



COPPE/UFRJ

ESTUDO COMPARATIVO DE SORÇÃO POR METAIS EM MATERIAIS TURFOSOS

Vitor Hugo Gomes da Silva

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Orientador: Cláudio Fernando Mahler

Rio de Janeiro
Novembro de 2008

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

ESTUDO COMPARATIVO DE SORÇÃO DE METAIS EM MATERIAIS TURFOSOS

Vitor Hugo Gomes da Silva

DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO INSTITUTO ALBERTO LUIZ COIMBRA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA DE ENGENHARIA (COPPE) DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM CIÊNCIAS EM ENGENHARIA CIVIL.

Aprovada por:

Prof. Cláudio Fernando Mahler, D.Sc.

Prof^a. Helena Polivanov, D.Sc.

Prof. Francisco José Casanova de Oliveira e Castro, D. Sc.

Prof^a. Maria Eugênia Boscov, D.Sc.

Prof. Maurício Ehrlich, D. Sc.

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL

NOVEMBRO DE 2008

Silva, Vitor Hugo Gomes da

Estudo comparativo de sorção de metais em materiais turfosos/ Vitor Hugo Gomes da Silva – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2008.

XI 91 p.: il.; 29,7 cm.

Orientador: Cláudio Fernando Mahler

Dissertação (mestrado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia Civil, 2008.

Referências Bibliográficas: p. 75 - 81.

1. Turfa. 2. Sorção. 3. Contaminação por metais. I. Mahler, Cláudio Fernando. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Engenharia Civil.

III. Título.

Aos meus pais e a minha esposa com carinho.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais José e Severina pelo apoio em todas as decisões tomadas ao longo da minha vida; minha irmã Christiana Gomes que vem lutando comigo nesses dez anos no Rio de Janeiro em busca de um futuro melhor para nossa família; à Clarice Morena pelo companheirismo e ajuda na revisão deste trabalho;

A CAPES pela seção da bolsa de estudos, em especial ao professor Cláudio Fernando Mahler pela compreensão e apoio incondicional a esta pesquisa;

Aos demais professores da Geotecnia do Programa de Engenharia Civil pelo ensinamento transmitido através das disciplinas cursadas;

Ao geólogo Francisco Crescêncio Junior que esteve me apoiando, aconselhando e compartilhando idéias em relação a este trabalho; à professora Helena Polivanov pelos conselhos e ajuda nesta pesquisa;

Aos técnicos do laboratório de Geotecnia, em especial à química Maria Gloria e à técnica Mayara pelas centenas de amostras analisadas ao longo de toda a pesquisa;

Aos meus amigos de sempre Renata Alamino, Leandro Victor dos Santos e Filipe Fratte por compartilharem comigo todos os momentos de felicidades, incertezas e desabafos ao longo de sete anos na vida acadêmica;

Ao CETEM através do Sr Reiner Neumann do setor de caracterização tecnológica por realizar o MEV das amostras.

Resumo da Dissertação apresentada à COPPE/ UFRJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestre em Ciências (M. Sc.).

ESTUDO COMPARATIVO DE SORÇÃO DE METAIS EM MATERIAIS TURFOSOS

Vitor Hugo Gomes da Silva

Novembro / 2008

Orientador: Cláudio Fernando Mahler

Programa: Engenharia Civil

A presente dissertação avalia a utilização de turfa para remediação de áreas contaminadas por metais pesados. Para o desenvolvimento do estudo foram utilizados dois tipos de turfas, uma *in natura* argilosa proveniente de Resende-RJ e outra turfa fibrosa (*Sphagnum peat moss*) vendida comercialmente e oriunda do Canadá. Foram comparados os desempenhos dos dois tipos de turfas e ambas foram submetidas à caracterização física, química e mineralógica, além da avaliação quanto a sua capacidade de adsorção aos metais cobre e cádmio, com auxílio de ensaios de equilíbrio em lote e leito fixo. Os resultados obtidos mostraram o potencial limitado do uso de ambas turfas como material adsorvente em barreiras reativas para os contaminantes cobre e cádmio, por não apresentar maiores valores em comparação a outros materiais que convencionalmente vêm sendo utilizados em barreiras reativas como o carvão ativado e a bentonita.

Abstract of Dissertation presented to COPPE/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science (M.Sc.)

COMPARATIVE STUDY OF METAL SORPTION IN PEAT MATERIALS.

Vitor Hugo Gomes da Silva

November / 2008

Advisor: Claudio Fernando Mahler

Department: Civil Engineering

This dissertation studied the use of peat for remediation of areas contaminated by heavy metals. For the development of the study were used two types of peat, a clay *in nature* provided of Resende-RJ and other fibrous peat (*Sphagnum peat moss*) sold commercially produced in Canada. The performance of these two types of peat was compared. They were subjected to a physics, chemist and mineralogical characterization. Their ability to adsorb the metals copper and cadmium, with the help of trials of balance in batch and fixed bed were analyzed. The results showed the potential limitations on the use of both peat as adsorbent material in reactive barriers for contaminants copper and cadmium in presenting no higher values in comparison to other materials that have been conventionally used in reactive barriers such as activated charcoal and bentonite.

SUMÁRIO

1.	Introdução.....	1
1.1	Objetivos da pesquisa.....	5
1.2	Conteúdo da dissertação.....	5
2	Revisão bibliográfica.....	6
2.1	As turfas.....	6
2.1.1	Classificação de turfas.....	8
2.2	Metais pesados.....	10
2.2.1	Cádmio.....	12
2.2.2	Cobre.....	16
2.3	Mecanismo de transporte do contaminante no meio poroso.....	18
2.3.1	Processos físicos.....	18
2.3.2	Processos químicos.....	24
2.4	Quantificação do processo de adsorção.....	29
2.4.1	Isoterma Linear.....	30
2.4.2	Isoterma de Freundlich.....	31
2.4.3	Isoterma de Langmuir.....	33
3	Materiais estudados.....	35
3.1	Turfa Sphagnum.....	35
3.2	Turfa natural.....	36
4	Metodologias.....	37
4.1	Caracterização dos materiais estudados.....	37
4.1.1	Caracterização física.....	38
4.1.2	Caracterização físico-química e química.....	39
4.1.3	Caracterização mineralógica.....	42
4.2	Ensaio de equilíbrio em lote.....	44
4.2.1	Procedimento do ensaio.....	45
4.3	Ensaio de coluna em leito fixo.....	48
4.3.1	Cálculo da capacidade de adsorção da Coluna.....	50
5	Análise dos resultados.....	51

5.1	Caracterização física.....	51
5.1.1	Granulometria.....	51
5.1.2	Massa específica das turfas	52
5.2	Caracterização físico-química.....	52
5.2.1	Caracterização físico-química	53
5.2.2	Análise química	54
5.3	Caracterização mineralógica.....	55
5.3.1	Difração de Raios-X na fração argila	56
5.3.2	Microscopia por varredura eletrônica.....	56
5.4	Ensaio de equilíbrio em lote	58
5.4.1	Razão solo:contaminante.....	58
5.4.2	Determinação do tempo de equilíbrio do ensaio.	60
5.4.3	Ensaio de batelada	63
5.5	Estudo das isotermas de sorção	66
5.6	Ensaio de leito fixo.....	70
6	Conclusões e sugestões.....	73
7	Bibliografia.....	75
	ANEXOS	82

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Países produtores de turfa e principal finalidade.....	7
Tabela 2: Classificação de turfas segundo Van Post	9
Tabela 3: Os 13 metais com maior potencial poluidor.....	12
Tabela 4: Propriedades físico-químicas do cádmio.....	13
Tabela 5: Propriedades físico-químicas do cobre.....	16
Tabela 6: Capacidade de troca catiônica dos principais argilominerais e de turfas	28
Tabela 7:Tabela esquemática com o espaçamento interplanar dos diferentes grupos de argilominerais.	44
Tabela 8: Tabela com os valores percentuais	51
Tabela 9: Massa específica das turfas.....	52
Tabela 10: Parâmetros físico-químicos das turfas estudadas	53
Tabela 11: Análise química com o valor dos elementos maiores e traços.	54
Tabela 12: Adsorção de cádmio para as diferentes razões turfa : contaminante.....	59
Tabela 13: Adsorção de cobre para as diferentes razões de turfa : contaminante.....	60
Tabela 14: Concentrações dos íons Cd e Cu e sua variação nos intervalos de tempo para a turfa canadense	61
Tabela 15: Concentrações dos íons Cd e Cu e sua variação nos intervalos de tempo para a turfa de Resende	62
Tabela 16: Valores de concentração e percentual de adsorção do Cd para as turfas estudadas no ensaio de batelada.....	63
Tabela 17: Valores de concentração e percentual de adsorção do Cu para as turfas estudadas no ensaio de batelada.....	64
Tabela 18: Parâmetros físico-químicos do ensaio de batelada para o cádmio	65
Tabela 19: Parâmetros físico-químicos do ensaio de batelada para o cobre	65
Tabela 20: Resumo dos parâmetros de sorção aplicados aos três modelos.....	66
Tabela 21: Valores de adsorção encontrados para as turfas no ensaio de leito fixo.....	72

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Possíveis fontes naturais e antrópicas de metais nas águas e nos solos (ALAMINO, 2004 adaptado de CORTECCI, 2001).....	11
Figura 2: Variação da velocidade de fluxo no meio poroso. (FREEZE & CHERRY, 1979).	20
Figura 3: Isoterma de sorção linear	31
Figura 4: Modelo de isoterma de Freundlich linearizada.....	32
Figura 5: Gráfico mostrando isoterma típica do modelo de Langmuir.	34
Figura 6: Isoterma linearizada do modelo de Langmuir.....	35
Figura 7: Área onde foi coletada a amostra de turfa natural	37
Figura 8: Difratorômetro Rigaku - Termoflex.....	43
Figura 9: Esquema de funcionamento da coluna de leito fixo	49
Figura 10: Difratoograma da fração argila da turfa de Resende.....	56
Figura 11: MEV da turfa canadense com aumento de 270 X.....	57
Figura 12: MEV da turfa de Resende com aumento de 173X (foto A) e 650X (foto B)	58
Figura 13: Tempo de estabilização dos íons Cd e Cu para turfa canadense.....	61
Figura 14: Tempo de estabilização dos íons Cd e Cu para turfa de Resende.....	62
Figura 15: Isoterma linear de sorção para o cádmio para as turfás estudadas.....	66
Figura 16: Isoterma linear de sorção para o cobre para as turfás estudadas.....	67
Figura 17: Isotermas aplicadas ao modelo de Freundlich para as turfás	68
figura 18: Isotermas aplicadas ao modelo de Langmuir para o contaminante Cádmio.....	69
figura 19: Isotermas aplicadas ao modelo de Langmuir para o contaminante Cobre.....	69
Figura 20: Curva de ruptura para o contaminante cádmio	70
Figura 21: Curva de ruptura para o contaminante cobre	71
Figura 22: Gráficos da curva (1-Co) para quantificação da adsorção pa o contaminante Cd	71
Figura 23: Gráficos da curva (1-Co) para quantificação da adsorção pa o contaminante Cd	72

1. Introdução

A partir da segunda metade do século XX, em virtude da evolução do processo industrial, o consumo de produtos industrializados, cujas principais características são a praticidade e a descartabilidade, vem sofrendo um crescimento contínuo e gradativo. Com isso, aumenta a cada dia a diversidade de produtos com componentes e materiais de difícil degradação e maior toxicidade, conseqüentemente, o crescente aumento de resíduos gerados, tanto no processo de industrialização, quanto no descarte deste produto após o consumo. O descarte inadequado de resíduos tem produzido passivos ambientais capazes de colocar em risco e comprometer os recursos naturais e a qualidade de vida das atuais e futuras gerações (ANVISA, 2006).

A questão da contaminação do solo e das águas subterrâneas tem sido objeto de grande preocupação nas três últimas décadas em países industrializados como, Estados Unidos, Canadá, países da Europa e inclusive o Brasil. Os institutos de pesquisa públicos e privados, os órgãos governamentais e fundações não-governamentais, a cada dia se preocupam em discutir e implementar normas e legislação, além de investirem em tecnologia visando à melhoria das técnicas para atenuar os efeitos da contaminação.

As fontes antropogênicas de contaminação por metais podem ser divididas em cinco grupos principais: mineração de jazidas de metais (arsênio, cádmio, chumbo e mercúrio); indústrias (arsênio, cádmio, cromo, cobalto, cobre, mercúrio, níquel e zinco); emissões atmosféricas (arsênio, cádmio, chumbo, cromo, cobre, mercúrio e urânio); agricultura (arsênio, cádmio, chumbo, cobre, selênio, urânio e zinco) e disposição de resíduos (arsênio, cádmio, chumbo, cobre, mercúrio e zinco). (TURPEINEN, 2002).

No contexto brasileiro, diversos fatores induzem a que os resíduos perigosos sejam produzidos, armazenados, coletados, transportados e destinados de forma inadequada,

sem atender à legislação ambiental e aos parâmetros sanitários; assim esses resíduos convertem-se, de fontes potenciais, em fontes geradoras de contaminação ambiental, propiciando a ocorrência de áreas contaminadas (NAPOLITANO, 2006). Outro fator que propicia a ocorrência de áreas contaminadas é o crescente número de indústrias e jazidas minerais, que por razões econômicas finalizam suas atividades e abandonam instalações e todo passivo gerado decorrente da produção.

Dentre as substâncias que apresentam maiores riscos ambientais e que podem provocar danos à saúde humana podem-se citar os metais pesados, que são os mais tóxicos dos contaminantes inorgânicos que ocorrem em solos e podem ser de origem natural ou antropogênica. Alguns deles são tóxicos até mesmo quando apresentam concentrações baixas e sua toxicidade aumenta com a acumulação em água e nos solos (BRADL, 2004).

A interação metal-solo é tal que, quando metais são introduzidos pela superfície do solo, o transporte vertical não ocorre em grande escala, a menos que a capacidade de retenção do solo esteja sobrecarregada, ou a interação de metais associados à matriz residual aumente sua mobilidade. Além disso, mudanças nas condições ambientais do solo ao longo do tempo, como a degradação da matriz residual orgânica; mudanças de pH; potencial redox ou composição da solução no solo; erosão do solo; e a captação de material em afluentes, pode aumentar a mobilidade dos metais e, conseqüentemente, sua dispersão. Assim, metais contidos em solução no solo estão sujeitos à transferência de massa através da lixiviação e introduzidos nas águas subterrâneas. (PIETZCH, 2005).

