.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. *Environmental Health Criteria 221 – Zinc*. Geneva, 2001.

ANEXO A

Análises de CTC (Capacidade de Troca de Cátions) – Laboratório de Química
Agropecuária - Instituto Mineiro de Agropecuária (IMA)



LABORATÓRIO DE QUÍMICA AGROPECUÁRIA
ANÁLISE DE SOLOS
RESULTADO DE FERTILIDADE

Laboratório de Química Agropecuária
 BR 040 km 527 - CEASA - Contagem - MG - CEP 32.145-900
 Tel: (31) 3394-2466
 Fax: (31) 3394-1902
 e-mail: solos@ima.mg.gov.br

CLIENTE: FERNANDA BELOTTI
ENDEREÇO: RUA COSTA SENA, 463/103
CIDADE: BELO HORIZONTE
CEP: 30.720-350 **TEL:** (31) 3471-6793 **FAX:**
C.G.C. INSC. EST.

ORIG. DA AM.: BELO HORIZONTE
CIDADE: BELO HORIZONTE
Nº DO PEDIDO: 0790
DATA PEDIDO: 20/5/2008
CORREIO: Sim

Nº AM.	IDENT. AMOSTRA	CaCl2	KCl	H2O	H+Al	Al ³⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	P	mg/dm ³			cmol.carga/dm ³			%
										K	T	SB	T	T	t	
1034	VL 2	NS	NS	6,4	1,05	0,03	1,96	0,10	0,2	2,21	3,26	2,24	1,39	67,70		
1035	VF 3	NS	NS	5,9	0,89	0,07	1,95	0,25	0,2	2,23	3,13	2,31	3,15	71,46		
1036	VL 1	NS	NS	6,7	1,26	0,05	2,25	0,33	0,2	2,97	4,23	3,03	1,71	70,26		
1037	VF 1	NS	NS	7,8	0,76	0,03	3,42	0,22	0,5	3,71	4,46	3,74	0,83	83,09		
1038	T 2	NS	NS	5,4	1,88	0,52	0,38	0,12	0,2	0,52	2,40	1,04	49,71	21,84		
1039	T 3	NS	NS	5,4	2,05	0,34	0,18	0,12	0,2	0,31	2,37	0,66	52,11	13,29		
1040	VL 3	NS	NS	6,6	0,96	0,04	1,82	0,11	0,2	2,03	2,99	2,07	2,01	67,75		
1041	T 1	NS	NS	5,5	1,80	0,39	0,66	0,11	0,2	0,79	2,59	1,18	33,30	30,54		
1042	VF 2	NS	NS	6,2	1,15	0,04	2,23	0,25	0,2	2,50	3,65	2,54	1,63	68,48		

CaCl2 = pH em Cloreto de Cálcio; KCl = pH em Cloreto de Potássio; H2O = pH em Água; pH = Relação 1:2,5; SB = Soma de bases; T = Cap. de troca de cátions; t = Cap. efetiva de troca de cátions; m = Índice de saturação de Alumínio; V = Índice de saturação de base.
 OBS: O cálculo do SB, T, t, m e V, não considera valores de Sódio - (Na). Solução extratora: Fósforo e Potássio Mehlich 1; Cálcio, Magnésio e Alumínio Cloreto de Potássio 1 normal. Hidrogênio + Alumínio - pH em S.M.P. | NS = Análise não solicitada. O resultado somente é válido para amostras analisadas.

FERNANDA BELOTTI
 RUA COSTA SENA, 463/103
 PADRE EUSTAQUIO
 BELO HORIZONTE
 30.720-350

790

Juberti Lúcio Teixeira Cruz
Engº Agrº - CREA 34.328/D
 Contagem, 30/5/2008



LABORATÓRIO DE QUÍMICA AGROPECUÁRIA
ANÁLISE DE SOLOS
RESULTADO DE FERTILIDADE

Laboratório de Química Agropecuária
 BR 040 km 527 - CEASA - Contagem - MG - CEP 32.145-900
 Tel: (31) 3394-2466
 Fax: (31) 3394-1902
 e-mail: solos@ima.mg.gov.br

CLIENTE: FERNANDA BELOTTI
ENDEREÇO: RUA COSTA SENA, 463/103
CIDADE: BELO HORIZONTE
CEP: 30.720-350 **TEL:** (31) 3471-6793 **FAX:**
C.G.C. INSC. EST.

ORIG. DA AM.: BELO HORIZONTE
CIDADE: BELO HORIZONTE
Nº DO PEDIDO: 0790
DATA PEDIDO: 20/5/2008
CORREIO: Sim

Nº AM.	IDENT. AMOSTRA	CaCl2	KCl	H2O	H+Al	Al ³⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	P	mg/dm ³			cmol.carga/dm ³			%
										K	T	SB	K	T	SB	
1034	VL 2	NS	NS	6,4	1,05	0,03	1,96	0,10	0,2	2,21	3,26	2,24	1,39	67,70		
1035	VF 3	NS	NS	5,9	0,89	0,07	1,95	0,25	0,2	2,23	3,13	2,31	3,15	71,46		
1036	VL 1	NS	NS	6,7	1,26	0,05	2,25	0,33	0,2	2,97	4,23	3,03	1,71	70,26		
1037	VF 1	NS	NS	7,8	0,76	0,03	3,42	0,22	0,5	3,71	4,46	3,74	0,83	83,09		
1038	T 2	NS	NS	5,4	1,88	0,52	0,38	0,12	0,2	0,52	2,40	1,04	49,71	21,84		
1039	T 3	NS	NS	5,4	2,05	0,34	0,18	0,12	0,2	0,31	2,37	0,66	52,11	13,29		
1040	VL 3	NS	NS	6,6	0,96	0,04	1,82	0,11	0,2	2,03	2,99	2,07	2,01	67,75		
1041	T 1	NS	NS	5,5	1,80	0,39	0,66	0,11	0,2	0,79	2,59	1,18	33,30	30,54		
1042	VF 2	NS	NS	6,2	1,15	0,04	2,23	0,25	0,2	2,50	3,65	2,54	1,63	68,48		

CaCl2 = pH em Cloreto de Cálcio; KCl = pH em Cloreto de Potássio; H2O = pH em Água; pH = Relação 1:2,5; SB = Soma de bases; T = Cap. de troca de cátions; t = Cap.eleiva de troca de cátions; m = Índice de saturação de Alumínio; V = Índice de saturação de base.
 OBS: O cálculo do SB, T, t, m e V, não considera valores de Sódio - (Na). Solução extratora: Fósforo e Potássio Mehlich 1; Cálcio, Magnésio e Alumínio Cloreto de Potássio 1 normal. Hidrogênio + Alumínio - pH em S.M.P. | NS = Análise não solicitada. O resultado somente é válido para amostras analisadas.

FERNANDA BELOTTI
 RUA COSTA SENA, 463/103
 PADRE EUSTAQUIO
 BELO HORIZONTE
 30.720-350

790

Juberti Lúcio Teixeira Cruz
Engº Agrº - CREA 34.328/D
 Contagem, 30/5/2008

ANEXO B

Análises de Difração de Raios-X – Centro de Pesquisa Manoel Teixeira da Costa
(CPMTC)

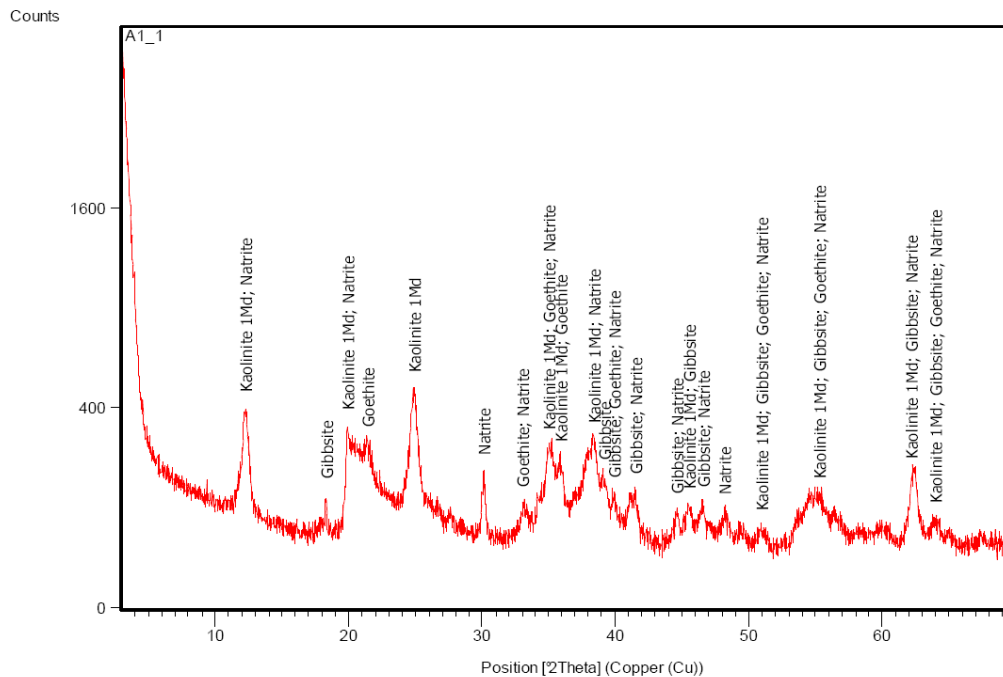


Condições de Medida

Configuration=Flat Sample Stage, Owner=User-1, Creation
 date=26/4/2006 12:03:52
 Goniometer=PW3050/60 (Theta/Theta); Minimum step size
 2Theta:0,001; Minimum step size Omega:0,001
 Sample stage=PW3071/xx Bracket
 Diffractometer system=XPRT-PRO
 Measurement program=GERAL, Owner=User-1, Creation
 date=29/3/2007 11:03:44
 Measurement Date / Time 18/12/2008 14:07:18
 Raw Data Origin XRD measurement (*.XRDML)
 Scan Axis Gonio
 Start Position [°2Th.] 3,0100
 End Position [°2Th.] 69,9900
 Step Size [°2Th.] 0,0200
 Scan Step Time [s] 0,5000
 Scan Type Continuous
 Offset [°2Th.] 0,0000
 Divergence Slit Type Fixed
 Divergence Slit Size [°] 0,9570
 Specimen Length [mm] 10,00
 Receiving Slit Size [mm] 0,3800
 Measurement Temperature [°C] 25,00
 Anode Material Cu
 K-Alpha1 [Å] 1,54060
 K-Alpha2 [Å] 1,54443
 K-Beta [Å] 1,39225
 K-A2 / K-A1 Ratio 0,50000
 Generator Settings 45 mA, 40 kV
 Diffractometer Type 0000000011011436
 Diffractometer Number 0
 Goniometer Radius [mm] 240,00
 Dist. Focus-Diverg. Slit [mm] 91,00
 Incident Beam Monochromator No
 Spinning No