De acordo com o Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas da CETESB (2001), o termo contaminação é sinônimo de poluição. É definido como sendo a presença, o lançamento ou a liberação, nas águas, no ar ou no solo, de toda e qualquer forma de matéria ou energia, com intensidade, em quantidade de concentração ou com características em desacordo com as que forem estabelecidas em decorrência dessa lei, ou que tornem ou possam tornar as águas, o ar ou solo impróprios, nocivos ou

ofensivos à saúde; inconvenientes ao bem-estar público; danosos aos materiais, à fauna e à flora; prejudiciais à segurança, ao uso e gozo da propriedade e às atividades normais da comunidade. Os editores do manual usaram como critério uma lei estadual (lei 997/76), a qual, segundo os mesmos, trata-se de uma definição ampla que inclui o conceito de risco e/ou danos à saúde das pessoas e a outros bens a proteger.

Dentro de um plano de gerenciamento do local onde se opta, como estágio final, pela remediação do sítio contaminado, existem basicamente quatro opções, e a decisão entre elas é condicionada pela Análise de Risco Ambiental: A *Remoção e Disposição*, quando o solo contaminado acima dos níveis aceitáveis pela legislação ambiental é totalmente removido e encaminhado para disposição em aterro; *Contenção ou Isolamento* onde a região contaminada do subsolo e/ou da água subterrânea é isolada do seu entorno, para impedir a continuidade do avanço da contaminação para fora dos limites da zona já atingida; *Tratamento ou Remediação*, no qual é possível recuperar uma certa área utilizando uma combinação de técnicas para alcançar a meta estabelecida para recuperação. *Nenhuma ação*, quando o risco ambiental for considerado tolerável pelo órgão ambiental, o sítio é liberado, e o processo terminado. Esta decisão depende muito do tipo e magnitude da contaminação, da localização do sítio e do tipo de ocupação nas áreas circunvizinhas.

A utilização das técnicas citadas no parágrafo anterior leva em consideração que o tratamento pode ser *in situ*, ou seja, no local da contaminação, ou *ex situ*, isto é, remoção de todo o material contaminado para outro local onde receberá o tratamento mais adequado.

Dentre as técnicas de remediação utilizadas no Brasil para tratamento de aquíferos contaminados por metais pesados podemos citar o bombeamento-e-tratamento (pump-and-treat) (CETESB, 2001). Esta técnica tem suas limitações e não raro apresenta um custo elevado. Existem outras tecnologias emergentes, no Brasil, para tratamento de aquíferos contaminados por hidrocarbonetos de petróleo, como processos oxidativos, fitorremediação e barreiras reativas, entre outras. Dentre estas técnicas, aquela

envolvendo as barreiras reativas permeáveis se mostra muito promissora. Esta técnica tomou importância a partir das pesquisas desenvolvidas na Universidade de Waterloo, Canadá, no final da década de 80, onde se pesquisou principalmente, a utilização do ferro de valência zero para tratamento de aquíferos contaminados por organoclorados. A partir daí, a técnica se difundiu por toda América do Norte, Europa e Ásia, com instalação de dezenas de barreiras reativas para tratar os mais diversos contaminantes. (CRESCÊNCIO JR, 2008).

A técnica utiliza o ferro de valência zero e o carvão ativado como materiais adsorventes, mas o custo da implementação destes materiais torna oneroso o projeto de recuperação e em alguns casos o torna inviável.

Alguns trabalhos vêm sendo publicados no intuito de buscar materiais alternativos aos que estão sendo utilizados de forma consagrada, dentre eles: as zeólitas, organoargilas (MIDUGNO *et al.*, 2007), esferas de magnetitas (SÍGOLO, 2003) e turfas que se enquadram no âmbito da pesquisa desses materiais por apresentar características de baixo custo e abundância em algumas regiões do país, além da capacidade de absorção e filtração natural que é atribuída a este material.

Esta capacidade natural de filtração encorajou diversos estudos sobre o potencial da turfeira no tratamento de águas poluídas. Estes estudos incidem não só na turfeira no seu meio natural, mas também em turfa removida e a sua implantação em sistemas artificiais (WELLS *et al.*, 1988).

No Brasil, alguns trabalhos dissertam a respeito das propriedades físico-químicas de turfas, como GALVÃO & VAHL.(1996); PETRONI & PIRES.(2000), LAMIM *et al.*(2001). Além dos trabalhos de FRANCHI *et al* (2000), MAIA *et al* (2000), ALMEIDA *et al.*(2004); FRANCHI (2004); CERQUEIRA *et al* (2007); CUNHA *et al* (2007) e CRESCÊNCIO JR (2008) que dissertam a respeito da adsorção deste mesmo material.

1.1 Objetivos da pesquisa

Esta pesquisa tem como objetivo avaliar a possibilidade de aplicação de turfas como método de remediação *in situ* de áreas contaminadas por metais pesados, analisando o comportamento sorcivo e do transporte dos metais cádmio e cobre a partir de soluções preparadas em laboratório.

Este trabalho segue uma linha de pesquisa desenvolvida pelo Grupo de Estudos em Resíduos (GETRES/COPPE), cuja principal motivação foi a tese de doutorado de Francisco Crescêncio Junior (CRESCENCIO JR, 2008) que disserta a respeito da utilização de turfas em barreiras reativas, focando o estudo da retenção de BETEX e metais pesados por tal material. As análises laboratoriais utilizadas nesta dissertação foram feitas em parte concomitantemente com CRESCENCIO JR. Foram utilizados dois tipos de turfas nesta dissertação, uma natural, proveniente de Resende-RJ e outra processada e industrializada importada do Canadá, cuja aplicação na remediação de sítios contaminados por metais ainda não foi testada no Brasil.

No processo de avaliação foram realizados ensaios de caracterização física, química, físico-química e mineralógica das turfas. Para o estudo do comportamento dos metais quando em contato com os materiais estudados através dos ensaios de Equilíbrio em Lote e Coluna em leito fixo.

Pretende-se desta forma contribuir para o estudo de materiais alternativos e de baixo custo que possam ser utilizados como remediação de áreas contaminadas.

1.2 Conteúdo da dissertação

O capítulo 1 é o introdutório onde são feitas as considerações gerais a respeito de contaminação de solos e águas, além dos objetivos do trabalho.

No capítulo 2 é realizada uma revisão bibliográfica onde são abordadas as turfas e suas classificações, os metais pesados cádmio e cobre, os mecanismos de transporte dos contaminantes e o processo de quantificação de adsorção através das isotermas.

No capítulo 3 são estudadas as turfas escolhidas para elaboração deste trabalho de dissertação.

No capítulo 4 é demonstrada a metodologia aplicada neste trabalho, incluindo as caracterizações: física, físico-química e mineralógica do material; o ensaio de equilíbrio em lote e o ensaio de coluna em leito fixo.

O capítulo 5 é reservado para as análises e discussões dos resultados obtidos em ensaios realizados em laboratório através de tabelas e gráficos.

No capítulo 6 são apresentadas as conclusões e sugestões para trabalhos futuros sobre o tema.

2 Revisão bibliográfica

2.1 As turfas

Segundo SUGUIO (2003) turfa é um sedimento carbonoso de origem vegetal que se distribui nos depósitos sedimentares de idade quaternária, estando ainda em processo de formação. São compostas, em geral, por plantas herbáceas (principalmente musgos e ciperáceas), mas também podem ser constituídas predominantemente por plantas lenhosas arborescentes, como as dos pântanos. É considerada uma substância fóssil organomineral devido a sua condição de formação em ambientes úmidos, ácidos e de pouca oxigenação, com isso, corresponde ao primeiro estágio da formação do carvão mineral. (FRANCHI, 2004).

Os depósitos de turfas (peatland) são encontrados na sua grande maioria em países de clima temperado e frio do hemisfério norte, onde as condições climáticas favorecem a sua formação, mas também podem ser encontrados, em menores proporções, em países de clima tropical e sub-tropical. A tabela 1 demonstra dados fornecidos na home page da IPS (International Peat Society) com as principais reservas e produtores de turfas no âmbito internacional. Destaca-se entre esses países o Canadá que é o detentor das maiores reservas de turfa no mundo, mas citam-se também os Estados Unidos e países do leste europeu com grandes reservas e com grande produção.

Tabela 1: Países produtores de turfa e principal finalidade.(Fonte: www.peatsociety.org)

País	Área (km ²)	Reserva (ton)	Produção (ton/ano)	Finalidade do uso
Bielorrússia	24.000	NR	1,7 milhões	Combustível doméstico (peat briquettes)
Brasil	15.000	129 milhões*	NR	Basicamente agrícola e potencial uso energético
Burundi	140	56 milhões	12 mil	Como combustível e na agricultura
Canadá	1,1 milhões	300 bilhões*	NR	Produção de produtos para horticultura
China	NR	NR	600 mil	combustível e biocombustível (quando adicionado a esterco animal)
EUA	214.000	6,4 bilhões*	NR	Combustível
Estônia	9.000	1,5 bilhões*	470 mil	Horticultura e combustível (aquecimento e geração de energia)
Finlândia	89.000	420 milhões	NR	Uso energético e horticultura
Latvia	6.400	190 milhões	300 mil	Horticultura e combustível (peat briquettes)
Reino Unido	17.500		20 mil	Horticultura e combustível
Rússia	568.000	11,5 bilhões*	3 milhões	Agricultura/horticultura e combustível
Suécia	64.000	700 milhões	1 milhão	Horticultura e combustível (aquecimento e industrial)

(*) reservas inferidas e estimadas; NR - valores não reportados no artigo

No Brasil, segundo o Projeto Turfa, realizado pela CPRM (Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais) em 1980, localizaram-se importantes reservas de turfa na faixa litorânea. No litoral do Sudeste, destacam-se as turfeiras localizadas nas extensas planícies costeiras dos estados de São Paulo, Espírito Santo e do Rio de Janeiro. Na região Nordeste, o litoral do Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe e Bahia apresentam boas reservas. Dentre essas reservas destaca-se as que estão relacionadas a áreas baixas situadas entre os cordões arenosos da Formação

Cananéia e Parais, concentrando-se na Planície Iguape-Cananéia, estas turfeiras são capeadas por densa vegetação arbórea da Mata Atlântica (CABRAL JR et al., 2001).

Nas regiões consideradas interiores, importantes depósitos de turfa foram localizados na região do vale do rio Paraíba do Sul (entre eles Jacareí, Mogi Guaçu, São José dos Campos, Taubaté, Barra Mansa e Resende) ocorrem um grande número de turfeiras geradas ao longo da planície de inundação do Rio Paraíba do Sul. Estas turfeiras apresentam de 20 a 2000 hectares e espessuras que variam de 1 a 3 metros de profundidade, chegando a 8 metros em depocentros de algumas bacias e meandros abandonados.

2.1.1 Classificação de turfás

Foram criadas inúmeras classificações para turfa, baseadas em características topográficas e geo-morfológicas, na vegetação de superfície, em propriedades químicas, origem botânica, processo genético e características químicas. Para os geotécnicos as turfás, cuja classificação unificada é baseado no sistema SUCS, se enquadram em solos geralmente fibrosos, com alto teor de matéria orgânica, umidade, odor característico e são muito compressíveis. As classificações mais relevantes para a pesquisa em questão levam em consideração as características físicas e químicas da turfa por focar sua potencialidade como material adsorvente.

A classificação física mais utilizada foi proposta pelo geólogo sueco Van Post em 1938 que desenvolveu uma metodologia que se baseia na observação de campo de algumas características tátil-visuais que permitem indicar diferentes estágios de decomposição da matéria orgânica. O teste consiste em espremer na mão uma amostra, em seu estado natural, e observar o aspecto do material que flui entre os dedos e daquele que fica retido entre as mãos. Com isso a partir de tais observações é criada uma escala de humificação que classifica as turfás em 10 estágios de decomposição: desde (H1) sem decomposição, até (H10) completamente decomposta. (FRANCHI, 2004).

A classificação apresentada na tabela 2, apesar de ser muito utilizada, apresenta algumas limitações, pois se trata de uma avaliação para turfa de clima temperado. Quando aplicada a turfas de países tropicais deve ser feita de maneira cuidadosa em virtude do elevado grau de decomposição de turfeiras, as quais podem apresentar fibras resistentes, o que lhe confere uma falsa impressão de turfas fibrosas no estágio inicial de decomposição. Modernamente, tem sido proposta a aplicação de Taxonomia de Solo utilizando os estágios de decomposição para caracterizar o material turfoso. Desta forma a escala de Van Post se reduz aos estágios de: fibrosa, hêmica e sáprica. Estes tipos são definidos pela análise do conteúdo e tamanho das fibras.

Tabela 2: Classificação de turfas segundo Van Post

GRAU DE HUMIFICAÇÃO	CARACTERÍSTICAS	COR DA ÁGUA QUE FLUI ENTRE OS DEDOS	FRAÇÃO DA TURFA QUE FLUI ENTRE OS DEDOS	RESTA NA MÃO		
				FORMA	ESTRUTURA VEGETAL	
H1	Sem decomposição	Incolor	Não passam sólidos entre os dedos	Não tem aspecto gelatinoso	Estrutura vegetal nitidamente reconhecida	Fibrosa
H2	Muito pouco decomposto	Ligeiramente castanho				
H3	Fracamente decomposto	Castanho fraco				
H4	Decomposto fracamente	Muito castanho				
H5	Decomposto	Líquido bem escuro	Poucos sólidos fluem	Apresenta aspecto gelatinoso	Ainda poucos restos vegetais reconhecíveis	Hêmica
H6	Bem decomposto		Passa 1/3 do volume			
H7	Fortemente decomposto		Passa a metade do volume			
H8	Muito fortemente decomposto		Passa 3/5 do volume	Ficam nas mãos resíduos de fibras e raízes.		Sáprica
H9	Quase integralmente decomposta		Passa quase tudo			
H10	Completamente decomposta		Flui integralmente entre os dedos	Sobra muito pouco ou quase nada nas mãos		

2.2 Metais pesados

Uma definição genérica de metal é: qualquer elemento que tenha um brilho metálico e seja bom condutor de calor e eletricidade. Existem muitos termos usados para descrever metais e categorizá-los, incluindo metais traços, metais de transição, micronutrientes, metais tóxicos e metais pesados.

Metais pesados, talvez o termo mais genérico destes, do ponto de vista químico, englobam aqueles metais (da tabela periódica, amplamente dividida entre metais e não-metais) cuja densidade atômica é maior do que $6\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$. Já o termo metais tóxicos é utilizado como alternativa à expressão metais pesados, com a ressalva de que se aplica, ao contrário destes, somente aos elementos não essenciais à nutrição.

A origem dos metais pesados pode estar associada a fontes primárias, isto é, estar diretamente associada à geologia do material de origem, podendo assim ter traços desde metais até concentrações que podem exceder os limites considerados como não-tóxicos. Existem fontes antropogênicas, incluindo emissões industriais, efluentes, biosólidos, fertilizantes, condicionadores de solo e pesticidas, que podem contribuir para o aumento da concentração de metais nos solos. Na realidade, é muito difícil distinguir-se entre o aumento nos níveis de metais no solo devido a fontes naturais e/ou antropogênicas (SILVEIRA, 2002). Na figura 1 são exemplificadas as diversas formas pelas quais as atividades humanas dispersam metais no ambiente.

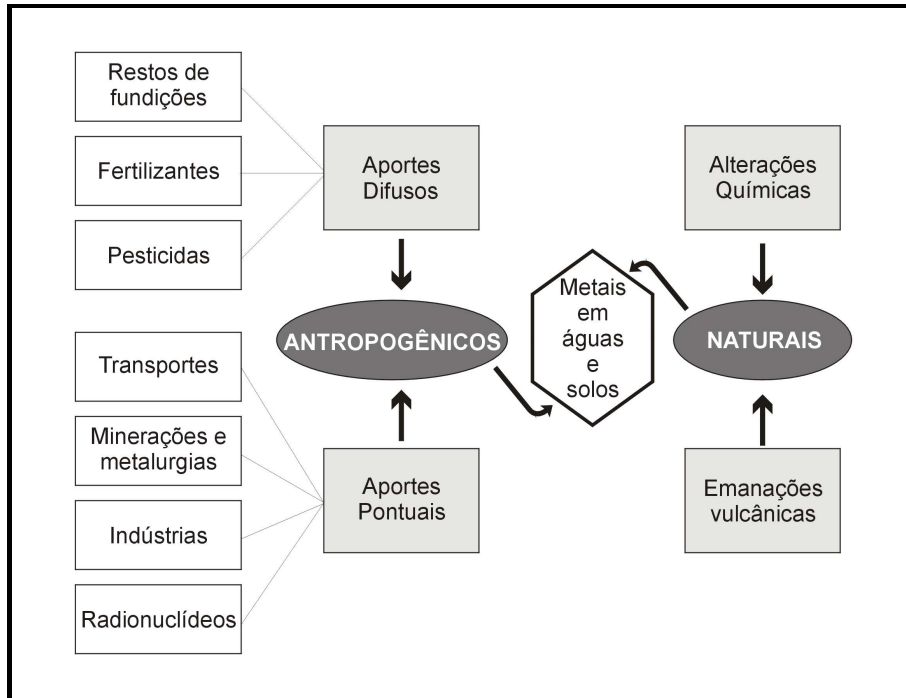


Figura 1: Possíveis fontes naturais e antrópicas de metais nas águas e nos solos (ALAMINO, 2004 adaptado de CORTECCI, 2001).

Os constituintes inorgânicos que requerem maiores preocupações são os 13 (treze) metais poluentes em potencial (Tabela 3). Entretanto, outras substâncias inorgânicas como nitratos, fosfatos, cianetos e radionuclídeos podem ser encontrados em níveis mais elevados do que os permitidos pelos padrões de potabilidade das águas e dos solos. (ALAMINO, 2004)

Para esta pesquisa foram escolhidos, o cobre e o cádmio para serem abordados por se tratar de elementos, quando encontrados livres na forma aquosa, que possuem grande afinidade com a matéria orgânica da turfa. Outro fator de peso na escolha de tais elementos foi a maior confiabilidade dos resultados em função do aparelho de absorção atômica apresentar melhores leituras, fato constatado em outras pesquisas anteriormente desenvolvidas nos Laboratório de Geotecnia da COPPE e no Laboratório de Solos do Departamento de Geologia da UFRJ.

Tabela 3: Os 13 metais com maior potencial poluidor segundo PALMER & FISH. (1991). Em destaque, os escolhidos para a atual pesquisa.

METAL	SÍMBOLO
Prata	Ag
Arsênio	As
Bário	Ba
Cádmio	Cd
Cromo	Cr
Níquel	Ni
Mercúrio	Hg
Chumbo	Pb
Selênio	Se
Tálio	Tl
Antimônio	Sb
Cobre	Cu
Zinco	Zn

2.2.1 Cádmio

O metal cádmio pertence, junto com o cobre e zinco, ao grupo IIB da Tabela Periódica. De número atômico 48 e peso atômico 112,4, apresenta-se na cor prateado-branquiçada, azulada ou metálico-lustrosa. Tem consistência mole e pode ser facilmente cortado com uma faca.

Os principais compostos de cádmio se encontram nas formas de cádmio metálico, óxidos (fumos de cádmio), cloretos (dicloreto (hidratado) de cádmio), sulfetos (cádmio laranja, amarelo, greenockita e capsebon), carbonatos (otavite, monóxido de cádmio) e sulfato de cádmio. A tabela 4 resume as principais propriedades físico-químicas do cádmio e seus principais compostos.

Tabela 4: Propriedades físico-químicas do cádmio (adaptado de CARDOSO & CHASIN, 2001)

Propriedade físico-química	Cádmio metálico	Óxido de cádmio	Cloreto de cádmio	Sulfito de cádmio	Carbonato de cádmio	Sulfato de cádmio
Cor	Prata esbranquiçado	Marrom escuro	incolor	Amarelo ou laranja brilhante	branco	incolor
Ponto de fusão (°C)	320,9	ND	568	1.750	Decompõe-se a partir de 500°	1.000
Ponto de ebulição (°C)	767	Sublima a 1559	960	Sublima em nitrogênio a 980	ND	ND
Densidade relativa (gcm ⁻³)	8,65 a 25°C	<i>Cristais</i> 8,15	3,33 a 20°C	<i>Hexagonal</i> 4,82	4,26 a 4°C	4,69
		<i>Pó amorfo</i> 6,95		<i>Cúbica</i> 4,5		
Solubilidade em água	insolúvel	insolúvel	solúvel	Solúvel a 1,3 mgL ⁻¹	insolúvel	solúvel
Solubilidade em outros líquidos	Solúvel em: Ácidos, nitrato de amônio	<i>Solúvel</i> em ácidos fracos <i>Fracamente</i> em sais de amônio	<i>Solúvel</i> em acetona <i>Fracamente</i> em metanol e etanol	Solúvel em ácidos minerais concentrados ou diluídos a quente	Solúveis em Ácidos diluídos e Solução de amoníaco concentrada	Insolúvel em: Álcool, acetona e amônia

ND – não disponível

GREENWOOD & EARNSHAW (1989) citam que as principais fontes de Cd são a greenockita (CdS) e a otavita (CdCO₃), porém nenhuma mina é explorada para extrair Cd exclusivamente. Outras importantes fontes de Cd são a esfalerita e a wurtzita, dois minerais ZnS que apresentam 2-4g Cd kg⁻¹ na forma de impurezas. Cádmio também é encontrado em minérios de Cu e Zn.

A concentração de cádmio na crosta terrestre é de cerca de 0,15mg·kg⁻¹. Os solos derivados de rochas ígneas contêm entre 0,1 e 0,3mg·kg⁻¹, os de rochas metamórficas entre 0,1 e 1mg·kg⁻¹, enquanto nos provenientes da degradação de rochas sedimentares, o teor pode alcançar 11mg·kg⁻¹ (BRADL, 2004), além da emissão de cádmio na atmosfera através da atividade vulcânica, que pode ocorrer tanto nos episódios de erupção como durante os períodos de baixa atividade vulcânica.

O cádmio é utilizado em diversos materiais como: recobrimento de ligas metálicas por ser altamente resistente à corrosão, na pigmentação de plásticos e vidros coloridos (sulfitos de cádmio (amarelo) e selenitos de cádmio (vermelho)); como estabilizador de plásticos PVC (estereato de cádmio); nas baterias recarregáveis Ni-Cd; em revestimentos eletrolíticos de metais; acabamentos de peças; fotocélulas e células solares (sulfito de cádmio); nos fungicidas (cloreto de cádmio); na pirotecnia; como aditivo em indústria têxtil; na produção de filmes fotográficos; na manufatura de espelhos especiais entre outras atividades (CARDOSO & CHASIN, 2001).

As fontes individuais de cádmio variam consideravelmente de país para país. A emissão de cádmio tem origem em duas grandes categorias: fontes naturais e antropogênicas. As emissões ocorrem para o ar, água e solo, e o intercâmbio entre os três meios é considerado importante.

Dentre as fontes antropogênicas estão a mineração e o refino de materiais não-ferrosos, indústrias de ferro e aço, produtos de zinco, a combustão de carvão, a incineração de lixo e efluentes de aterros sanitários, além da aplicação de determinados tipos de fertilizantes.(PIETZSCH, 2005).

Segundo informações disponíveis na website da CETESB (http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/relatorios/tabela_valores_2005.pdf), os valores orientadores de concentração do contaminante no qual uma área é considerada contaminada e necessita intervenção para o cádmio são: para solos agrícolas 3 mg kg^{-1} , solos industriais 20 mg kg^{-1} e águas subterrâneas $0,5 \text{ }\mu\text{g/L}$.

Nos solos, o cádmio pode ser adsorvido por argilo-minerais, carbonatos ou óxidos/hidróxidos de ferro e manganês, ou se precipitar como carbonato de cádmio, hidróxido de cádmio ou fosfato de cádmio. Entretanto, em condições ácidas, sua solubilidade aumenta e ocorre pouca adsorção deste elemento por colóides, óxidos/hidróxidos e matéria orgânica. Além disso, o cádmio pode formar complexos orgânicos ou não, solúveis, o que contribui para o aumento de sua mobilidade. Os

compostos de cádmio têm baixa solubilidade em geral e, em especial, em soluções alcalinas (Figueiredo, 2000)

Os ácidos húmicos são os principais componentes responsáveis pela adsorção do cádmio que o processo adsorptivo se intensifica à medida que aumenta a elevação do pH, em águas superficiais (ALAMINO, 2005)

Ao lado do Hg, o Cd é considerado o metal mais tóxico para o ser humano e em doses acima de 1g pode ser letal. A toxicidade do cádmio é similar em humanos e animais. A toxicidade também é similar para os diferentes sais e óxidos de cádmio e, embora diferentes em termos da absorção e distribuição, levam aos mesmos efeitos, porém de intensidade diferente devido à cinética.

A exposição humana ao cádmio pode resultar do consumo de alimentos, água, ingestão acidental do solo ou poeiras contaminadas por cádmio; da inalação de partículas que contenham cádmio; pelo hábito de fumar cigarros de tabaco ou ainda de atividades ocupacionais que envolvam exposição a poeiras ou fumos de cádmio (CARDOSO & CHASIN, 2001). Há evidências de que a exposição crônica ao cádmio leva ao aumento na probabilidade de surgirem doenças renais. Trata-se de um elemento bio-acumulativo por não ser rapidamente eliminado do organismo. Em razão da sua já mencionada similaridade com o Zn, o cádmio pode competir com este elemento na sua utilização em sistemas biológicos. Este elemento também causa alterações no metabolismo do cálcio e causa o conseqüente comprometimento da estrutura óssea, acometendo principalmente mulheres (ROMAN, 2002).

O efeito nos pulmões é proveniente da inalação de fumos ou de material aquecido contendo cádmio podendo levar à pneumonite química e edema pulmonar. A inalação por exposição aguda a concentrações de 5mg/m³ causa destruição das células epiteliais do pulmão, provocando edema, traqueobronquite e pneumonite. Existe carcinogenicidade e teratogenicidade do cádmio para o homem e animais (ROMAN, 2002).

2.2.2 Cobre

O cobre, metal marrom-avermelhado, é o primeiro elemento do grupo IB da Tabela Periódica, seu número atômico é 29 e seu peso atômico é 63.55. Ocorre naturalmente nas formas íon metálico (Cu^0), íon cuproso (Cu^{+1}) e íon cúprico (Cu^{+2}). Sua abundância isotópica natural é de 69,17% para o ^{63}Cu e de 30,83% para o ^{65}Cu . Pode ser encontrado em vários sais minerais e compostos orgânicos apresentando-se na natureza tanto na forma elementar como metálica. A tabela 5 mostra algumas propriedades físico-químicas do cobre e de alguns sais minerais a ele associado.

As fontes minerais de cobre mais comuns são os sulfetos, na forma de calcopirita (CuFeS_2), calcocita (Cu_2S), covalita (CuS) e bornita ($\text{FeSCu}_2\text{S}\cdot\text{CuS}$). Pode ocorrer também como cobre nativo (cobre metálico), na forma de óxidos: cuprita (Cu_2O), carbonatos malaquita ($\text{Cu}_2\text{CO}_3\cdot\text{Cu}(\text{OH})_2$), azurita ($2\text{CuCO}_3\cdot\text{Cu}(\text{OH})_2$ e silicatos entre outros).

Tabela 5: propriedades físico-químicas do cobre.(adaptado de PEDROSO & LIMA, 2001)

Propriedade físico-química	Cobre	Sulfato cúprico	Óxido cuproso	Hidróxido de cobre	Cloreto de cobre
Formula molecular	Cu	$\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$	Cu_2O	$\text{Cu}(\text{OH})_2$	CuCl
Ponto de fusão ($^\circ\text{C}$)	1.083,4	Decompõe-se ligeiramente a $>$ de 200°	1.235	ND	Decompõe-se a 430°
Ponto de ebulição ($^\circ\text{C}$)	2.587	Decompõe-se em CuO a 650°	ND	Decompõe-se a 140o	Decompõe-se a 1.490o
Solubilidade em água	Insolúvel	$143 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ a 0°C	Praticamente insolúvel	$2,9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ a 25°C	$0,0062 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$
Reatividade	HNO_3 (diluído), H_2SO_4 (concentrado), ácidos orgânicos, H_2S , nitratos, bromatos, cloratos e peróxidos	Reage com Mg, NH_4Cl álcalis. Os produtos de decomposição incluem SO_2 .	ND	ND	Reage com agentes oxidantes, metais alcalinos; os produtos de decomposição incluem gás clorídrico.

ND: não disponível.

Por estar presente na crosta terrestre, a principal fonte natural de cobre são as poeiras. Outras fontes naturais, em ordem de importância, são os vulcões, os processos biogênicos e névoas aquáticas. Os ventos, os vulcões e incêndios florestais, por possibilitarem a movimentação do metal depositado no solo da superfície terrestre são fatores importantes na distribuição do metal, distribuindo até 65% do cobre emitido pelas fontes naturais para a atmosfera.