Amostra: A1



Peak List:

Ref. Code	Compound Name	Chemical Formula
00-006-0221	Kaolinite 1Md	Al ₂ Si ₂ O ₅ (OH) ₄
00-007-0324	Gibbsite	Al (OH) ₃
00-017-0536	Goethite	Fe O (OH)
00-037-0451	Natrite	Na ₂ C O ₃ *
(Na) residual da separação com NaOH		

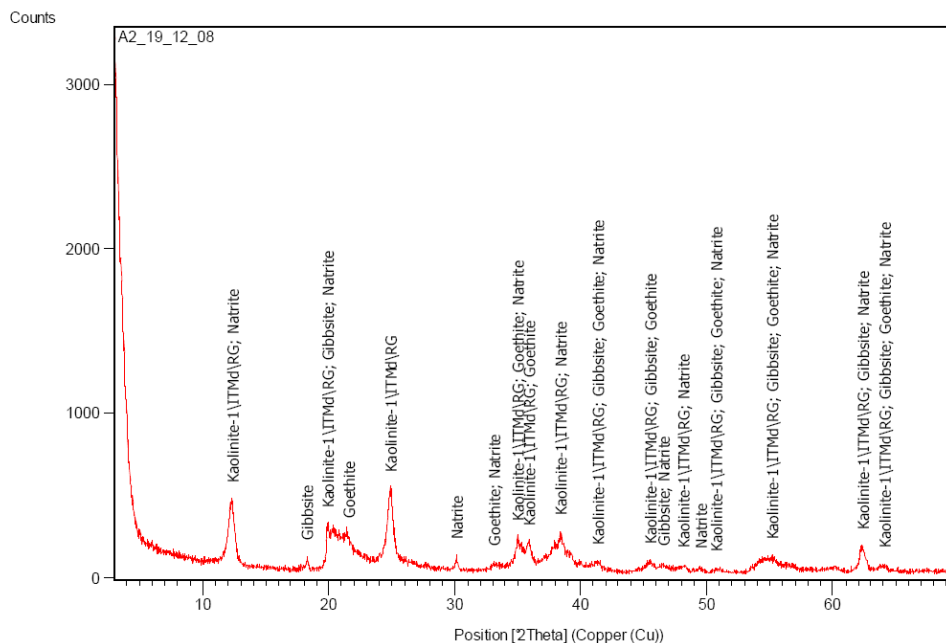


Pattern List:

Pos. [°2Th.]	Height [cts]	FWHM [°2Th.]	d-spacing [Å]	Rel. Int. [%]
12,3094	299,74	0,3542	7,19067	71,17
18,3086	72,49	0,1181	4,84580	17,21
19,8948	279,25	0,1574	4,46289	66,30
21,4247	212,74	0,3936	4,14753	50,51
24,8871	421,16	0,3936	3,57781	100,00
30,1033	130,31	0,1378	2,96869	30,94
33,0765	61,38	0,3936	2,70831	14,57
35,0475	211,43	0,4723	2,56039	50,20
35,9483	176,20	0,2362	2,49827	41,84
38,4395	235,74	0,3149	2,34190	55,98
39,1826	129,10	0,3149	2,29919	30,65
39,9506	86,07	0,2362	2,25674	20,44
41,5236	95,42	0,2362	2,17482	22,66
44,6533	55,08	0,2362	2,02939	13,08
45,5476	66,19	0,3149	1,99160	15,72
46,6327	69,50	0,2755	1,94776	16,50
48,2218	53,66	0,4723	1,88722	12,74
50,9745	27,28	0,6298	1,79158	6,48
55,3041	88,08	0,4723	1,66114	20,91
62,2037	130,58	0,4330	1,49244	31,01
63,9921	35,35	0,5760	1,45378	8,39



Amostra: A2



Peak List:

Ref. Code	Compound Name	Chemical Formula
00-029-1488	Kaolinite-1\ITMdlRG	Al ₂ Si ₂ O ₅ (OH) ₄
00-007-0324	Gibbsite	Al(OH) ₃
00-017-0536	Goethite	FeO(OH)
00-037-0451	Natrite	Na ₂ CO ₃ *

(Na) residual da separação com NaOH

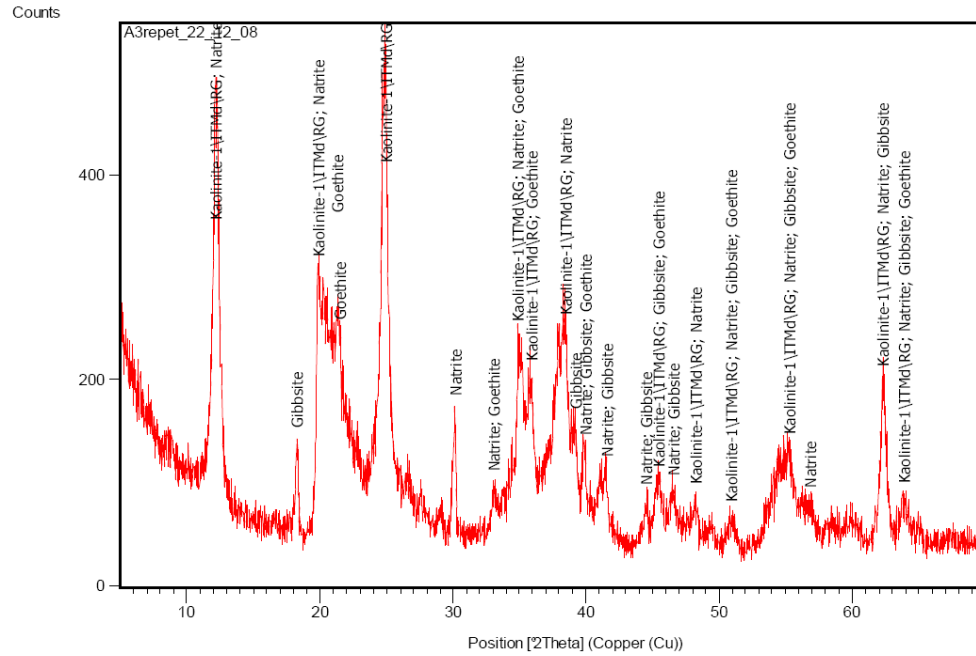


Pattern List:

Pos. [°2Th.]	Height [cts]	FWHM [°2Th.]	d-spacing [Å]	Rel. Int. [%]
12,3332	379,34	0,3149	7,17687	79,18
18,2809	66,55	0,1574	4,85307	13,89
9,9181	258,29	0,2362	4,45771	53,91
21,5482	197,01	0,3936	4,12404	41,12
24,8851	479,11	0,4723	3,57809	100,00
30,1330	68,51	0,1968	2,96582	14,30
33,1303	40,24	0,6298	2,70404	8,40
35,0342	191,44	0,1574	2,56133	39,96
35,9628	162,50	0,2755	2,49730	33,92
38,4331	225,96	0,2362	2,34228	47,16
41,3664	52,39	0,4723	2,18272	10,93
45,5128	60,68	0,6298	1,99304	12,66
46,5716	42,04	0,4723	1,95017	8,77
48,1661	34,32	0,4723	1,88927	7,16
49,5401	22,68	0,4723	1,84005	4,73
50,7229	16,86	0,6298	1,79988	3,52
55,2103	83,66	0,4723	1,66374	17,46
62,3985	144,72	0,3542	1,48825	30,21
64,1174	33,10	0,6720	1,45124	6,91



Amostra: A3



Peak List:

Ref. Code	Compound Name	Chemical Formula
00-029-1488	Kaolinite-1\ITMd\RG	Al ₂ Si ₂ O ₅ (O H) ₄
00-037-0451	Natrite	Na ₂ C O ₃ * (Na) residual da separação com NaOH
00-007-0324	Gibbsite	Al (O H) ₃
00-017-0536	Goethite	Fe O (O H)

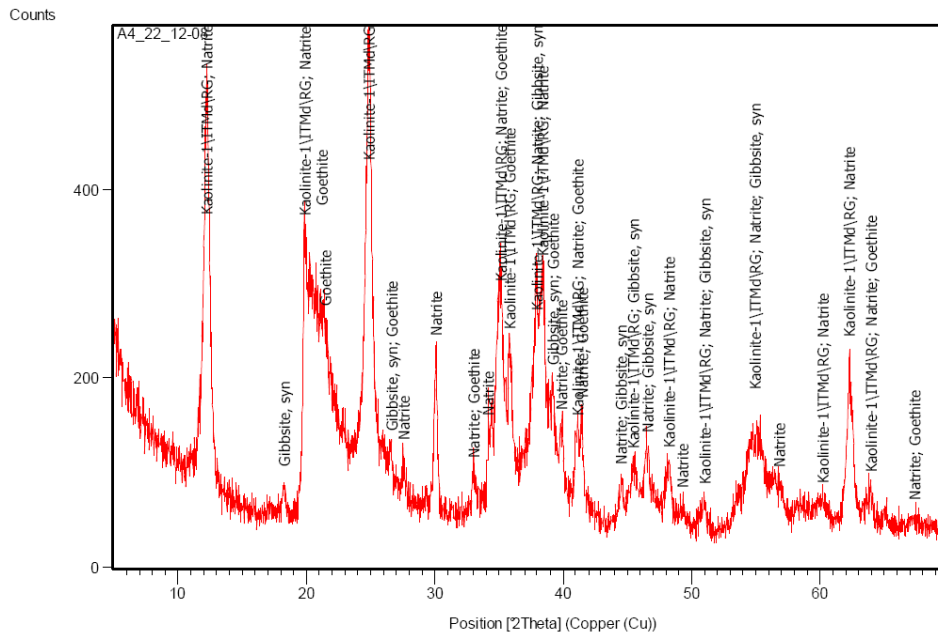


Pattern List:

Pos. [°2Th.]	Height [cts]	FWHM [°2Th.]	d-spacing [Å]	Rel. Int. [%]
12,1796	378,20	0,3149	7,26704	85,81
18,2677	85,59	0,1574	4,85655	19,42
19,8459	253,58	0,2755	4,47376	57,53
21,2784	295,25	0,3909	4,17573	66,99
21,4841	191,34	0,3149	4,13621	43,41
24,9007	440,75	0,3542	3,57588	100,00
30,1038	114,58	0,1574	2,96864	26,00
33,0309	43,01	0,3149	2,71195	9,76
34,9312	190,05	0,1574	2,56865	43,12
35,8992	152,74	0,3149	2,50158	34,66
38,4764	197,35	0,2755	2,33974	44,78
39,2316	107,73	0,2362	2,29643	24,44
39,9262	81,66	0,2755	2,25807	18,53
41,5451	61,32	0,2362	2,17374	13,91
44,5408	36,41	0,2362	2,03425	8,26
45,4278	55,64	0,5510	1,99657	12,62
46,5482	47,46	0,4723	1,95110	10,77
48,2653	41,79	0,3149	1,88562	9,48
50,9241	27,80	0,6298	1,79324	6,31
55,2877	93,06	0,4723	1,66159	21,11
56,8335	40,02	0,9446	1,62002	9,08
62,2889	158,54	0,2362	1,49060	35,97
63,9000	44,36	0,5760	1,45565	10,06



Amostra: A4



Peak List:

Ref. Code	Compound Name	Chemical Formula
00-029-1488	Kaolinite-1\ITMd\RG	Al ₂ Si ₂ O ₅ (OH) ₄
00-037-0451	Natrite	Na ₂ C O ₃ *
00-012-0460	Gibbsite, syn	Al (OH) ₃
00-029-0713	Goethite	Fe O (OH)

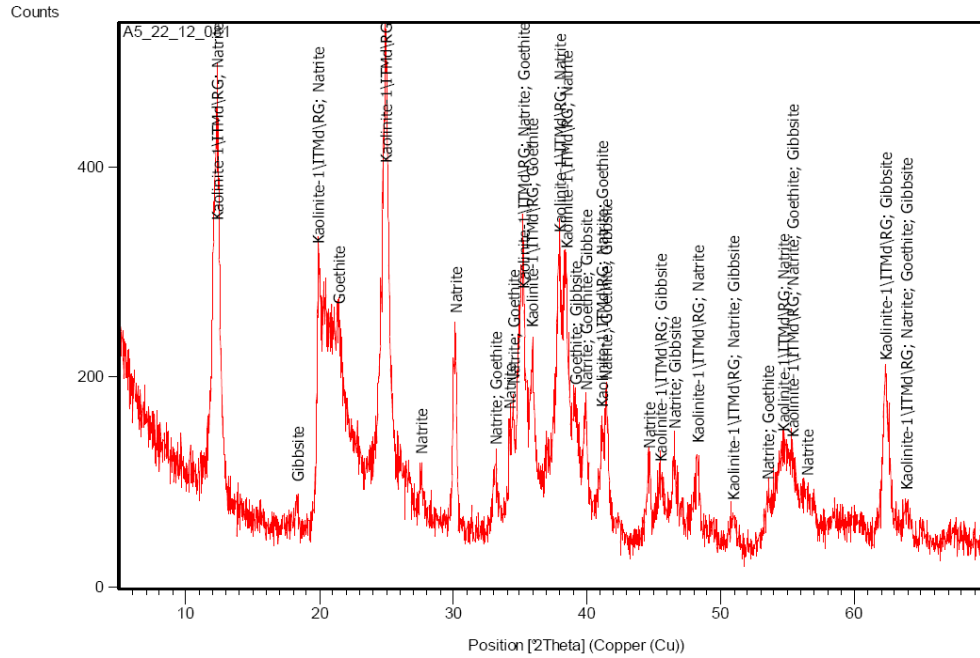


Pattern List:

Pos. [°2Th.]	Height [cts]	FWHM [°2Th.]	d-spacing [Å]	Rel. Int. [%]
12,2680	417,46	0,4330	7,21487	86,96
18,2787	30,02	0,1968	4,85366	6,25
19,8484	295,18	0,1968	4,47322	61,49
21,2104	304,70	0,3569	4,18895	63,47
21,4672	198,72	0,3149	4,13943	41,40
24,8478	480,03	0,3149	3,58338	100,00
26,5900	65,71	0,2362	3,35242	13,69
27,5791	55,79	0,2362	3,23439	11,62
30,0919	165,73	0,2362	2,96978	34,52
32,9801	39,17	0,1968	2,71601	8,16
34,1383	84,16	0,1574	2,62647	17,53
35,2134	242,22	0,2362	2,54871	50,46
35,8447	178,09	0,1574	2,50525	37,10
37,9639	269,19	0,1574	2,37014	56,08
38,4183	256,14	0,2755	2,34315	53,36
39,2043	143,10	0,1574	2,29796	29,81
39,9090	94,53	0,2362	2,25900	19,69
41,1064	92,10	0,1968	2,19592	19,19
41,4727	109,74	0,2362	2,17737	22,86
44,5302	43,63	0,3149	2,03471	9,09
45,4826	60,25	0,3936	1,99430	12,55
46,5402	78,87	0,3149	1,95141	16,43
48,2597	66,36	0,3149	1,88583	13,82
49,2900	25,00	0,0900	1,84879	5,21
51,0128	32,58	0,3149	1,79033	6,79
54,9225	131,43	0,5033	1,67178	27,38
56,8522	45,24	0,7872	1,61953	9,43
60,2014	26,45	0,7872	1,53720	5,51
62,2766	181,01	0,1574	1,49087	37,71
63,9362	37,18	0,3149	1,45612	7,75
67,3491	4,36	1,1520	1,38924	0,91



Amostra: A5



Peak List:

Ref. Code	Compound Name	Chemical Formula
00-029-1488	Kaolinite-1\ITMd\RG	Al ₂ Si ₂ O ₅ (OH) ₄
00-037-0451	Natrite	Na ₂ C O ₃ *
00-029-0713	Goethite	(Na) residual da separação com NaOH Fe O (OH)
00-007-0324	Gibbsite	Al (OH) ₃

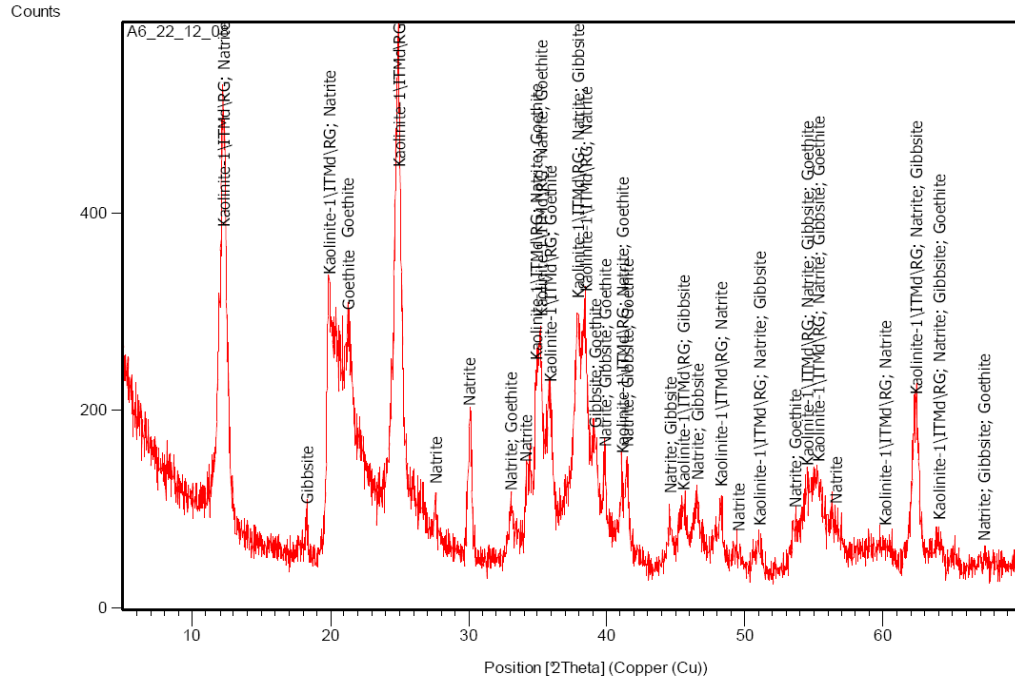


Pattern List:

Pos. [°2Th.]	Height [cts]	FWHM [°2Th.]	d-spacing [Å]	Rel. Int. [%]
12,3126	363,52	0,2755	7,18883	79,40
18,3038	26,76	0,1574	4,84707	5,85
19,9004	253,68	0,1968	4,46165	55,41
21,4138	197,35	0,3936	4,14962	43,11
24,9286	457,81	0,2362	3,57195	100,00
27,5833	54,84	0,2362	3,23391	11,98
30,1144	193,11	0,2362	2,96762	42,18
33,1134	67,07	0,2362	2,70538	14,65
34,2079	100,46	0,1574	2,62129	21,94
34,5174	125,08	0,1181	2,59849	27,32
35,2648	279,71	0,1574	2,54512	61,10
35,9650	179,14	0,1574	2,49715	39,13
37,9544	269,57	0,2362	2,37071	58,88
38,4853	255,06	0,2362	2,33922	55,71
39,1428	123,93	0,3149	2,30143	27,07
39,9701	120,24	0,2362	2,25569	26,26
41,1420	105,04	0,1181	2,19410	22,94
41,4636	131,09	0,2362	2,17783	28,63
44,6739	67,75	0,1968	2,02850	14,80
45,5213	56,48	0,3149	1,99269	12,34
46,5733	87,99	0,2362	1,95010	19,22
48,2879	77,41	0,1181	1,88479	16,91
50,9622	28,45	0,4723	1,79199	6,21
53,5336	47,07	0,2362	1,71182	10,28
54,7067	90,39	0,4723	1,67786	19,74
55,3661	85,67	0,4723	1,65943	18,71
56,4719	46,56	0,5510	1,62953	10,17
62,3529	154,95	0,2755	1,48923	33,85
63,8355	29,21	0,4800	1,45696	6,38



Amostra: A6



Peak List:

Ref. Code	Compound Name	Chemical Formula
00-029-1488	Kaolinite-1\ITMd\RG	Al ₂ Si ₂ O ₅ (OH) ₄
00-037-0451	Natrite	Na ₂ C O ₃ *
00-007-0324	Gibbsite	Al (OH) ₃
00-029-0713	Goethite	Fe O (OH)

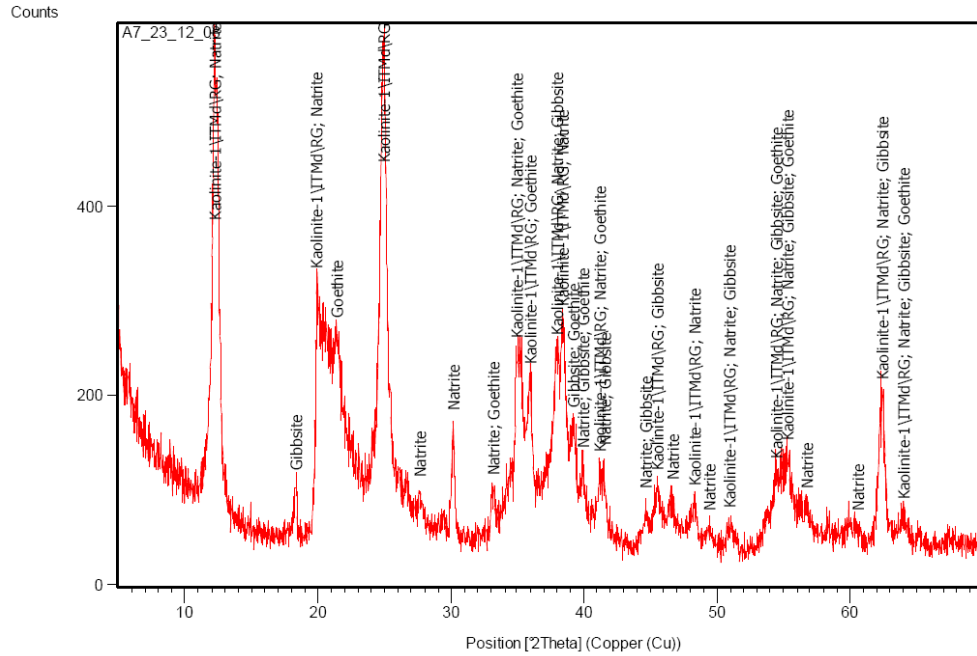


Pattern List:

Pos. [°2Th.]	Height [cts]	FWHM [°2Th.]	d-spacing [Å]	Rel. Int. [%]
12,2101	413,04	0,2755	7,24895	83,61
18,2622	31,67	0,1574	4,85802	6,41
19,8611	264,85	0,1968	4,47037	53,62
21,1600	301,60	0,0010	4,19881	61,05
21,2940	228,70	0,3936	4,17269	46,30
24,9343	493,99	0,3936	3,57115	100,00
27,5806	54,24	0,2362	3,23422	10,98
30,0097	135,34	0,1574	2,97773	27,40
33,0192	52,41	0,2362	2,71288	10,61
34,1913	78,71	0,2362	2,62252	15,93
34,9253	183,53	0,1968	2,56907	37,15
35,2436	227,60	0,1574	2,54660	46,07
35,8936	160,25	0,1574	2,50196	32,44
37,9319	245,46	0,1968	2,37207	49,69
38,4721	251,70	0,1574	2,33999	50,95
39,1905	114,15	0,3149	2,29874	23,11
39,8850	95,17	0,1968	2,26030	19,27
41,1121	89,05	0,1968	2,19563	18,03
41,4674	95,52	0,1968	2,17764	19,34
44,6052	49,87	0,1181	2,03147	10,10
45,5162	54,99	0,5510	1,99290	11,13
46,5307	65,98	0,2755	1,95179	13,36
48,2275	61,07	0,1968	1,88701	12,36
49,4823	18,52	0,6298	1,84206	3,75
51,0624	27,87	0,3149	1,78871	5,64
53,5909	45,51	0,2362	1,71013	9,21
54,5108	87,16	0,6298	1,68342	17,64
55,2633	91,56	0,4723	1,66227	18,54
56,5032	45,82	0,7872	1,62870	9,28
60,1298	23,37	0,9446	1,53886	4,73
62,3177	156,59	0,2755	1,48998	31,70
64,0337	29,71	0,4723	1,45414	6,02
67,2410	11,21	1,1520	1,39121	2,27



Amostra: A7



Peak List:

Ref. Code	Compound Name	Chemical Formula
00-029-1488	Kaolinite-1\ITMd\RG	Al ₂ Si ₂ O ₅ (OH) ₄
00-037-0451	Natrite	Na ₂ C O ₃ *
		(Na) residual da separação com NaOH
00-007-0324	Gibbsite	Al (OH) ₃
00-029-0713	Goethite	Fe O (OH)

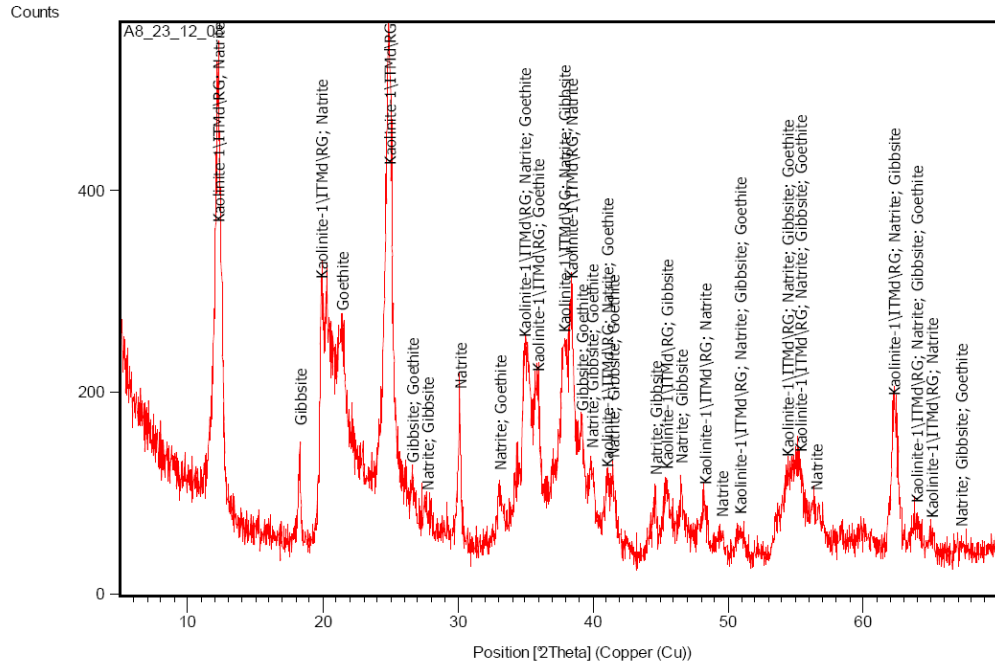


Pattern List:

Pos. [°2Th.]	Height [cts]	FWHM [°2Th.]	d-spacing [Å]	Rel. Int. [%]
5,0780	45,83	0,1181	17,40304	8,76
12,2581	488,96	0,2755	7,22067	93,45
18,3062	50,77	0,0984	4,84642	9,70
19,8943	263,32	0,1968	4,46301	50,33
21,4168	209,43	0,3936	4,14905	40,03
24,9221	523,22	0,4330	3,57286	100,00
27,6416	39,67	0,3936	3,22721	7,58
30,1649	110,83	0,1968	2,96277	21,18
33,1235	46,84	0,2362	2,70458	8,95
34,9833	191,94	0,1574	2,56494	36,68
36,0091	166,03	0,2755	2,49419	31,73
37,9609	197,87	0,2362	2,37032	37,82
38,4384	230,39	0,2755	2,34197	44,03
39,2609	123,21	0,3149	2,29478	23,55
39,9344	82,15	0,1968	2,25762	15,70
41,1842	81,09	0,2362	2,19195	15,50
41,5453	86,46	0,1181	2,17373	16,53
44,6265	43,77	0,2362	2,03055	8,37
45,5038	65,06	0,3149	1,99342	12,43
46,6843	53,03	0,2755	1,94573	10,14
48,3390	49,49	0,3149	1,88292	9,46
49,3950	22,27	0,4723	1,84511	4,26
50,9845	26,18	0,4723	1,79126	5,00
54,5150	76,68	0,6298	1,68331	14,65
55,3230	94,61	0,2362	1,66062	18,08
56,7779	41,45	0,6298	1,62147	7,92
60,5700	16,84	0,9446	1,52872	3,22
62,4326	156,12	0,2755	1,48752	29,84
63,9920	28,94	0,4800	1,45378	5,53



Amostra: A8



Peak List:

Ref. Code	Compound Name	Chemical Formula
00-029-1488	Kaolinite-1\ITMd\RG	Al ₂ Si ₂ O ₅ (OH) ₄
00-037-0451	Natrite	Na ₂ C O ₃ *
		(Na) residual da separação com NaOH
00-007-0324	Gibbsite	Al (OH) ₃
00-029-0713	Goethite	Fe O (OH)