CRESCÊNCIO JR (2008) cita como fontes antropogênicas minerações de cobre, onde pode haver a ocorrência de drenagens ácidas, uso de fungicidas, os chamados CCA (Cromoarseniato de Cobre), em madeiras principalmente nos Estados Unidos. De modo geral, o fluxo de cobre atmosférico decorrente de fontes antropogênicas é três vezes maior do que o fluxo do metal proveniente de fontes naturais (PEDROZO & LIMA, 2001).

Segundo informações disponíveis na website da CETESB (http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/relatorios/tabela_valores_2005.pdf), os valores orientadores de concentração do contaminante no qual uma área é considerada contaminada e necessita intervenção para o cádmio são: para solos agrícolas 200 mg kg^{-1} , solos industriais 600 mg kg^{-1} e águas subterrâneas $2000 \mu\text{g/L}$.

O Cu tem sua solubilidade controlada por um conjunto de reações químicas que ocorrem no solo. Essas reações influenciam a partição do metal nas fases líquida e sólida do solo e são responsáveis pela sua mobilidade e biodisponibilidade no sistema. Vários fatores afetam as reações do Cu com a matéria orgânica destacando-se o pH (PADUA JUNIOR, 2006).

A toxicidade aguda decorrente da ingestão de cobre não é frequente em seres humanos e, usualmente, está relacionada à ingestão acidental ou intencional e à contaminação de bebidas. Quando acontecem estão associados a vômitos, sensação de ardor gástrico, diarreia, anemia hemolítica aguda, dano renal e hepático. MARSH *et al.* (1998) confirmaram a associação entre a exposição ocupacional em fundições de cobre e

câncer pulmonar, mas não identificaram os fatores de risco específicos associados ao aumento da incidência desta patologia nesse grupo de trabalhadores. Como o cobre é um elemento essencial, há várias desordens no seu mecanismo de homeostase que resultam na sua deficiência ou toxicidade. Dentre elas, citam-se os distúrbios genéticos de Menkes e de Wilson. A doença de Wilson caracteriza-se por ser metabólica, recessiva, autossômica e hereditária. A Síndrome de Menkes é uma desordem recessiva ligada ao cromossomo X. As condições clínicas dos portadores desta síndrome relembram o estado de deficiência de cobre, caracterizada por anomalias ósseas, retardo mental severo, degeneração neurológica e óbito na infância (PEDROZO & LIMA, 2001).

2.3 Mecanismo de transporte do contaminante no meio poroso.

O transporte do contaminante no sistema solo (fase sólida, líquida e gasosa) vem sendo referenciado como a migração de um contaminante nos interstícios porosos. No caso, a água é o agente de transporte e se torna necessário que se verifiquem dois casos gerais: o primeiro caso refere-se aos contaminantes bastante miscíveis em água, como os compostos inorgânicos (ácidos, bases e sais) e os orgânicos hidrofílicos (ácidos e bases orgânicos e compostos polares); e o segundo, aos contaminantes pouco miscíveis ou imiscíveis em água, onde se encontram os compostos orgânicos hidrofóbicos - LNAPL e DNAPL (LEITE, 2001).

O transporte do contaminante é governado por diversos processos que podem envolver fenômenos físicos, químicos e biológicos.

2.3.1 Processos Físicos

Ocorrem quando a substância é transportada devido ao fluxo do fluido no qual ela está dissolvida ou em suspensão coloidal e pode ser por advecção e dispersão hidrodinâmica, sendo esta última composta pela dispersão mecânica e difusão molecular.

2.3.1.1 Fluxo Advectivo

A advecção é o processo pelo qual o soluto é carregado pela água em movimento. À medida que a água se desloca, as substâncias nela dissolvidas movem-se na direção do fluxo, com velocidade semelhante à velocidade média linear, sem alteração de concentração na solução, pois o soluto não interage com o meio poroso, a frente de contaminação é abrupta e move-se a uma velocidade igual à velocidade linear média (v) do fluido percolante, geralmente a água, sem que seu pico de concentração seja alterado. Supondo válida a lei de Darcy, a velocidade de percolação do fluido (v) no meio poroso é definida como sendo a velocidade de Darcy dividida pela porosidade efetiva (n) do meio, conforme a equação 1.

$$v = -\frac{ki}{\eta} \quad \text{[Equação 1]}$$

Onde:

v – velocidade média da água subterrânea [LT^{-1}];

k – condutividade hidráulica [LT^2];

i – gradiente hidráulico;

η – porosidade efetiva.

Dessa forma, o fluxo advectivo de massa de soluto em meios porosos pode ser representado em função da velocidade de Darcy pela expressão:

$$F = V_a C \quad \text{[Equação 2]}$$

Onde:

F – Fluxo por advecção de uma espécie química através do solo ($ML^{-2}T^{-1}$);

C – concentração da espécie química por unidade de volume de percolante (ML^{-3})

$V_a = \theta / v$ – velocidade média de advecção (LT^{-1})

2.3.1.2 Dispersão mecânica

O transporte por mecanismos dispersivos se caracteriza pelo espalhamento do contaminante através do meio poroso. Tal processo ocorre como resultado das variações (ou desvios) da velocidade nas vizinhanças do ponto considerado dentro do elemento de volume representativo.

Numa escala microscópica, as variações de velocidade do fluido ocorrem em função de três mecanismos. O primeiro (a), ocorre em canais individuais – ao longo de um mesmo canal a velocidade das moléculas varia de um ponto a outro, em função da viscosidade do fluido e rugosidade da superfície do poro; o segundo (b) é causado pela variação das dimensões dos poros ao longo das linhas de fluxo; e por fim, o terceiro (c) é relativo à tortuosidade, reentrâncias e interligações entre os canais (FREEZE & CHERRY, 1979). Esses mecanismos são indicados na Figura 2.

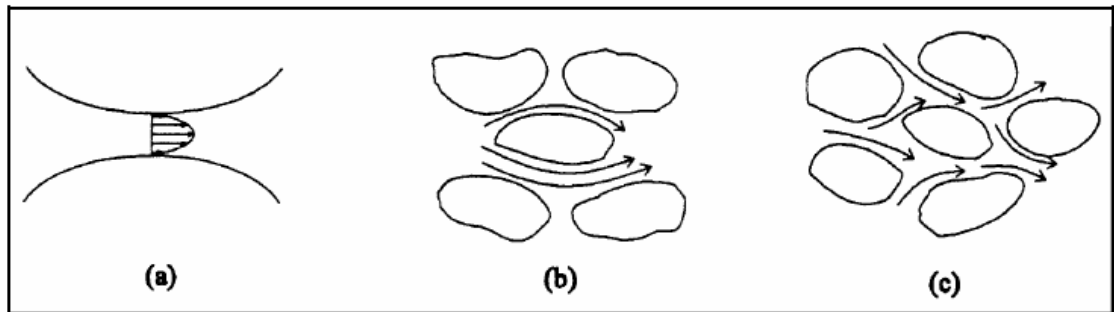


Figura 2: Variação da velocidade de fluxo no meio poroso. (FREEZE & CHERRY, 1979).

A dispersão mecânica é caracterizada pelo termo dispersividade (α). Este coeficiente tem duas componentes: a dispersão longitudinal (α_L), quando o espalhamento do soluto se dá na direção do fluxo global; e a dispersão transversal (α_T), onde o espalhamento do soluto se dá em direções perpendiculares à direção do fluxo. Define-se, então, o coeficiente de dispersão mecânica D_m , para as duas componentes como é mostrado nas equações abaixo:

$$D_m = \alpha_L v \quad \text{[Equação 3]}$$

$$D_m = \alpha_T v \quad \text{[Equação 4]}$$

Onde:

D_m – coeficiente de dispersão mecânica [L^2T^{-1}];

α_L – coeficiente de dispersividade longitudinal [L];

α_T – coeficiente de dispersividade transversal [L];

v – velocidade linear média [LT^{-1}].

O coeficiente de dispersão é um fator de proporcionalidade de dimensão (L^2T^{-1}) e depende do material transportado, do mecanismo e meio de transporte e das condições ambientais (ARÊAS, 2006).

Procura-se expressar este fluxo de dispersão mecânica em termos de valores médios de concentração e velocidade. Admite-se que o fluxo dispersivo pode ser expresso em função do gradiente de concentração, na forma da lei de Fick (FETTER, 1993)

$$F = -D_m \left(\frac{\partial C}{\partial x} \right) \quad \text{[Equação 5]}$$

Onde

D_m – coeficiente de dispersão mecânica

$\partial C / \partial x$ – gradiente de concentração ($M/L^3/L$)

2.3.1.3 Difusão molecular

A difusão molecular é o processo pelo qual os constituintes iônicos ou moleculares se movem na direção de seus gradientes, ou seja, das regiões de maior concentração para as de menor concentração no interior da massa do fluido. Quando a velocidade é baixa, predomina o efeito da difusão, em caso contrário, a dispersão mecânica é o efeito mais relevante. A difusão de uma substância pode ocorrer na ausência de qualquer movimento hidráulico e só deixa de existir quando se anulam os gradientes de concentração.

Alguns fatores relacionados à água nas superfícies das partículas influenciam a difusão no solo, destacando-se a tortuosidade do caminho percorrido, a fluidez e a mobilidade, porém estes fatores são difíceis de quantificar separadamente. Sendo assim, todos são englobados pelo coeficiente de tortuosidade (W). O coeficiente de difusão pode ser expresso pela equação.

$$D_e = WD_o \quad \text{[Equação 6]}$$

Onde:

De – coeficiente de difusão efetiva da espécie em meio poroso [L^2T^{-1}];

W – coeficiente de tortuosidade ($W < 1$);

D₀ – coeficiente de difusão na solução [L^2T^{-1}].

O fluxo químico devido à difusão molecular de uma espécie química dissolvida em solução através dos poros do solo é descrito pela 1ª Lei de Fick na forma:

$$F = -D_e \left(\frac{\partial C}{\partial x} \right) \quad \text{[Equação 7]}$$

Onde:

F – fluxo difusivo de massa, ou seja, a massa de soluto por unidade de área na unidade de tempo (M/L^2T);

D_e – coeficiente de difusão molecular (L^2/T);

$\partial C/\partial x$ – gradiente de concentração do soluto, que é a quantidade decrescente na direção da difusão ($M/L^3/L$)

2.3.1.4 Dispersão Hidrodinâmica

A dispersão hidrodinâmica constitui-se na tendência ao afastamento do soluto em velocidades e direções muitas vezes diferentes ao da trajetória inicial à medida que é transportado. Esse mecanismo é responsável pelo espalhamento do poluente no meio

poroso. Como resultado desse espalhamento, o contaminante ocupa um volume maior do que ocuparia caso só a advecção ocorresse (FREEZE & CHERRY, 1979).

O coeficiente de dispersão hidrodinâmica é expressa por duas componentes no fluxo unidimensional: a dispersão mecânica (D_m), que é causada pelo movimento do fluido durante o fluxo advectivo, devido a gradientes de velocidade; e a difusão molecular (D_e), que é governada pelo gradiente de concentração gerado no interior da massa do fluido durante o fluxo. Sendo assim, a dispersão hidrodinâmica é expressa conforme a Equação 8:

$$D_h = D_m + D_e \quad \text{[Equação 8]}$$

Onde:

D_h – coeficiente de dispersão hidrodinâmica da espécie química [L^2T^{-1}];

D_e – coeficiente de difusão molecular da espécie em meio poroso [L^2T^{-1}];

D_m – coeficiente de dispersão mecânica [L^2T^{-1}].

A contribuição da difusão molecular ou dispersão mecânica no total da dispersão hidrodinâmica depende da velocidade de percolação do fluido no meio. Em solos com baixas velocidades de fluxo (argilas compactadas), o processo de dispersão hidrodinâmica é devido à difusão molecular; porém, com altas velocidades (solos granulares), a dispersão hidrodinâmica domina o processo. Com velocidade moderada, ambos os processos contribuem para a dispersão total (FETTER, 1993).

O fluxo para a dispersão hidrodinâmica representa o conjunto dos dois fluxos reunidos, o dispersivo e o difusivo. Assim, pode-se escrever:

$$F = F_m + F_d$$

$$F = -(D_m + D_e)\delta C$$

$$F = -D_h\delta C$$

$$F = -D_h \left(\frac{\partial C}{\partial x} \right), \text{ para uma dimensão.}$$

[Equação 9]

Onde:

F – fluxo por dispersão hidrodinâmica em meio poroso (M/L^2T)

F_m – fluxo por dispersão mecânica em meio poroso (M/L^2T)

F_d – fluxo por difusão molecular efetiva em meio poroso (M/L^2T)

D_h – coeficiente de dispersão hidrodinâmica do soluto em solução (L^2/T)

$\partial C/\partial x$ – gradiente de concentração ($M/L^3/L$)

2.3.2 Processos químicos.

Diversos processos químicos podem ocorrer a depender do solo e solução contaminada, esses processos são responsáveis pela interação entre o solo e o contaminante e causam, de uma maneira geral, um retardamento no fenômeno de transporte de poluentes em solos.

Os processos de interação entre solo e poluentes que merecem maior atenção são os que resultam na acumulação destes no solo, pela transferência do fluido para a fase sólida, onde fica retido. A retenção de substâncias é referida genericamente como sorção, termo que não leva em consideração a natureza do processo (BORGES, 1996).

Deve-se lembrar que a habilidade do solo em reter substâncias é limitada; logo, se a fonte de contaminação tiver alimentação contínua, a taxa de retenção tenderá a diminuir com o tempo, podendo chegar a se anular. Quando isto ocorre, diz-se que o solo atingiu sua capacidade de retenção. A quantidade de substância que permanece dissolvida na água percolante aumenta à medida que a quantidade acumulada no solo se aproxima da sua capacidade de retenção (YONG et al., 1992).

Outros processos influenciam e afetam a concentração de poluentes, sua forma específica e a taxa de transporte, gerando um aumento ou diminuição nos efeitos da contaminação. Esses processos incluem: especiação química; oxidação e redução; dissolução e precipitação das fases sólidas, complexação; troca iônica, adsorção na matriz do solo e transporte de partículas em subsuperfície.

2.3.2.1 Cargas variáveis

As superfícies das frações mais finas do solo (argilas e colóides) encontram-se eletronicamente carregadas, o que significa que essas superfícies têm um excesso ou um déficit de elétrons, tais cargas são divididas em cargas permanentes e variáveis. As permanentes desenvolvem-se na superfície da partícula sólida do solo por substituição iônica, como os argilo-minerais de estrutura 2:1 enquanto as variáveis são determinadas basicamente pelas cargas elétricas dependentes do pH, típico de argilo-minerais de estrutura 1:1 e solos orgânicos. Tais reações químicas influenciam de forma direta na capacidade de troca de cátions (CTC) e de ânions (CTA) e ocorrem por meio de dissociação e associação de prótons de H^+ (protonação/deprotonação) e adsorção específica de cátions e ânions (WEBER et al., 2005). Com a distribuição de cargas, um potencial elétrico máximo se desenvolve na superfície da partícula e decresce com a distância na solução. Se a dupla camada de cargas for resultado de imperfeições internas e substituições isomórficas estruturais, a densidade de cargas é constante, ao passo que o potencial elétrico de superfície é variável. Se a dupla camada for criada pela adsorção de íons determinantes de potencial (IDP), a densidade de cargas é variável enquanto que o potencial elétrico de superfície é constante e é determinado somente pela concentração ou atividade desses íons em solução.

Na matéria orgânica a carga variável é negativa e tem sua origem na dissociação de hidroxilas de grupamentos carboxílicos, fenólicos, enólicos etc. Ela desenvolve-se a valores de pH bem mais baixos do que nos óxidos, sendo menos provável a ocorrência de cargas positivas nestes materiais, nas condições de pH do solo (FONTES et al., 2001).

2.3.2.2 Especiação Química

Os metais interagem com ânions (ou ligantes) já existentes na água subterrânea e desta maneira formam diferentes espécies químicas ou “complexos aquosos”. Por exemplo, o cádmio pode existir em solução como Cd_2^+ , $CdCl^+$, $CdCl_2^0$, $CdOH^+$ ou ainda

como outros complexos. A tendência relativa dos metais em formar complexos segundo PALMER & FISH (1991) é: Fe (III) > Hg > Cu > Pb > Ni > Zn > Cd > Fe (II) > Mn > Ca > Mg. A concentração dos complexos aquosos depende do íon de interesse, do ligante formador do complexo e da concentração dos demais íons que podem competir entre si pelo ligante. Devido ao fato das ligações químicas serem geralmente manipuladas pela quantidade de íons livres (e não pelo total de metais), ter conhecimento da concentração dos complexos é importante para identificar o papel de processos como adsorção, dissolução mineral e precipitação.

2.3.2.3 Oxidação / Redução

As reações de oxidação-redução envolvem a transferência de elétrons e, com isso, uma mudança no estado de oxidação dos elementos. As reações “redox” são importantes no estudo da contaminação em sub-superfície porque as propriedades químicas dos elementos podem sofrer, substancialmente, com as alterações no estado de oxidação. Uma vez que as reações “redox” modificam a solubilidade das substâncias, a sua mobilidade pode variar dependendo do seu estado de oxidação.

2.3.2.4 Dissolução / Precipitação

Essas reações podem ter efeito significativo na concentração dos principais poluentes. Durante os estágios iniciais do intemperismo de aluminossilicatos, Ca_2^+ , Mg_2^+ , Na^+ , K^+ e alguns H_4SiO entram em solução, enquanto os íons remanescentes se transformam em argilas, como caulinitas e montmorilonitas. Se a concentração desses íons for suficientemente alta, eles podem ser removidos da solução pela formação de uma fase sólida (precipitação).

A precipitação está diretamente ligada à solubilidade da substância no fluido dos poros, que varia em função da temperatura e do pH. Em geral, quanto maior a temperatura e mais ácido o meio, maior a solubilidade. A dissolução é a remoção de espécies químicas

da fase sólida para a solução intersticial. A lixiviação provoca a dissolução na água do produto livre ou formas sólidas da substância (PALMER & FISH, op. cit.).

2.3.2.5 Complexação

A complexação consiste na formação de uma ligação entre um átomo metálico, ou íon, rodeado por uma série de ligantes. Os ligantes podem ser íons ou moléculas orgânicos (formam quelatos) ou íons inorgânicos (complexos mais fracos do que os complexos orgânicos). Os ligantes inorgânicos mais freqüentes são: OH^- , Cl^- , SO_4 , CO_3^{2-} e PO_4^{3-} (YONG *et al*, 1992).

A formação de complexos aumenta a mobilidade potencial de um metal, visto que o elemento complexado torna-se mais solúvel que o cátion metálico e tem seu avanço através do solo facilitado pela diminuição da sorção.

2.3.2.6 Reações de troca iônica

Interações entre metais e superfícies de argilo-minerais podem levar à substituição ou troca dos íons originais, pela introdução de outros íons no sistema em concentração suficiente. Tais íons se acumulam na interface de superfícies carregadas em resposta às forças eletrostáticas. Estas reações são rápidas e reversíveis, dependendo apenas fracamente da configuração eletrônica do grupo de superfície e do íon adsorvido. Os grupos funcionais de superfície são definidos como uma unidade molecular quimicamente reativa ligada à estrutura da fase sólida em uma região periférica, de maneira tal que os componentes reativos desta unidade se encontram em contato com a fase em solução (BRADL, 2004). A troca iônica é subdividida em troca catiônica e aniônica.

A troca catiônica é um processo parcialmente reversível e ocorre devido à necessidade de se manter o equilíbrio das cargas superficiais nas partículas de argila. Estas partículas possuem, em geral, cargas negativas em suas faces devido às substituições isomórficas e as ligações quebradas em suas estruturas químicas (DEMUELENAERE, 2004). Estas cargas negativas são equilibradas por cátions trocáveis que ficam presos por forças eletrostáticas, os íons anteriormente aderidos de menor afinidade são liberados. Portanto, essa capacidade do solo de adsorver cátions recebe o nome de capacidade de troca catiônica (CTC). Na tabela 6 podem ser observados valores de CTC em meq/100g de alguns materiais.

Tabela 6: Capacidade de troca catiônica dos principais argilo-minerais e de turfas

Mineral	CTC (meq/100g)
Vermiculita	100 – 150
Montmorilonita	80 – 150
Ilita e clorita	10 – 40
Haloisita - 2H ₂ O	5 – 10
Haloisita - 4H ₂ O	40 – 50
Caulinita	3 – 15
Turfa <i>in natura</i>	70 – 100

A troca aniônica é menos freqüente, porém este tipo de troca também ocorre nos solos. Ela é decorrente da instabilidade de alguns argilo-minerais no curso de muitas reações químicas de permuta aniônica (DEMUELENAERE, 2004), que acontecem quando ânions são adsorvidos devido às cargas positivas de óxidos e hidróxidos de Ferro e Alumínio, e ligações quebradas de argilo-minerais.

2.3.2.7 Sorção nos solos

Esse termo é usado quando a natureza do mecanismo de retenção no solo é desconhecida. Em contrapartida, quando é possível identificar o processo, pode-se dividir em: adsorção (processo que o soluto adere a superfície dos sólidos) e dessorção (quando o soluto é liberado da superfície dos sólidos).

Adsorção

É o processo pelo qual íons ou moléculas de um fluido (o adsorvido) são aderidos a uma superfície sólida (o adsorvente). Essa adesão é resultante de processos tais como: troca iônica, adsorção na superfície dos óxidos metálicos e da matéria orgânica presente no solo. Essa capacidade do solo de interagir com substâncias dissolvidas deve-se a fração argila, pois esta possui uma carga elétrica alta, devido a sua grande área superficial (FREEZE & CHERRY, 1979).

A adsorção específica, freqüentemente chamada apenas de adsorção, é caracterizada por reações mais seletivas e menos reversíveis, incluindo complexos da esfera interna quimiossorvida, enquanto a adsorção não específica (reações de troca iônica) envolve complexos da esfera externa, que são mais fracos e menos seletivos (BRADL, 2004).

Tanto a adsorção quanto a dessorção são processos resultantes de fenômenos tais como: troca iônica, quimiossorção (o soluto é incorporado, ao sedimento, solo ou rocha por reações químicas) e absorção (processo que ocorre quando o meio é poroso, de modo que o soluto pode difundir pela partícula, e ser sorvido para o interior dela).

Dessorção

Fenômeno que ocorre na liberação de substâncias previamente adsorvidas. Isto acontece quando há uma diminuição na concentração afluyente de uma determinada substância, provocada pela competição com outra substância mais fortemente adsorvida

2.4 Quantificação do processo de adsorção

A sorção é, geralmente, quantificada através da função de distribuição (K_d). Esta é uma medida da partição do contaminante entre as fases sólida e líquida do sistema. A

quantidade de soluto sorvida pelos sólidos é comumente uma função da sua concentração na solução (Freeze & Cherry, 1979). A função ou coeficiente de distribuição e o fator de retardamento podem ser estimados através da análise das isotermas, pois considerando que os mecanismos de sorção ocorrem devido à liberação de uma energia denominada de carga de adsorção, com isso, diz-se que todo processo é conduzido à temperatura constante.

Muitas destas equações são essencialmente empíricas e desenvolvidas de forma a melhor ajustar os dados experimentais às expressões matemáticas. Entre as diversas equações de adsorção, as mais empregadas no estudo das reações de troca em solo são três: Freundlich, Langmuir e Sorção Constante (Linear) (ALAMINO, 2004).

2.4.1 Isoterma Linear

Ocorre quando há uma relação direta e linear entre a quantidade de soluto adsorvido pelo solo (x/m) e a concentração de equilíbrio (C_e) que resultará numa reta em escala normal. A isoterma correspondente é expressa pela equação 10 e ilustrada na figura 3 (ROY *et al.*, 1991).

$$S = \left(\frac{x}{m}\right) = K_d C_e \quad \text{[Equação 10]}$$

Onde:

C_e – concentração de equilíbrio na solução [ML^{-3}];

$S = (x/m)$ – massa de soluto adsorvido por massa unitária de solo [MM^{-1}];

K_d – coeficiente de distribuição [L^3M^{-1}].

Como se pode observar na figura 3, o coeficiente K_d é equivalente à inclinação da reta da isoterma de sorção linear.

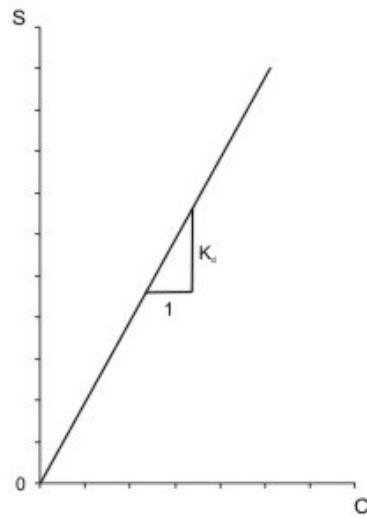


Figura 3: Isotherma de sorção linear

Esse modelo é, em geral, bom para representar mecanismos envolvendo baixas concentrações de uma dada substância. Entretanto, quando as concentrações são altas a sorção ocorre de maneira não linear, já que a capacidade de retenção da substância pela fase sólida de um solo apresenta um limite máximo.

Conseqüentemente, esse modelo apresenta duas limitações. Possui bons ajustes apenas para baixas concentrações e não limita a quantidade de soluto que pode ser sorvida pela fase sólida, tal como se sua capacidade fosse infinita.

Nem sempre as curvas obtidas (isotermas) são lineares. A fim de ajustar as curvas obtidas, experimentalmente, em cada caso, foram desenvolvidas diversas equações. As mais freqüentemente utilizadas são as de Freundlich e Langmuir. Na verdade, as isotermas lineares correspondem a um caso especial da Isotherma de Freundlich. (COSTA, 2002)

2.4.2 Isotherma de Freundlich

Uma isoterma de equilíbrio mais genérica é conhecida como isoterma de Freundlich, a relação entre a concentração adsorvida nas partículas sólidas e a

concentração de equilíbrio, podem ser expressas em escala aritmética e são demonstradas pela equação 11:

$$S = \left(\frac{x}{m}\right) = K_f C_e^N \quad \text{[Equação 11]}$$

Onde:

$S=(x/m)$ – massa de soluto adsorvido por massa unitária de solo [MM^{-1}];

C_e – concentração de equilíbrio na solução [ML^{-3}];

K_f – constante proporcional a capacidade de adsorção máxima do solo;

N – constante relacionada a declividade da curva que reflete a intensidade de adsorção com o aumento de concentração de equilíbrio.

Segundo FETTER (1993), os coeficientes K_f e N são dependentes do soluto em questão, da natureza do meio poroso e das condições ambientais (pH, CE, temperatura). Quando C for posto como uma função de S em escala normal, pode-se deduzir que o gráfico resultante será curvilíneo. Entretanto, é possível linearizar este gráfico, como visto na figura 4, utilizando-se da seguinte relação expressa pela equação 12.

$$\log S = \log K_f + N \log C_e \quad \text{[Equação 12]}$$

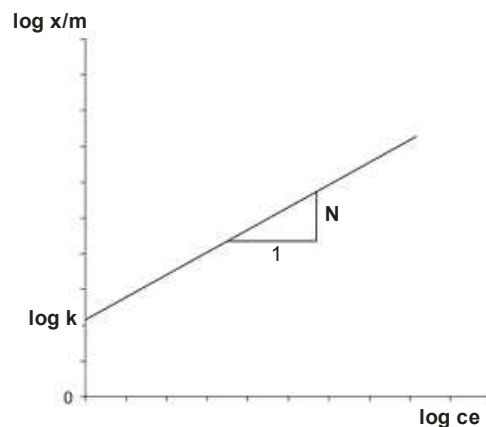


Figura 4: modelo de isoterma de Freundlich linearizada

Segundo (FREEZY & CHERRY, 1979) este modelo só é válido se as reações que ocorrerem forem rápidas e reversíveis. BORGES (1996) ressalta que os dados experimentais para uma faixa intermediária de concentração alcançam um bom ajuste com a isoterma de Freundlich.

A principal limitação deste modelo, assim como na isoterma linear, se dá pela indefinição da sorção máxima que pode ser realizada por parte do solo. Com isso, fica subtendido que o solo nunca fica saturado, com sorção infinita (FETTER, 1993).

2.4.3 Isoterma de Langmuir

Este modelo de isoterma foi desenvolvido com base no conceito que as superfícies das partículas sólidas possuem uma capacidade finita de sorção e que alcançando este limite, a superfície não sorverá mais soluto, ou seja, toda a capacidade de sorção do solo foi esgotada (FETTER, 1993). Ressalta-se que este modelo tem como hipótese uma adsorção constante, onde não há interação entre as moléculas do soluto adsorvido. Uma vez adsorvidas estas moléculas permanecem fixas na superfície do adsorvente, estabelecendo locais bem definidos de adsorção divididas em 3 regiões. A região 1 representa valores de C_e muito baixos, na região 2, a isoterma apresenta-se de forma curva, para valores intermediários de concentração de equilíbrio e a região 3, onde o C_e assume valores elevados, o valor de S torna-se independente da concentração da substância na solução.