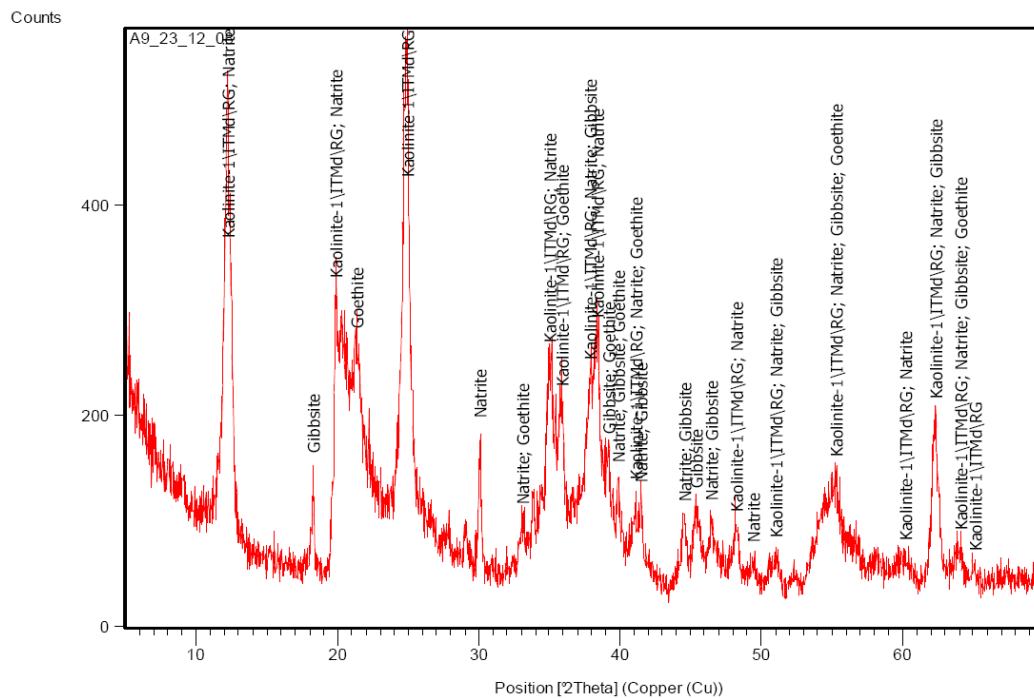


Pattern List:

Pos. [°2Th.]	Height [cts]	FWHM [°2Th.]	d-spacing [Å]	Rel. Int. [%]
12,2555	415,41	0,3542	7,22221	82,99
18,3012	98,98	0,0984	4,84775	19,77
19,8602	243,83	0,1968	4,47058	48,71
21,4045	210,89	0,3936	4,15140	42,13
24,9202	500,53	0,1574	3,57313	100,00
26,6397	57,75	0,2362	3,34627	11,54
27,7146	30,23	0,4723	3,21889	6,04
30,1007	131,63	0,0787	2,96893	26,30
33,0488	54,17	0,3149	2,71053	10,82
34,9707	187,43	0,4723	2,56584	37,45
35,9447	155,33	0,2755	2,49852	31,03
37,8735	195,61	0,3149	2,37559	39,08
38,4279	248,93	0,2755	2,34259	49,73
39,2334	117,60	0,2362	2,29633	23,50
39,9573	82,47	0,2362	2,25638	16,48
41,0571	64,68	0,1574	2,19844	12,92
41,5270	74,52	0,2362	2,17465	14,89
44,6218	60,98	0,2755	2,03075	12,18
45,4731	67,29	0,2362	1,99469	13,44
46,5464	72,51	0,1181	1,95117	14,49
48,3037	52,15	0,3149	1,88421	10,42
49,5636	20,50	0,4723	1,83923	4,10
50,9171	24,32	0,6298	1,79347	4,86
54,3983	81,11	0,4723	1,68664	16,20
55,3787	83,33	0,5510	1,65908	16,65
56,5142	44,73	0,7872	1,62841	8,94
62,2421	139,74	0,3542	1,49161	27,92
63,9529	33,74	0,3936	1,45578	6,74
65,0747	20,06	0,3936	1,43337	4,01
67,2529	10,80	1,1520	1,39099	2,16



Amostra: A9



Peak List:

Ref. Code	Compound Name	Chemical Formula
00-029-1488	Kaolinite-1\ITMdlRG	Al ₂ Si ₂ O ₅ (OH) ₄
00-037-0451	Natrite	Na ₂ C O ₃ *
		(Na) residual da separação com NaOH
00-007-0324	Gibbsite	Al (OH) ₃
00-029-0713	Goethite	Fe O (OH)



Pattern List:

Pos. [°2Th.]	Height [cts]	FWHM [°2Th.]	d-spacing [Å]	Rel. Int. [%]
12,2441	429,22	0,2362	7,22886	87,80
18,2638	87,68	0,0984	4,85759	17,94
19,8483	252,74	0,1574	4,47323	51,70
21,3683	205,67	0,3149	4,15836	42,07
24,9226	488,85	0,3542	3,57279	100,00
29,0256	39,27	0,2362	3,07641	8,03
30,0813	126,25	0,1968	2,97081	25,83
33,0663	48,74	0,3149	2,70913	9,97
33,8140	74,24	0,1968	2,65092	15,19
35,0351	201,85	0,2755	2,56127	41,29
35,9540	161,29	0,1968	2,49789	32,99
37,8813	187,34	0,2362	2,37512	38,32
38,4027	227,41	0,2362	2,34407	46,52
39,2023	116,61	0,3149	2,29808	23,85
39,9240	91,93	0,1574	2,25818	18,81
41,1183	77,07	0,1968	2,19531	15,76
41,5169	72,44	0,2362	2,17515	14,82
44,5542	57,33	0,3149	2,03367	11,73
45,3913	71,26	0,3936	1,99809	14,58
46,4736	58,66	0,2362	1,95405	12,00
48,2439	49,37	0,2362	1,88641	10,10
49,4031	20,11	0,4723	1,84482	4,11
51,0340	26,14	0,3936	1,78964	5,35
55,2663	102,21	0,3149	1,66219	20,91
60,2362	20,65	0,9446	1,53639	4,22
62,3622	155,97	0,1574	1,48903	31,91
64,0750	31,04	0,4723	1,45330	6,35
65,1055	11,82	0,5760	1,43158	2,42

ANEXO C

Ensaio Analítico de Metais (1ª amostragem) – Analytical Solutions S.A.



RELATÓRIO DE ENSAIO ANALÍTICO DE METAIS			Projeto AS: 06049CS
Cliente: UFMG			
Endereço: RUA CASTELO DA BEIRA, 356 - APTO 201.			
Cidade: -	UF: -	CEP: --	
Código do projeto do cliente: USO DO SOLO NA RETENÇÃO DE POLUENTES			

DATAS E INFORMAÇÕES GERAIS	
Responsável pela coleta: FERNANDA BELOTTI	Data de Extração: N.A.
Data de recebimento da amostra: 17/04/2008	Data de Injeção: 24/04-24/04/2008
Temperatura de Recebimento °C (Faixa): 2,3	Data de Quantificação: 25/04-25/04/2008
Data de amostragem (quarteamento): N.A.	Data de Emissão do Relatório: 5/5/2008
Data da coleta da amostra: 22/03/2008-22/03/2008	Data de Reemissão do Relatório: --

MÉTODOS UTILIZADOS
Método(s) Interno(s)*: PE 4.9 - 401 Rev. 02 (ICP-OES).
Método(s) Externo(s)**: US EPA 3050B (Metais por ICP).
* Método utilizado como referência direta nos ensaios.
** Método normalizado, adaptado e validado.

RESPONSÁVEIS	
Relatório emitido por Renata de Andrade Porto CRQ 3ª Região 03112102	<i>Renata de Andrade Porto</i>
Relatório revisado por Maristela de C. Rezende CRQ 3ª Região 03212415	<i>M. Rezende</i>
Responsável Técnico – Gabriela Kernick Carvalhaes, Ph.D. CRQ 3ª Região 03212398	

OBSERVAÇÕES
<ul style="list-style-type: none"> Os resultados obtidos têm seu valor restrito às amostras analisadas. As amostras foram analisadas como recebidas, isentando o laboratório de qualquer responsabilidade referente aos procedimentos e dados de coleta. A reprodução deste relatório só pode ser total e depende da aprovação formal deste laboratório. Os métodos utilizados neste(s) ensaio(s) apresentam-se conformes em relação ao método referenciado. Caso o ensaio tenha apresentado desvios, adições ou exclusões. Estes estarão listados no item informações adicionais do relatório. Os valores para amostras sólidas reportados são relativos à massa seca. N.A. – Não Aplicável. Em caso de reemissão do relatório esta versão substitui as versões anteriores.

Job 06049CS (Versão 1) // USO DO SOLO NA RETENÇÃO DE POLUENTES

p. 1/6

Laboratório responsável direto pela análise: Analytical Solutions SA
Rua Cubatão, 1088, Vila Mariana - São Paulo, SP 04013-004

NOSSAS UNIDADES - RIO DE JANEIRO - SÃO PAULO - MINAS GERAIS - RIO GRANDE DO NORTE - MACAÉ - ANASOL@ANASOL.COM.BR WWW.ANASOL.COM.BR



RELATORIO DE ENSAIO ANALITICO DE METAIS		Projeto AS: 06049CS
Cliente: UFMG		
Endereço: RUA CASTELO DA BEIRA, 356 - APTO 201.		
Cidade: -	UF: -	CEP: --
Código do projeto do cliente: USO DO SOLO NA RETENÇÃO DE POLUENTES		

IDENTIFICAÇÃO DA AMOSTRA	
Referência A.S.	Referência do Projeto
06049CS001	T1
06049CS002	T2
06049CS003	T3
06049CS004	VL1
06049CS005	VL2
06049CS006	VL3
06049CS007	VF1
06049CS008	VF2
06049CS009	VF3

Job 06049CS (Versão 1) // USO DO SOLO NA RETENÇÃO DE POLUENTES

p. 2/6

Laboratório responsável direto pela análise: Analytical Solutions SA
Rua Cubatão, 1088, Vila Mariana - São Paulo, SP 04013-004

NOSSAS UNIDADES: RIO DE JANEIRO - SÃO PAULO - MINAS GERAIS - RIO GRANDE DO NORTE - MACAÉ ANASOL@ANASOL.COM.BR WWW.ANASOL.COM.BR



RELATÓRIO DE ENSAIO ANALÍTICO DE METAIS					Projeto AS: 06049CS		
Parâmetros	Unidades	L.D.	L.Q.	BRANCO	T1	T2	T3
					06049CS001	06049CS002	06049CS003
Cádmio	(mg/kg)	0,02	0,05	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Chumbo	(mg/kg)	0,10	0,50	N.D.	5,86	6,25	6,26
Cobre	(mg/kg)	0,10	0,50	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Cromo Total	(mg/kg)	0,25	0,50	N.D.	11,35	11,43	17,54
Fósforo Total	(mg/kg)	0,50	2,50	N.D.	136,01	105,12	158,91
Manganês	(mg/kg)	0,25	0,50	N.D.	16,36	16,70	12,19
Níquel	(mg/kg)	0,25	0,50	N.D.	1,34	1,40	1,46
Zinco	(mg/kg)	0,25	0,50	N.D.	7,26	7,67	8,49
Dados das Amostras							
Fator de Diluição				1	1	1	1
Umidade (%)				N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Observações:							
L.D. - Limite de Detecção do método.							
L.Q. - Limite de Quantificação do método.							
N.D. - Não Detectado Acima do Limite de Detecção.							
N.A. - Não aplicável.							

Job 06049CS (Versão 1) // USO DO SOLO NA RETENÇÃO DE POLUENTES

p. 3/6

Laboratório responsável direto pela análise: Analytical Solutions SA
Rua Cubatão, 1088, Vila Mariana - São Paulo, SP 04013-004

NOSSAS UNIDADES RIO DE JANEIRO - SÃO PAULO - MINAS GERAIS - RIO GRANDE DO NORTE - MACAÉ ANASOL@ANASOL.COM.BR WWW.ANASOL.COM.BR



RELATÓRIO DE ENSAIO ANALÍTICO DE METAIS					Projeto AS: 06049CS		
Parâmetros	Unidades	L.D.	L.Q.	BRANCO	VL1 06049CS004	VL2 06049CS005	VL3 06049CS006
Cádmio	(mg/kg)	0,02	0,05	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Chumbo	(mg/kg)	0,10	0,50	N.D.	4,69	5,17	4,53
Cobre	(mg/kg)	0,10	0,50	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Cromo Total	(mg/kg)	0,25	0,50	N.D.	4,47	6,07	6,23
Fósforo Total	(mg/kg)	0,50	2,50	N.D.	65,22	129,25	105,80
Manganês	(mg/kg)	0,25	0,50	N.D.	19,51	10,35	11,38
Níquel	(mg/kg)	0,25	0,50	N.D.	1,00	1,00	1,45
Zinco	(mg/kg)	0,25	0,50	N.D.	7,23	6,17	7,75
Dados das Amostras							
Fator de Diluição				1	1	1	1
Umidade (%)				N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Observações:							
L.D. - Limite de Detecção do método.							
L.Q. - Limite de Quantificação do método.							
N.D. - Não Detectado Acima do Limite de Detecção.							
N.A. - Não aplicável.							

Job 06049CS (Versão 1) // USO DO SOLO NA RETENÇÃO DE POLUENTES

p. 4/6

Laboratório responsável direto pela análise: Analytical Solutions SA
Rua Cubatão, 1088, Vila Mariana - São Paulo, SP 04013-004

NOSSAS UNIDADES - RIO DE JANEIRO - SÃO PAULO - MINAS GERAIS - RIO GRANDE DO NORTE - MACAÉ - ANASOL@ANASOL.COM.BR - WWW.ANASOL.COM.BR



RELATÓRIO DE ENSAIO ANALÍTICO DE METAIS					Projeto AS: 06049CS		
Parâmetros	Unidades	L.D.	L.Q.	BRANCO	VF1 06049CS007	VF2 06049CS008	VF3 06049CS009
Cádmio	(mg/kg)	0,02	0,05	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Chumbo	(mg/kg)	0,10	0,50	N.D.	4,98	4,12	7,37
Cobre	(mg/kg)	0,10	0,50	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Cromo Total	(mg/kg)	0,25	0,50	N.D.	9,05	8,69	7,41
Fósforo Total	(mg/kg)	0,50	2,50	N.D.	131,63	117,16	102,29
Manganês	(mg/kg)	0,25	0,50	N.D.	18,19	7,15	13,39
Níquel	(mg/kg)	0,25	0,50	N.D.	2,18	1,04	0,84
Zinco	(mg/kg)	0,25	0,50	N.D.	10,73	7,02	10,88
Dados das Amostras							
Fator de Diluição				1	1	1	1
Umidade (%)				N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Observações:							
L.D. - Limite de Detecção do método.							
L.Q. - Limite de Quantificação do método.							
N.D. – Não Detectado Acima do Limite de Detecção.							
N.A. – Não aplicável.							

Job 06049CS (Versão 1) // USO DO SOLO NA RETENÇÃO DE POLUENTES

p. 5/6

Laboratório responsável direto pela análise: Analytical Solutions SA
Rua Cubatão, 1088, Vila Mariana - São Paulo, SP 04013-004

NOSSAS UNIDADES - RIO DE JANEIRO - SÃO PAULO - MINAS GERAIS - RIO GRANDE DO NORTE - MACAÉ - ANASOL@ANASOL.COM.BR - WWW.ANASOL.COM.BR



DADOS DE CONTROLE DE QUALIDADE				
Amostra fortificada		CQS041708e		Matriz: SOLO
Data de análise		22/4/2008		
Dados de Recuperação				
Parâmetros	Unidades	Valor Teórico	Valor Obtido	Variação (%)
Cádmio	(mg/kg)	25,00	24,55	2
Chumbo	(mg/kg)	25,00	21,58	14
Cobre	(mg/kg)	25,00	21,08	16
Cromo Total	(mg/kg)	25,00	22,85	9
Fósforo	(mg/kg)	25,00	22,14	11
Manganês	(mg/kg)	25,00	23,32	7
Níquel	(mg/kg)	25,00	21,40	14
Zinco	(mg/kg)	25,00	18,80	25
Observações:				
Critério de aceitação da amostra fortificada - variação menor que 25%.				
Amostra quantificada após verificação do checklist diário.				

Opiniões, Interpretações e Informações Adicionais.
Não se aplica
Obs.: As opiniões interpretações e informações adicionais não fazem parte do escopo do credenciamento do laboratório listado no quadro de credenciamento

Job 06049CS (Versão 1) // USO DO SOLO NA RETENÇÃO DE POLUENTES

p. 6/6

Laboratório responsável direto pela análise: Analytical Solutions SA
Rua Cubatão, 1088, Vila Mariana - São Paulo, SP 04013-004

NOSSAS UNIDADES RIO DE JANEIRO · SÃO PAULO · MINAS GERAIS · RIO GRANDE DO NORTE · MACAÉ ANASOL@ANASOL.COM.BR WWW.ANASOL.COM.BR

ANEXO D

Ensaio Analítico de Metais (2ª amostragem) – Analytical Solutions S.A.

RELATÓRIO DE ENSAIO ANALÍTICO DE METAIS		Projeto AS: 10621CS
Cliente: FERNANDA MARIA BELOTTI		
Endereço: RUA CASTELO DA BEIRA 356 – APTO 201 – CASTELO		
Cidade: BELO HORIZONTE		UF: MG CEP: 31330-370
Código do projeto do cliente: USO DO SOLO NA RETENÇÃO DE POLUENTES		

DATAS E INFORMAÇÕES GERAIS	
Responsável pela coleta: FERNANDA MARIA BELOTTI	Data de Digestão: 13/05/2009
Data de recebimento da amostra: 27/04/2009	Data de Leitura: 13/05/2009
Temperatura de Recebimento °C (Faixa): 6,0	Data de Quantificação: 15/06/2009
Data de amostragem (quarteamento): 12/05/2009	Data de Emissão do Relatório: 15/06/2009
Data da coleta da amostra: 17/01/2009	Data de Reemissão do Relatório: N.A.

METODOS UTILIZADOS
Método(s) Interno(s)*: PE 4.9 - 401 Rev.: 04
Método(s) Externos(s)**: 6010-B; 3050-B
* Método utilizado como referência direta nos ensaios.
** Método normalizado, adaptado e validado.

RESPONSÁVEIS	
Relatório revisado por Eduardo Paulo de Amorim CRQ 4ª Região 04200626	
Signatário Autorizado: Ana Paula Daniel Tavares CRQ 4ª Região 04360937	
Responsável Técnico – Ana Paula Daniel Tavares CRQ 4ª Região 04360937	

OBSERVAÇÕES
<ul style="list-style-type: none"> Os resultados obtidos têm seu valor restrito às amostras analisadas. As amostras foram analisadas como recebidas, isentando o laboratório de qualquer responsabilidade referente aos procedimentos e dados de coleta. A reprodução deste relatório só pode ser total e depende da aprovação formal deste laboratório. Os métodos utilizados neste(s) ensaio(s) apresentam-se conformes em relação ao método referenciado. Caso o ensaio tenha apresentado desvios, adições ou exclusões. Estes estarão listados no item informações adicionais do relatório. Os valores para amostras sólidas reportados são relativos à massa seca. N.A. – Não Aplicável. Em caso de reemissão do relatório esta versão substitui as versões anteriores.