O gráfico de uma isotérmica típica é mostrado na figura 5, a equação matemática que representa este modelo tem a forma:

$$S = \beta \left[\frac{\alpha C_e}{1 + \alpha C_e} \right] \quad \text{[Equação 13]}$$

Onde:

α – constante de adsorção relacionada à energia de ligação (L^3M^{-1})

β – quantidade máxima de soluto que pode ser adsorvida pelo solo (MM^{-1})

S – quantidade de soluto sorvida por massa unitária de solo (MM^{-1})

C_e – concentração de equilíbrio da substância em solução (ML^{-3})

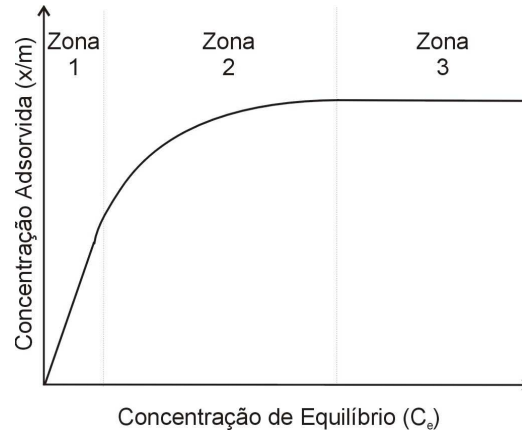


Figura 5: gráfico mostrando isoterma típica do modelo de Langmuir.

O valor de β é o limite superior para S, já que representa a adsorção máxima do elemento, determinada pelo número de sítios reativos de superfície de sorção (BRADL, 2004). Os parâmetros α e β podem ser calculados a partir de dados de adsorção, convertendo-se a equação 13 para a forma linear apresentado na equação 14 e cujo gráfico está representado pela figura 6.

$$\frac{C_e}{S} = \left(\frac{1}{\alpha\beta} \right) + \left(\frac{C_e}{\beta} \right)$$

[Equação 14]

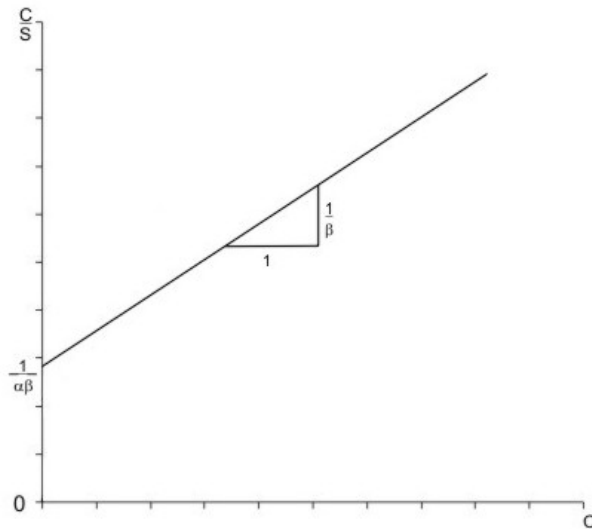


Figura 6: isoterma linearizada do modelo de Langmuir

3 Materiais estudados

Para esta dissertação foram estudados dois tipos de turfas que apresentam diferentes características com relação ao tipo, a natureza e sua composição. O primeiro material estudado foi a turfa denominada de *sphagnum* de origem canadense e a segunda trata-se de uma turfa natural proveniente de Resende no estado do Rio de Janeiro.

3.1 Turfa Sphagnum

Uma turfeira de *Sphagnum* (*peatbog*) é uma turfeira que se formou a partir da acumulação por adição superficial de partes mortas de briófitas denominadas de *Sphagnum*. Segundo FRANCHI (2004) são definidas como turfeiras ombrotróficas e freqüentemente convexas (daí os termos turfeiras elevadas ou domeadas). São particularmente comuns em áreas de elevada umidade atmosférica e baixa evapotranspiração como, por exemplo, nas regiões costeiras do Canadá. Morfológicamente, as turfeiras consistem numa alternância de depressões inundadas ("pools" ou "hollows") e ressaltos relativamente secos ("hummocks" ou "ridges"),

sobrelevados de cerca de 30 centímetros do restante da turfeira. Muitas espécies de *sphagnum* têm preferência por um ou outro destes microecossistemas

Esta turfa foi classificada, de acordo com o que foi proposto por Van Post e apresentado no capítulo 2.1, como sendo do tipo H2 em relação ao seu grau de humificação, onde é possível observar que se trata de uma turfa muito pouco decomposta, fibrosa onde a estrutura vegetal é nitidamente observada. É material de baixa densidade, o que lhe dá uma característica hidrofóbica.

Este tipo de turfa encontra-se no Canadá, de onde é extraída e processada industrialmente para ser comercializada. No processo de industrialização esse material é ativado termicamente o que lhe confere uma característica de baixo teor de umidade.

O *Sphagnum* vem sendo utilizado na recuperação de áreas contaminadas. Segundo DIAS & MENDES.(2005) tal turfa tem desempenhado um importante papel de purificador no ciclo da água, pois retêm na sua estrutura todas as substâncias que são transportadas na mesma, tais como íons metálicos, patógenos e outras substâncias tóxicas.

Este material foi adquirido por intermédio do professor Cláudio Mahler junto ao fornecedor no Brasil que tem interesse nos dados obtidos na pesquisa. Neste trabalho será chamado de turfa canadense.

3.2 Turfa natural

Trata-se de uma turfa proveniente da localidade conhecida como Cidade Alegria, no município de Resende, estado do Rio de Janeiro como mostra a figura 7. Esta área está situada nas margens do rio Paraíba do Sul, geomorfologicamente, encontra-se na planície de inundação deste rio que em períodos de cheia acumula restos vegetais tais como folhas, galhos e troncos, além de sedimentos finos (areia fina, silte e argila). Trata-se de um solo argiloso cujas camadas mais superficiais são mais ricas em matéria orgânica decomposta, enquanto as camadas mais profundas mostram-se pobres em restos vegetais. Em uma análise tátil-visual, a turfa foi classificada segundo escala de Van Post como sendo de grau

de humificação entre H5 e H6, onde é possível observar que se trata de uma turfa decomposta, hêmica, com torrões amorfos e poucos restos vegetais reconhecíveis.



Figura 7: área onde foi coletada a amostra de turfa natural

4 Metodologias

4.1 Caracterização dos materiais estudados

A caracterização física, a físico-química e a química da turfa foi realizada no intuito de conhecer tais elementos que auxiliariam na análise da sorção realizada nesse trabalho. Importante ressaltar que devido às características distintas dos materiais, em alguns ensaios não foi possível aplicar a metodologia convencional, especialmente, aquelas de granulometria e de determinação de massa específica.

4.1.1 Caracterização física

Ensaio realizado no Laboratório de Caracterização de Solos da Geotecnia – COPPE – UFRJ. Dentre eles: granulometria e massa específica.

4.1.1.1 Granulometria

Feita com intuito de determinar a medida do tamanho dos grãos e em qual intervalo granulométrico se encontra as amostras. A análise granulométrica das amostras de turfa foi realizada combinando dois processos: de peneiramento e de sedimentação, segundo as normas da ABNT; NBR 7181- MB32 (1984). Sendo que na amostra de turfa canadense não foi possível realizar a sedimentação devido à natureza do material.

4.1.1.2 Determinação da massa específica

Segundo descrito em SOUSA PINTO (2002), é a massa dos minerais que constituem os grãos dos solos. Trata-se da massa da parte sólida do solo, matéria orgânica e mineral, ou seja, a relação da massa das partículas pelo seu volume, sem considerar o volume da porosidade.

Para determinar a massa específica da turfa de Resende utilizou-se o método do picnômetro seguindo a norma NBR 6508 – OUT / 1984, o mesmo método foi aplicado à turfa Canadense sendo adaptado devido às características do material. O método foi descrito por CRESCÊNCIO JR (2008), no qual a amostra de turfa é colocada em contato com metanol por um período aproximado de cinco dias ou até que o volume de metanol pare de variar. As etapas do ensaio serão descritas a seguir:

- Pesando o picnômetro (M_{pic})
- Colocar dentro do picnômetro 1 grama de amostra ($M_{pic} + M_{amostra}$);
- Completar com metanol até a borda, fechar o picnômetro e secar o que escorreu ($M_{pic} + M_{amostra} + M_{metanol}$) *i*, este é o peso inicial;

- Deixar em repouso até o dia seguinte;
- Completar novamente o picnômetro até a borda, fechar e secar o que escorreu. Isto por aproximadamente 5 dias;
- No quinto dia, completar o picnômetro até a borda, fechar, secar o que escorreu e pesa ($M_{pic} + M_{amostra} + M_{metanol}$)_f, este é o peso final.

A partir daí obtém-se a seguinte relação:

$$\rho = \frac{M_{amostra}}{\left[\frac{(M_{pic} + M_{amostra} + M_{met})_i - (M_{pic} + M_{amostra} + M_{met})_f + M_{amostra}}{\rho_{met}} \right]} \quad \text{[Equação 15]}$$

Onde:

ρ = massa específica dos sólidos (g.cm^{-3});

ρ_{met} = massa específica do metanol = $0,7914 \text{ g.cm}^{-3}$

4.1.2 Caracterização físico-química e química

Estes ensaios foram realizados no laboratório de química e mineralogia de solos (Geotecnia/ COPPE – UFRJ). Dentre as análises realizadas incluíram pH em água e em CaCl_2 (0,01 M), teor de carbono orgânico e matéria orgânica, teor de cinzas, análise química e capacidade de troca catiônica.

4.1.2.1 Potencial Hidrogeniônico (pH)

Consiste em medir a atividade do íon H^+ na solução do solo, sendo expressa pela equação 20. Esta escala do potencial hidrogeniônico vai até 14. O pH abaixo de 7 é considerado ácido (predomina H^+ na solução do solo), o pH acima de 7 é considerado básico (predomina OH^- na solução do solo) e o pH 7 é considerado neutro (BRADY, 1989).

$$pH = \log \left[\frac{1}{[\text{H}^+]} \right] \quad \text{[Equação 16]}$$

Onde:

[H⁺] - atividade do íon hidrogênio na solução.

Estas análises foram determinadas através da medição do potencial, por meio de eletrodo combinado imerso em uma suspensão solo:líquida na proporção 1:2,5 seguindo a metodologia proposta pela EMBRAPA (1997).

Com a finalidade de se obter a carga do solo, foi necessário calcular o valor de ΔpH, que é obtido na relação expressa pela equação 17.

$$\Delta pH = pH_{CaCl_2} - pH_{H_2O} \quad \text{[Equação 17]}$$

De acordo com o resultado o solo é classificado da seguinte forma:

- ΔpH=0 → Ponto de Carga Zero, onde o pH está em equilíbrio com o solo (Solo Neutro);
- ΔpH>0 → Colóides com cargas positivas (Solo Eletropositivo);
- ΔpH<0 → Colóides com cargas negativas (Solo Eletronegativo).

4.1.2.2 Teor de carbono e matéria orgânica

A análise do carbono orgânico foi realizada a partir da determinação da oxidação da matéria orgânica por via úmida com dicromato de potássio em meio sulfúrico, empregando-se como fonte de energia o calor desprendido do ácido sulfúrico e/ou aquecimento. O excesso de dicromato após a oxidação é titulado com solução padrão de sulfato ferroso amoniacal (sal de Morh) (EMBRAPA-CNPS, 1997). A equação 18 foi utilizada para a determinação do carbono orgânico.

$$C = (40 - \text{volume gasto}) \cdot f \cdot 0,6 \quad \text{[Equação 18]}$$

Onde:

C – teor de carbono orgânico

f – 40 / vol. sulfato ferroso gasto na prova em branco

O percentual de matéria orgânica é determinado multiplicando-se o teor de carbono orgânico pelo fator 1,724. Este fator é utilizado em virtude de se admitir que na composição média da matéria orgânica, o carbono participa em média com 58%.

4.1.2.3 Teor de cinzas

O teor de cinzas foi determinado por análise gravimétrica, com a queima da amostra a 1100⁰ C por duas horas. O resultado é dado em relação ao peso seco da amostra.

4.1.2.4 Capacidade de troca catiônica

A análise de capacidade de troca catiônica (CTC) foi realizada segundo método descrito por CAMARGO *et al* (1982) em que se utiliza o cloreto de bário (BaCl₂) tamponado pela trietanolamina a um pH de 8,2, sendo que o pH da solução foi determinado numa relação solo/ água/ solução tampão de 1,0/ 2,5/ 0,5. Os valores da CTC foram obtidos por análise no laboratório e calculados através de equações de regressão.

4.1.2.5 Análise química das turfas

Ensaio realizado pelo Laboratório Innolab do Brasil – RJ com rastreamento de trinta e dois elementos químicos utilizando a técnica de espectrometria de Emissão Óptica por Plasma Acoplado Indutivamente (ICP-OES).

O ensaio consiste em medir as radiações emitidas por meios de detectores de radiação específicos (foto multiplicadoras ou detectores de estado sólido) e correlacionadas às concentrações correspondentes através de curvas de calibração obtidas pela medição prévia de Padrões Certificados de Referência (CRM -Certificate Reference Material).

4.1.3 Caracterização mineralógica

4.1.3.1 Mineralogia da fração argila

Ensaio realizado na fração argila da amostra da turfa de Resende onde foi possível separar a fração e por se tratar de um material hêmico com torrões amorfos.

Para a determinação mineralógica da fração argila, procedeu-se o fracionamento granulométrico pelo Método da Pipetagem, baseando-se nos princípios da Lei de Stokes, que descreve a velocidade de decantação de uma partícula em meio fluido como função da textura de superfície, raio, forma e densidade da partícula, da densidade e viscosidade do fluido e da aceleração da gravidade (SIGOLO, 2003).

Foram confeccionadas lâminas com a finalidade de fazer uma análise qualitativa por Difração de Raios X, sendo esta executada em quatro etapas: amostra-guia (sem tratamento prévio); amostra tratada para retirada da matéria orgânica, amostra saturada com magnésio e glicolada (objetivando determinar minerais expansivos) e amostra saturada com potássio e aquecida a 550°C (objetivando investigar colapso e/ou destruição da estrutura dos argilo-minerais).

Para obtenção do difratograma, foi utilizado um difratômetro Rigaku – Termoflex dispondo de contador proporcional, filtro de níquel, tubo de cobre, com velocidade de 1°/min, ddp de 40kV e 30Ma. Tal aparelho está locado no laboratório de Raios-X do Setor de Geologia de Engenharia – IGEO – UFRJ.