Job 10621CS (Versão 01) // USO DO SOLO NA RETENÇÃO DE POLUENTES

p. 1/5

Laboratório responsável direto pela análise: Analytical Solutions SA
Rua Cubatão, 1088, Vila Mariana - São Paulo, SP 04013-004

RELATÓRIO DE ENSAIO ANALÍTICO DE METAIS			Projeto AS: 10621CS
Cliente: FERNANDA MARIA BELOTTI			
Endereço: RUA CASTELO DA BEIRA 356 – APTO 201 – CASTELO			
Cidade: BELO HORIZONTE		UF: MG	CEP: 31330-370
Código do projeto do cliente: USO DO SOLO NA RETENÇÃO DE POLUENTES			

Referência A.S.	IDENTIFICAÇÃO DA AMOSTRA	
	Referência do Projeto	
10621CS001	T1	
10621CS002	T2	
10621CS003	T3	
10621CS004	VL1	
10621CS005	VL2	
10621CS006	VL3	
10621CS007	VF1	
10621CS008	VF2	
10621CS009	VF3	

Job 10621CS (Versão 01) // USO DO SOLO NA RETENÇÃO DE POLUENTES

p. 2/5

Laboratório responsável direto pela análise: Analytical Solutions SA
Rua Cubatão, 1088, Vila Mariana - São Paulo, SP 04013-004

RELATÓRIO DE ENSAIO ANALÍTICO DE METAIS					Projeto AS: 10621CS		
Parâmetros	Unidades	L.D.	L.Q.	CQB051309E	T1 10621CS001	T2 10621CS002	T3 10621CS003
Cádmio	(mg/kg)	0,02	0,05	N.D.	0,11	0,13	0,10
Chumbo	(mg/kg)	0,10	0,50	N.D.	7,95	8,02	7,36
Cobre	(mg/kg)	0,05	0,25	N.D.	1,64	1,88	1,93
Cromo Total	(mg/kg)	0,25	0,50	N.D.	9,67	20,72	11,79
Manganês	(mg/kg)	0,25	0,50	N.D.	19,94	23,18	26,55
Níquel	(mg/kg)	0,25	0,50	N.D.	1,99	2,25	2,70
Zinco	(mg/kg)	0,25	0,50	N.D.	9,54	11,11	12,16
Dados das Amostras							
Fator de Diluição				1	1	1	1
Umidade (%)				N.A.	17	18	22

RELATÓRIO DE ENSAIO ANALÍTICO DE METAIS					Projeto AS: 10621CS		
Parâmetros	Unidades	L.D.	L.Q.	CQB051309E	VL1 10621CS004	VL2 10621CS005	VL3 10621CS006
Cádmio	(mg/kg)	0,02	0,05	N.D.	N.D.	0,14	N.D.
Chumbo	(mg/kg)	0,10	0,50	N.D.	6,61	7,38	6,96
Cobre	(mg/kg)	0,05	0,25	N.D.	3,10	2,58	2,31
Cromo Total	(mg/kg)	0,25	0,50	N.D.	9,19	10,09	8,11
Manganês	(mg/kg)	0,25	0,50	N.D.	114,42	93,64	63,63
Níquel	(mg/kg)	0,25	0,50	N.D.	2,07	2,42	1,80
Zinco	(mg/kg)	0,25	0,50	N.D.	9,20	10,76	9,39
Dados das Amostras							
Fator de Diluição				1	1	1	1
Umidade (%)				N.A.	11	15	16
Observações:							
L.D. - Limite de Detecção do método.							
L.Q. - Limite de Quantificação do método.							
N.D. - Não Detectado Acima do Limite de Quantificação.							
N.A. - Não aplicável.							

Job 10621CS (Versão 01) // USO DO SOLO NA RETENÇÃO DE POLUENTES

p. 3/5

Laboratório responsável direto pela análise: Analytical Solutions SA
Rua Cubatão, 1088, Vila Mariana - São Paulo, SP 04013-004

RELATÓRIO DE ENSAIO ANALÍTICO DE METAIS					Projeto AS: 10621CS		
Parâmetros	Unidades	L.D.	L.Q.	CQB051309E	VF1 10621CS007	VF2 10621CS008	VF3 10621CS009
Cádmio	(mg/kg)	0,02	0,05	N.D.	0,12	N.D.	N.D.
Chumbo	(mg/kg)	0,10	0,50	N.D.	8,46	7,52	8,88
Cobre	(mg/kg)	0,05	0,25	N.D.	12,74	2,07	3,75
Cromo Total	(mg/kg)	0,25	0,50	N.D.	15,00	9,81	11,11
Manganês	(mg/kg)	0,25	0,50	N.D.	176,32	33,14	17,66
Níquel	(mg/kg)	0,25	0,50	N.D.	3,86	2,07	1,84
Zinco	(mg/kg)	0,25	0,50	N.D.	39,51	11,30	11,16
Dados das Amostras							
Fator de Diluição				1	1	1	1
Umidade (%)				N.A.	18	20	22
Observações:							
L.D. - Limite de Detecção do método.							
L.Q. - Limite de Quantificação do método.							
N.D. - Não Detectado Acima do Limite de Quantificação.							
N.A. - Não aplicável.							

Job 10621CS (Versão 01) // USO DO SOLO NA RETENÇÃO DE POLUENTES

p. 4/5

Laboratório responsável direto pela análise: Analytical Solutions SA
Rua Cubatão, 1088, Vila Mariana - São Paulo, SP 04013-004

DADOS DE CONTROLE DE QUALIDADE				
Amostra fortificada		CQS051309E		Matriz: SOLO
Data de análise		13/05/2009		
Dados de Recuperação				
Parâmetros	Unidades	Valor Teórico	Valor Obtido	Variação (%)
Cádmio	(mg/kg)	25,00	22,83	9
Chumbo	(mg/kg)	25,00	22,48	10
Cobre	(mg/kg)	25,00	21,51	14
Cromo	(mg/kg)	25,00	23,38	6
Manganês	(mg/kg)	25,00	26,18	5
Níquel	(mg/kg)	25,00	21,93	12
Zinco	(mg/kg)	25,00	23,56	6
Observações:				
Critério de aceitação da amostra fortificada - variação menor que 25%.				
Amostra quantificada após verificação do checklist diário.				

Opiniões, Interpretações e Informações Adicionais.
Não se aplica
Obs.: As opiniões interpretações e informações adicionais não fazem parte do escopo do credenciamento do laboratório listado no quadro de credenciamento



ANEXO E

Ensaio Analítico de Metais (3ª amostragem) – Analytical Solutions S.A.

RELATÓRIO DE ENSAIO ANALÍTICO DE METAIS		Projeto AS: 11564CS
Cliente: FERNANDA MARIA BELOTTI		
Endereço: RUA CASTELO DA BEIRA, 356 - CASTELO - APTO. 201		
Cidade: BELO HORIZONTE	UF: BH	CEP: 31330-370
Código do projeto do cliente: RETENÇÃO DE POLUENTES PELO SOLO		

DATAS E INFORMAÇÕES GERAIS	
Responsável pela coleta: CLIENTE	Data de Digestão: 29/07/2009
Data de recebimento da amostra: 22/07/2009	Data de Leitura: 03/08/2009
Temperatura de Recebimento °C (Faixa): 21	Data de Quantificação: 07/08/2009
Data de amostragem (quarteamento): N.A.	Data de Emissão do Relatório: 8/8/2009
Data da coleta da amostra: 27/05/2009	Data de Reemissão do Relatório: N.A.

MÉTODOS UTILIZADOS
Método(s) Interno(s)*: PE 4.9 - 401 Rev.: 04 \ PE 4.9 - 404 Rev.: 03
Método(s) Externos(s)**: USEPA 6010B.
* Método utilizado como referência direta nos ensaios.
** Método normalizado, adaptado e validado.

RESPONSÁVEIS	
Relatório revisado por Eduardo Paulo de Amorim CRQ 4ª Região 04200626	
Signatário Autorizado: Ana Paula Daniel Tavares CRQ 4ª Região 04360937	
Responsável Técnico: Ana Paula Daniel Tavares - CRQ 4ª Região 04360937	

OBSERVAÇÕES
<ul style="list-style-type: none"> Os resultados obtidos têm seu valor restrito às amostras analisadas. As amostras foram analisadas como recebidas, isentando o laboratório de qualquer responsabilidade referente aos procedimentos e dados de coleta. A reprodução deste relatório só pode ser total e depende da aprovação formal deste laboratório. Os métodos utilizados neste(s) ensaio(s) apresentam-se conformes em relação ao método referenciado. Caso o ensaio tenha apresentado desvios, adições ou exclusões. Estes estarão listados no item informações adicionais do relatório. Os valores para amostras sólidas reportados são relativos à massa seca. N.A. – Não Aplicável. Em caso de reemissão do relatório esta versão substitui as versões anteriores.

RELATÓRIO DE ENSAIO ANALÍTICO DE METAIS		Projeto AS: 11564CS
Cliente: FERNANDA MARIA BELOTTI		
Endereço: RUA CASTELO DA BEIRA, 356 - CASTELO - APTO. 201		
Cidade: BELO HORIZONTE	UF: BH	CEP: 31330-370
Código do projeto do cliente: RETENÇÃO DE POLUENTES PELO SOLO		

IDENTIFICAÇÃO DA AMOSTRA	
Referência A.S.	Referência do Projeto
11564CS001	T1
11564CS002	T2
11564CS003	T3
11564CS004	VL1
11564CS005	VL2
11564CS006	VL3
11564CS007	VF1
11564CS008	VF2
11564CS009	VF3

Job 11564CS (Versão 01) // **RETENÇÃO DE POLUENTES PELO SOLO**

p. 2/5

Laboratório responsável direto pela análise: Analytical Solutions SA
Rua Cubatão, 1088, Vila Mariana - São Paulo, SP 04013-004

RELATÓRIO DE ENSAIO ANALÍTICO DE METAIS					Projeto AS: 11564CS		
Parâmetros	Unidades	L.D.	L.Q.	CQB 072909B	T1 11564CS001	T2 11564CS002	T3 11564CS003
Cádmio	(mg/kg)	0,02	0,05	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Chumbo	(mg/kg)	0,10	0,50	N.D.	8,04	8,00	6,89
Cobre	(mg/kg)	0,05	0,25	N.D.	0,99	0,80	1,54
Cromo Total	(mg/kg)	0,25	0,50	N.D.	6,59	6,63	8,71
Manganês	(mg/kg)	0,25	0,50	N.D.	12,01	11,97	14,32
Níquel	(mg/kg)	0,25	0,50	N.D.	0,71	0,71	0,94
Zinco	(mg/kg)	0,25	0,50	N.D.	4,01	3,79	5,03
Dados das Amostras							
Fator de Diluição				1	1	1	1
Umidade (%)				N.A.	13	2	3