Figura 8: Difratorômetro Rigaku - Termoflex

Identificação dos minerais por DRX

Conforme descrito em SILVA (2003), o início da interpretação dos difratogramas é a marcação das posições angulares das reflexões difratadas (picos). A conversão dos valores angulares, em graus de 2θ , em espaçamento interplanar (d , em Å) se dá através de tabelas com resoluções diretas da Lei de Bragg :

$$n\lambda = 2d\sin 2\theta$$

[Equação 19]

Onde:

n – ordem de refração;

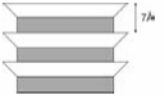
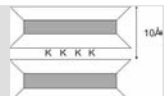
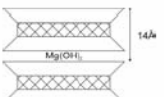
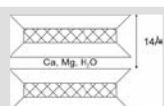
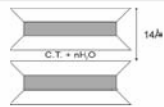
λ – comprimento de onda do feixe de raios-X incidente;

d – distância entre planos dos cristais;

θ – ângulo de incidência.

Uma vez convertido em espaçamento interplanar, é possível fazer uma relação com a estrutura cristalográfica do argilo-mineral, pois para cada grupo vai apresentar um espaçamento de suas unidades estruturais como se pode observar na Tabela 7.

Tabela 7: Tabela esquemática com o espaçamento interplanar dos diferentes grupos de argilominerais, ALAMINO (2004)

ESPAÇAMENTO INTERPLANAR (d)				
Å				
Argilominerais	Reflexões Intensas	Outras reflexões	Glicoladas / Aquecidas	Esquema
Caulinitas	7	3,57 e 2,38	7 / -(¹)	
Ilitas	10	5 e 3,36Å	10 / 10	
Cloritas	≈ 14	7 e 4,7	14 / 14	
Vermiculitas	≈ 14	7 e 4,7	14 / 10	
Esmectitas	≈ 14	≈ 5	17 / 10	

⁽¹⁾ As caulinitas não resistem ao aquecimento, perdendo sua estrutura.

4.1.3.2 Caracterização por MEV

Ensaio realizado no Centro de Tecnologia Mineral (CETEM) onde as amostras de turfa foram analisadas por microscopia por varredura eletrônica com o intuito de se averiguar contrastes morfológicos dos seus constituintes.

4.2 Ensaio de equilíbrio em lote

Este ensaio consiste na mistura de uma determinada quantidade de massa conhecida de solo com um volume de solução contaminada por um ou mais íons específicos, de concentração conhecida, em um recipiente fechado por um tempo determinado. Tem por objetivo medir o quanto determinado solo foi capaz de adsorver os

íons em questão, sendo conhecido também por ensaio de batelada. Este ensaio foi normatizado pela ASTM e aprimorado pela USEPA ((ROY *et al.*, 1991).

ARÊAS (2006) destaca que o ensaio de equilíbrio em lote tem sido utilizado freqüentemente nos estudos em laboratório devido à sua simplicidade e rapidez e que as seguintes características podem ser destacadas:

- O solo encontra-se totalmente desestruturado (visando promover o aumento da superfície de contato);
- Não há fluxo hidráulico;
- Não há difusão.

4.2.1 Procedimento do ensaio

O ensaio de equilíbrio em lote foi direcionado para a determinação do comportamento sorcivo das turfas. Para melhor compreensão deste trabalho, a metodologia foi dividida em várias etapas:

4.2.1.1 Preparo das soluções contaminantes

As soluções utilizadas nos ensaios para o estudo dos contaminantes Cd^{+2} e Cu^{+2} foram preparadas em laboratório através da diluição de sulfato de cádmio ($\text{CdSO}_4 \cdot 8/3 \text{H}_2\text{O}$) e Sulfato de cobre ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) em água deionizada.

As concentrações foram determinadas de modo que fosse possível conseguir uma série em progressiva diminuição de aproximadamente 8 concentrações distintas (ROY *et al.*, 1991). Foram elaboradas soluções de 1 ppm, 5 ppm, 10 ppm, 20 ppm, 40 ppm, 60 ppm, 80 ppm e 100 ppm.

Os teores dos elementos nas soluções foram determinados por meio de absorção atômica, utilizando-se o espectrômetro de absorção atômica, marca Perkin Elmer, modelo AANALIYST 300.

4.2.1.2 Determinação da razão solo:solução contaminante.

A determinação da razão solo: solução contaminante é de extrema importância para que os valores de contaminação não sejam superestimados nem subestimados. É definida como a quantidade de massa de solo seca ao ar dividida pelo volume de solução utilizada nos ensaios.

Uma série de razões entre 1:4 e 1:500 foram previamente testadas, num ensaio que durou 24 horas, onde se variaram as quantidades de material sorvente utilizado, mantendo-se constante a concentração da solução. As amostras foram colocadas para agitação em tubos de policarbonato com um volume constante de 56ml e decorrido o tempo, as amostras foram filtradas e analisadas. A razão escolhida é aquela que apresenta taxa de absorção entre 10% e 30% de adsorção e que pode ser considerada uma quantidade suficiente e estatisticamente relevante podendo ser adquirida através da Equação 20, segundo ROY *et al.*, (2001):

$$\%A = \frac{(C_o - C)}{C_o} \cdot 100 \quad \text{[Equação 20]}$$

Onde:

%A – variação em percentual da quantidade adsorvida pelo solo;

C₀ – Concentração inicial da solução antes do contato com o solo [ML⁻³];

C – Concentração final, após 24 horas de ensaio [ML⁻³].

4.2.1.3 Determinação do tempo de equilíbrio

A determinação do tempo de estabilização se fez necessária, uma vez que é de fundamental importância verificar o tempo mínimo necessário para que a mistura solo-

solução contaminante permaneça em contato, possibilitando a interação máxima entre essa mistura, ocorrendo a maior parte das reações.

Estará estabilizada a mistura quando não mais houver uma variação considerável na concentração, estipulada em $\pm 5\%$, em intervalos de tempo respectivos (ROY et al., 1991). Esta variação é determinada por meio da equação 21.

$$\% \Delta C = \frac{(C_1 - C_2)}{C_1} \cdot 100 \quad \text{[Equação 21]}$$

Onde:

$\%C$ – variação da mudança de concentração;

C_1 – concentração da solução no tempo t_1 [ML^{-3}];

C_2 – concentração da solução depois de 1, 4, 8, 24, 48 e 72 horas [ML^{-3}].

Este ensaio foi realizado com as turfas, utilizando-se da concentração inicial 100 ppm das soluções contaminantes de Cd e Cu.

4.2.1.4 Ensaios de equilíbrio em lote propriamente dito

Uma vez escolhida a melhor proporção solo:contaminante e com o tempo de equilíbrio estimado, realizaram-se os ensaios de equilíbrio em lote propriamente dito. O procedimento é basicamente o mesmo da etapa anterior, salvo algumas diferenças que podem ser observadas a seguir.

Os ensaios foram realizados utilizando as concentrações de 1ppm, 5ppm, 10ppm, 20ppm, 40ppm, 60ppm, 80ppm e 100ppm das soluções de Cd e Cu com as turfas de Resende e canadense. As misturas dispostas em tubos de policarbonato vedados foram levadas ao sistema de agitação sendo retiradas após o tempo especificado em ensaio anterior. Por fim, as fases foram separadas por filtração a vácuo e o líquido filtrado foi levado para análise, onde se obteve a concentração e os valores de pH e condutividade.

Com dados obtidos por meio do aparelho de absorção atômica para o Cd e o Cu calculou-se o valor da concentração de soluto na fase sólida (C_s) utilizando-se a equação 22.

$$C_s = \frac{x}{m} \quad \text{[Equação 22]}$$

Onde:

C_s – concentração de soluto na fase sólida [ML-3];

m – massa do solo [M];

$x = V_s.C$ – massa adsorvida;

V_s – volume da solução [L].

$C = C_0 - C_e$ – concentração adsorvida

C_0 - concentração inicial [ML-3]

C_e – concentração de equilíbrio na solução [ML-3]

Com os dados resultantes do “Ensaio de Batelada”, os parâmetros puderam ser estimados por meio da adaptação de curvas teóricas aos dados das isotermas. Essa adaptação foi feita com base nos modelos das equações de Freundlich e Langmuir, já descrita em capítulo anterior. O modelo mais adequado foi selecionado com base na comparação dos valores do coeficiente de determinação (R^2), para cada amostra e íon estudados, optando-se pelos valores mais próximos de 1.

4.3 Ensaio de coluna em leito fixo

No presente estudo, como o enfoque recai sobre a capacidade de sorção do material reativo, considerou-se mais adequado o emprego do Ensaio de Coluna em Leito Fixo. O Leito Fixo é constituído por uma coluna com o sólido adsorvente que irá remover a substância desejada diluída em um fluido. O leito é considerado como fixo porque a vazão de operação é suficientemente baixa, para não permitir que as partículas sólidas se movimentem dentro da coluna, ou seja, a força da gravidade sobre o sólido é maior do que

a força de arraste do fluido sobre as partículas, não ocorrendo a fluidização KLEINÜBING (2006).

Em um leito fixo o fluido geralmente entra pela parte inferior e flui pelo leito até a parte superior, por onde deixa o sistema. Esta operação é frequentemente mais econômica e trata-se basicamente de passar a solução em presença de um leito contendo os sólidos adsorventes. Esta técnica é amplamente usada e encontra aplicações em diversos campos, como por exemplo, na descoloração de óleos vegetais e minerais e purificação de proteínas.

O sistema para realização deste ensaio é constituído de uma coluna de acrílico com 47cm de altura e 4cm de diâmetro, uma bomba peristáltica que provoca o fluxo ascendente, um recipiente de 50 litros como reservatório e um Becker como coletor. Todas essas peças interconectadas por mangueiras como mostra a figura 9.

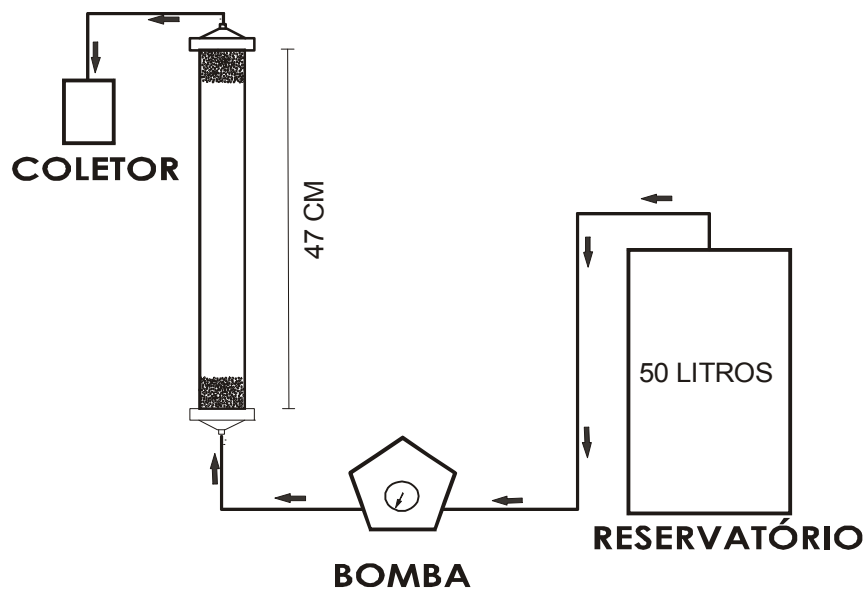


Figura 9: Esquema de funcionamento da coluna de leito fixo

A montagem do sistema compreende as seguintes etapas: primeiro é colocada na base uma camada de pérolas de vidro de quatro centímetros para que o fluxo seja distribuído uniformemente sem que haja caminhos preferenciais, a seguir o corpo de prova

é moldado com o auxílio de um soquete que compacta a amostra de turfa, sendo que, na parte superior da coluna são colocados mais quatro centímetros de pérolas de vidro para filtrar e evitar arraste de material. Uma vez montada, a coluna é percolada com água deionizada até atingir a saturação a uma vazão controlada de 25ml/min. Após a saturação da coluna com água deionizada, iniciou-se a percolação com a solução contaminante na concentração pré-estabelecida como faixa mais alta para este trabalho (100 ppm).

As amostras foram coletadas no topo da coluna em intervalos de tempos pré-determinados segundo a vazão utilizada, até ser alcançado o equilíbrio no sistema (exaustão da coluna).

Posteriormente, os dados obtidos em laboratório foram plotados em gráficos e assim obtidas as respectivas curvas de ruptura (C/C_0 versus t).

4.3.1 Cálculo da capacidade de adsorção da Coluna

Segundo KLEINÜBING (2006) a quantidade de metal retida no leito (q^*) até a saturação é obtida por balanço de massa na coluna usando os dados de saturação da mesma, a partir das curvas de ruptura, podendo demonstrar que a área da curva $(1-C/C_0)$ é proporcional à quantidade do metal retida, essa quantidade retida é calculada pela Equação 23.

$$q^* = \frac{C_0 V}{1000m} \int_0^t (1 - C|_{z=L} / C_0) dt$$

[Equação 23]

Sendo:

q^* - capacidade total de adsorção do metal (MM^{-1});

m - massa seca de turfa (g);

V - vazão volumétrica da solução (cm³/min);

C_{saída} - concentração do metal na saída da coluna (mg/L);

C₀ - concentração inicial do metal (mg/L);

t - tempo (min).

5 Análise dos resultados

Neste capítulo serão apresentados e discutidos os resultados dos ensaios de caracterização físicos, químicos, mineralógicos, além dos ensaios de equilíbrio em lote e de coluna descritos no capítulo anterior.

5.1 Caracterização física

5.1.1 Granulometria

Os resultados da granulometria realizada nas amostras de turfa serão expostos na tabela 8, é importante ressaltar que na turfa canadense foi realizado apenas o peneiramento, não foi possível separar as frações silte e argila.

Tabela 8: tabela com os valores percentuais

COMPOSIÇÃO GRANULOMÉTRICA (%) (escala ABNT)						
	Argila	Silte	Areia			Pedregulho
			Fina	Média	grossa	
Turfa Canadense	16		29	38	15	2
Turfa Resende	67	26	3	3	1	-

Conforme o observado na tabela 8, a turfa de Resende apresenta uma composição granulométrica fina em que predomina a fração argila com 68%, seguido da fração silte com 26% podendo ser classificada como argilo-siltosa. Os valores altos das frações finas podem ser explicados, primeiramente, por conter argilo-minerais em sua composição, mas

também por ter fibras que podem ter sido destruídas durante o processo de agitação para realização de uma das etapas do ensaio.