RELATÓRIO DE ENSAIO ANALÍTICO DE METAIS					Projeto AS: 11564CS		
Parâmetros	Unidades	L.D.	L.Q.	CQB 072909B	VL1 11564CS004	VL2 11564CS005	VL3 11564CS006
Cádmio	(mg/kg)	0,02	0,05	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Chumbo	(mg/kg)	0,10	0,50	N.D.	7,64	7,98	8,51
Cobre	(mg/kg)	0,05	0,25	N.D.	2,68	1,31	2,18
Cromo Total	(mg/kg)	0,25	0,50	N.D.	6,81	5,03	8,65
Manganês	(mg/kg)	0,25	0,50	N.D.	95,25	76,40	127,19
Níquel	(mg/kg)	0,25	0,50	N.D.	1,43	0,85	1,18
Zinco	(mg/kg)	0,25	0,50	N.D.	5,82	4,03	6,40
Dados das Amostras							
Fator de Diluição				1	1	1	1
Umidade (%)				N.A.	1	1	2
Observações:							
L.D. - Limite de Detecção do método.							
L.Q. - Limite de Quantificação do método.							
N.D. - Não Detectado Acima do Limite de Quantificação.							
N.A. - Não aplicável.							

Job 11564CS (Versão 01) // RETENÇÃO DE POLUENTES PELO SOLO

p. 3/5

Laboratório responsável direto pela análise: Analytical Solutions SA
Rua Cubatão, 1088, Vila Mariana - São Paulo, SP 04013-004

RELATÓRIO DE ENSAIO ANALÍTICO DE METAIS					Projeto AS: 11564CS		
Parâmetros	Unidades	L.D.	L.Q.	CQB 072909B	VF1 11564CS007	VF2 11564CS008	VF3 11564CS009
Cádmio	(mg/kg)	0,02	0,05	N.D.	0,53	N.D.	N.D.
Chumbo	(mg/kg)	0,10	0,50	N.D.	10,62	7,48	7,79
Cobre	(mg/kg)	0,05	0,25	N.D.	11,00	1,20	1,54
Cromo Total	(mg/kg)	0,25	0,50	N.D.	22,28	6,06	6,39
Manganês	(mg/kg)	0,25	0,50	N.D.	247,56	11,30	15,27
Níquel	(mg/kg)	0,25	0,50	N.D.	3,73	0,67	0,83
Zinco	(mg/kg)	0,25	0,50	N.D.	43,71	4,02	8,78
Dados das Amostras							
Fator de Diluição				1	1	1	1
Umidade (%)				N.A.	10	2	6
Observações:							
L.D. - Limite de Detecção do método.							
L.Q. - Limite de Quantificação do método.							
N.D. - Não Detectado Acima do Limite de Quantificação.							
N.A. - Não aplicável.							

Job 11564CS (Versão 01) // RETENÇÃO DE POLUENTES PELO SOLO

p. 4/5

Laboratório responsável direto pela análise: Analytical Solutions SA
Rua Cubatão, 1088, Vila Mariana - São Paulo, SP 04013-004

DADOS DE CONTROLE DE QUALIDADE				
Amostra fortificada		CQS 072909B	Matriz: SOLO	
Data de análise		3/8/2009		
Dados de Recuperação				
Parâmetros	Unidades	Valor Teórico	Valor Obtido	Variação (%)
Cádmio	(mg/kg)	25,00	26,97	8
Chumbo	(mg/kg)	25,00	25,64	3
Cobre	(mg/kg)	25,00	26,17	5
Cromo	(mg/kg)	25,00	27,96	12
Manganês	(mg/kg)	25,00	28,22	13
Níquel	(mg/kg)	25,00	27,61	10
Zinco	(mg/kg)	25,00	27,32	9
Observações:				
Critério de aceitação da amostra fortificada - variação menor que 25%.				
Amostra quantificada após verificação do checklist diário.				

Opiniões, Interpretações e Informações Adicionais.
Não se aplica
Obs.: As opiniões interpretações e informações adicionais não fazem parte do escopo do credenciamento do laboratório listado no quadro de credenciamento

ANEXO F

Análises de Extração Sequencial e Ensaio de Lixiviação – SGS Geosol Laboratórios
Ltda



SGS GEOSOL LABORATÓRIOS LTDA.

CERTIFICADO DE ANÁLISES

MA1005194

Página 1 de 4

Solicitante:	Fernanda Maria Belotti Rua Castelo de Beira, 356 / 201 - Castelo
	31.330-370 Belo Horizonte MG
Attn.:	Fernanda Belotti

Ref. Cliente:	Coleta 20/09/2010	Número de Amostras:	48,00
Projeto:		Data da Amostragem:	20-set-2010
Resp. Amostragem:	CLIENTE	Data do Recebimento:	21-set-2010
Matriz:	Água	Data da Emissão:	21-out-2010
Local Amostragem:			

Referência Analítica
Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater, 21st (2005) - 3030,3120B

Legenda

L.D. = Limite de Detecção	L.Q. = Limite de Quantificação	BLK = Branco	REP = Replicata
DUP = Duplicata	-- = Não Analisado	I.S. = Amostra insuficiente	VMP = Valor Máximo Permitido
N.O. = Não Objetável	V.A. = Virtualmente Ausente	N.A. = Não Aplicável	

A incerteza expandida de medição (U) relatada é declarada como incerteza padrão de medição multiplicada por um fator de abrangência (k) para um nível de confiança de 95%.

Silvânio Eduardo da Silva
CRQ II 02405203
Supervisor Meio Ambiente

Os ensaios foram realizados na SGS GEOSOL Laboratórios Ltda. - Rodovia MG 010, Km 24,5 - Bairro Angicos - Vespasiano - MG - Brasil - CEP: 33.200-000
Telefone +55 31 3045-0232 Fax +55 31 3045-0223 www.sgsgeosol.com.br
Certificados ISO 9001:2000 e ISO 14001:2004 (ABS 32982 e ABS 39911)

Os resultados expressos neste Certificado se referem somente ao material recebido. Proibida a reprodução parcial deste documento.

Resultados	Análito Método Unidade Data Ensaio Limite Detecção	Cr Total	Mn Total	Pb Total
		3030.3120B (mg Cr/L) 24/09/2010 0,01	3030.3120B (mg Mn/L) 24/09/2010 0,05	3030.3120B (mg Pb/L) 24/09/2010 0,01
T32F1		<0,01	<0,05	<0,01
T32F2		0,06	0,07	0,19
T32F3		0,06	<0,05	<0,01
T33F1		<0,01	<0,05	<0,01
T33F2		0,06	0,07	0,19
T33F3		0,07	<0,05	0,02
VF12F1		<0,01	<0,05	<0,01
VF12F2		0,07	1,90	0,26
VF12F3		0,05	0,12	0,04
VF13F1		<0,01	<0,05	<0,01
VF13F2		0,07	1,82	0,25
VF13F3		0,07	0,17	0,03
VF32F1		<0,01	<0,05	<0,01
VF32F2		0,06	0,10	0,20
VF32F3		0,05	<0,05	<0,01
VF33F1		<0,01	<0,05	<0,01
VF33F2		0,06	0,10	0,22
VF33F3		0,05	<0,05	<0,01
T1		<0,01	<0,05	<0,01
T2		0,01	0,24	0,02
T3		<0,01	0,19	<0,01
T4		<0,01	0,14	<0,01
T5		<0,01	0,09	0,01
VL1		<0,01	3,52	0,05
VL2		0,01	1,80	0,05
VL3		<0,01	0,63	0,01
VL4		<0,01	0,30	<0,01
VL5		<0,01	0,31	<0,01
VF1		<0,01	4,94	0,04

SGS GEOSOL LABORATÓRIOS LTDA.

CERTIFICADO DE ANÁLISES

MA1005194

Página 3 de 4

	Cr Total 3030,3120B (mg Cr/L) 24/09/2010 0,01	Mn Total 3030,3120B (mg Mn/L) 24/09/2010 0,05	Pb Total 3030,3120B (mg Pb/L) 24/09/2010 0,01
VF2	<0,01	1,05	0,02
VF3	<0,01	0,56	<0,01
VF4	<0,01	0,42	<0,01
VF5	<0,01	0,38	<0,01
TC01	<0,01	0,77	0,03
TC02	<0,01	4,48	0,04
TC03	<0,01	4,65	0,01
TC04	<0,01	3,84	<0,01
TC05	<0,01	3,52	0,01
VLC01	<0,01	12,2	0,01
VLC02	<0,01	8,35	0,03
VLC03	0,01	4,62	<0,01
VLC04	<0,01	3,01	<0,01
VLC05	<0,01	2,18	<0,01
VFC01	<0,01	6,44	0,03
VFC02	<0,01	3,46	0,02
VFC03	<0,01	2,04	<0,01
VFC04	<0,01	1,55	<0,01
VFC05	<0,01	1,80	<0,01



SGS GEOSOL LABORATÓRIOS LTDA.

CERTIFICADO DE ANÁLISES
MA1005194

Página 4 de 4

Controle de Qualidade

Ensaio / Taxa de Recuperação	TR CQSG1 (*)	TR CQSG2 (*)
Cr Total (mg Cr/L)	94 %	89 %
Mn Total (mg Mn/L)	98 %	96 %
Pb Total (mg Pb/L)	92 %	91 %

(*) = Amostra de referência analisada para o Controle de Qualidade da SGS GEOSOL, expressa em Taxa de Recuperação (%). Critério de aceitação: 80 a 120%.

This document was created with Win2PDF available at <http://www.win2pdf.com>.
The unregistered version of Win2PDF is for evaluation or non-commercial use only.
This page will not be added after purchasing Win2PDF.