A amostra de turfa canadense por se tratar de um material altamente fibroso apresentou uma granulometria que corresponderia a um solo arenoso (82% ficaram retidos nessa fração).

5.1.2 Massa específica das turfás

Os valores obtidos da massa específica das turfás estudadas serão apresentados na tabela 9, correspondem à relação da massa das partículas pelo seu volume, sem considerar o volume da porosidade.

Tabela 9: Massa específica das turfás

<i>MASSA ESPECÍFICA (g . cm⁻³)</i>	
Turfa Canadense	0,87
Turfa Resende	2,09

Na tabela 9 é possível constatar que os valores encontrados para as turfás, tanto para a turfa canadense quanto para a turfa de Resende condizem com suas características morfológicas. A turfa canadense por apresentar uma estrutura fibrosa composta basicamente por raízes e restos vegetais tem sua massa específica baixa, os valores encontrados estão de acordo com os encontrados por FRANCHI (2004) para turfás com as mesmas características em relação à ativação por processo industrial. Enquanto que a turfa de Resende apresenta um valor mais elevado por ter uma estrutura hêmica à sáprica que em função de sua granulometria apresenta valores altos da fração argila.

5.2 Caracterização físico-química e química

Os ensaios químicos foram realizados com a finalidade de analisar o comportamento dos componentes químicos e as principais reações ocorridas no solo durante o processo de formação.

5.2.1 Caracterização físico-química

Os resultados encontrados nos ensaios de caracterização físico-química nas turfas serão apresentados na tabela 10 a seguir.

Tabela 10: Parâmetros físico-químicos das turfas estudadas

Parâmetro Físico-químico	Turfa Canadense	Turfa Resende
<i>pH em H₂O</i>	4,18	4,36
<i>pH em Ca Cl₂</i>	3,19	3,67
<i>ΔpH</i>	-0,89	-0,69
<i>Carbono Orgânico (%)</i>	42,1	18,90
<i>Matéria Orgânica (%)</i>	72,6	32,60
<i>CTC (meq/100g)</i>	87	67
<i>Teor de cinzas (%)</i>	94,4	42,5

De acordo com a tabela 10, os valores encontrados para o pH em água indicam o caráter ácido das duas turfas em questão, segundo BRADY (1989) as turfas desenvolvem, normalmente, pH baixo devido aos complexos coloidais orgânicos provenientes das substâncias húmicas que se encontram saturadas com hidrogênio. Os valores de ΔpH obtidos indicaram que ambas turfas tem cargas eletronegativas, isto é, têm predominância de cargas superficiais negativas, adsorvendo, portanto, maiores quantidades de cátions do que de ânions.

Quanto à análise do carbono orgânico e, conseqüentemente, da matéria orgânica, indica que a turfa canadense tem maior quantidade percentual de carbono orgânico que a turfa de Resende, fato atribuído ao caráter fibroso da turfa canadense, enquanto que a turfa de Resende é uma turfa hêmica que apresenta valores altos de argila na sua composição. Os valores encontrados estão de acordo com os encontrados por LAMIN et al (2001), 76,4% para turfas retiradas à mesma profundidade desta. Tais valores encontrados de carbono orgânico também refletem no alto teor de cinzas das amostras de turfa.

A análise da capacidade de troca catiônica indica que os valores encontrados para a turfa de Resende estão abaixo dos que são encontrados para turfas com grau de humificação semelhantes (97meq/100g) e que foram descritas por PETRONI (2000). Mas deve ser levado em consideração que o teor de matéria orgânica da turfa de Resende em relação à turfa canadense é bem mais baixo, além do fato que a composição mineralógica da turfa de Resende ser basicamente a caulinita, que segundo BRADY (1989) tem valores de capacidade de troca catiônica de 3 a 10meq/100g. O valor mais elevado da CTC encontrada na turfa canadense indica forte influência da natureza coloidal dos compostos orgânicos da turfa.

5.2.2 Análise química

Análise realizada com o intuito de rastrear os elementos maiores (concentração em %) e elementos traços (concentração em ppm), os resultados encontrados serão apresentados na tabela 11 a seguir.

Tabela 11: análise química com o valor dos elementos maiores e traços.

Elemento químico	Turfa Canadense	Turfa de Resende
	Concentração em (%)	
Al	0,69	>10
Ca	0,22	0,13
Fe	0,32	1,4
K	0,18	0,21
Mg	0,11	0,07
Mn	0,01	0,01
Na	0,07	0,15
P	0,04	0,03
Ti	0,03	0,37

	Concentração em ppm	
Ag	<3	<3
As	<10	<10
Be	<3	<3
Cd	<3	<3
Cu	6,3	43
Mo	<3	<3
Pb	27	26
Sr	36	24
Zn	35	35
Zr	3,9	73

Observa-se que a turfa Canadense não apresentou nenhum elemento que interferisse de modo significativo na análise dos metais que são foco de estudo desta dissertação, porém é importante ressaltar que a amostra analisada apresentou valores significativos de Pb, Sr, e Zn cuja origem pode estar associada ao processo de tratamento térmico a que a amostra foi submetida. A turfa de Resende apresenta valores significativos de Al e Fe denotando origem sedimentar do material que demonstrou ser mais argiloso, segundo a análise granulométrica e a mineralogia predominantemente caulínica. Foram identificados elementos Pb, Sr, Cu, Zn e Zr, pressupondo-se que a origem esteja associada a lançamentos de efluentes industriais ao longo do rio Paraíba do Sul.

5.3 Caracterização mineralógica

Os ensaios mineralógicos consistiram em análises qualitativas da fração argila na turfa de Resende por meio da difração de Raios-X (DRX). A microscopia eletrônica de varredura (MEV) foi realizada para as duas turfás estudadas.

5.3.1 Difração de Raios-X na fração argila

O gráfico que mostra a mineralogia da fração argila é apresentado na figura 10 a seguir.

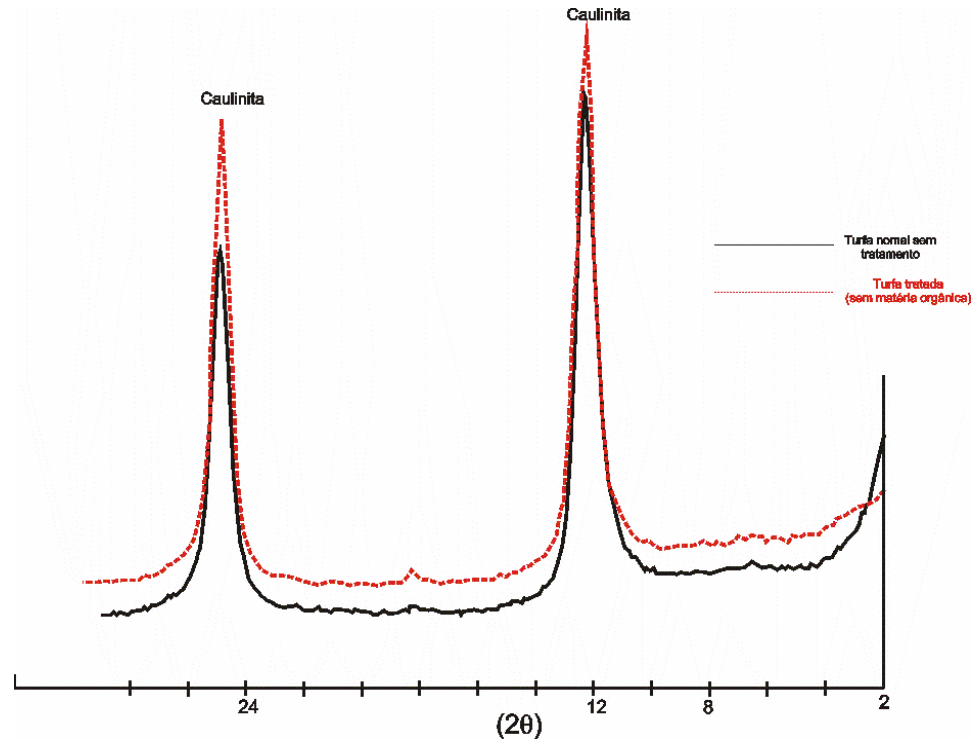


Figura 10: Difratograma da fração argila da turfa de Resende

O difratograma da amostra indica que a fração argila da turfa de Resende é composta predominantemente por caulinita, argilo-mineral alumino-silicático. Este fato evidencia uma formação alóctone indicando transporte até a área onde foi depositada. Além de intenso processo de intemperismo, associado a lixiviação de cátion e parte da sílica de sua composição.

5.3.2 Microscopia por varredura eletrônica

De acordo com a figura 11, é possível ter uma visão detalhada de uma folha de *sphagnum* onde se observam grandes espaços vazios que são poros deixados por células hialinas mortas. Esses poros permitem a entrada e saída de água da estrutura vegetal. De

um modo geral é possível observar outras estruturas vegetais como caules, pendões e ramos.



Figura 11: MEV da turfa canadense com aumento de 270 X

Na turfa de Resende representada pela figura 12^a, é possível observar uma certa heterogeneidade em relação ao tamanho dos grãos e um baixo grau de esfericidade e arredondamento. Na figura 12B, é possível observar a estrutura do argilo-mineral com sua folhas individualizadas. Na amostra analisada não se reconhecem vestígios da vegetação que originou a turfa.

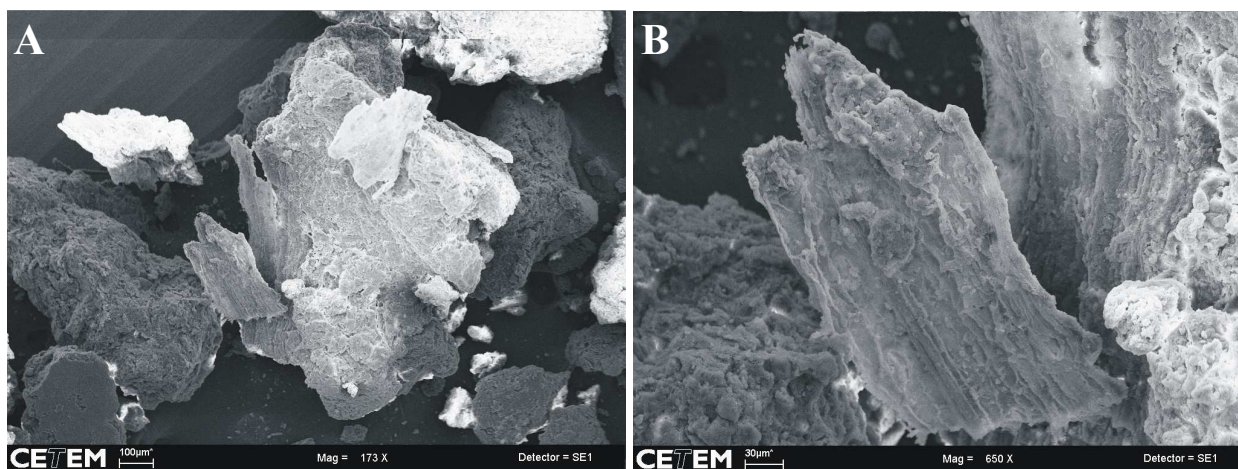


Figura 12: MEV da turfa de Resende com aumento de 173X (foto A) e 650X (foto B)

5.4 Ensaio de equilíbrio em lote

Este ensaio foi realizado com a finalidade de verificar a capacidade de adsorção das turfas estudadas em relação aos contaminantes empregados (no caso cádmio e cobre). Este ensaio consiste, basicamente, em colocar em contato o material reativo e a solução contaminante e as etapas de sua execução segue orientações segundo as normas da USEPA (1992)

5.4.1 Razão Solo:Contaminante

Esta razão é dada pela massa equivalente seca de adsorvente em gramas por volume (ml) de solução. As razões recomendadas são 1:4; 1:10; 1:20; 1:40; 1:60; 1:100; 1:200; 1:500. De acordo com (ROY *et al.*, 1991), foram adotadas como critério para a determinação da razão solo:solução, as quantidades de 10 a 30% de sorção para a concentração mais alta do soluto utilizado, neste trabalho foram usadas concentrações de 100ppm para os contaminantes Cd e Cu. Esta faixa de sorção foi definida através de dados empíricos e testada em diversos tipos de solo.

De acordo com as tabelas 12 e 13, para o contaminante cádmio foi escolhida a razão 1:500, que apresentou valor de 29,8% na variação da quantidade adsorvida para a

turfa canadense e 17,3% para a turfa de Resende. Para o contaminante cobre também foi escolhida a razão 1:500, que apresentou o valor de 28,5% para turfa canadense e 18,6% para a turfa de Resende.

Destaca-se que para a turfa canadense não foram utilizadas as razões 1:4 e 1:10 devido à limitação de volume do tubo de ensaio utilizado. Ressalta-se também que a concentração inicial detectada no aparelho para a solução de cádmio foi de 108,1 ppm e para a solução de cobre a concentração inicial foi de 101,2 ppm.

Uma vez estabelecidas estas razões e seguindo a norma de utilizar 80% do volume total do tubo de ensaio, as etapas subseqüentes do equilíbrio em lote foram realizados utilizando tais razões, ou seja, 0,12 g de turfa para:56 ml de solução para as duas turfás estudadas tanto para o contaminante cádmio quanto o contaminante cobre.

Tabela 12: Adsorção de cádmio para as diferentes razões turfa : contaminante. Destacado em negrito as proporções escolhidas.

Proporções	<i>Turfa Canadense</i>		<i>Turfa de Resende</i>	
	Adsorção de Cd		Adsorção de Cd	
	ppm	(%)	Ppm	(%)
1 : 4	-	-	5,3	95,1
1: 10	-	-	10,5	90,3
1 : 20	8,3	92,3	24,2	77,6
1: 50	20,6	80,9	44,4	58,9
1 : 100	38,5	64,4	60,7	43,8
1 : 200	57,3	46,7	75,6	30,1
1 : 500	75,9	29,8	89,4	17,3

Tabela 13: Adsorção de cobre para as diferentes razões de turfa : contaminante. Destacado em negrito as proporções escolhidas.

Proporções	<i>Turfa Canadense</i>		<i>Turfa de Resende</i>	
	Adsorção de Cu		Adsorção de Cu	
	ppm	(%)	Ppm	(%)
1 : 4	-	-	0,8	99,2
1: 10	-	-	2,4	97,7
1 : 20	4,8	95,0	6,9	93,2
1: 50	16,0	83,4	28,6	71,7
1 : 100	35,6	63,2	53,9	46,7
1 : 200	53,3	44,9	68,4	32,4
1 : 500	69,2	28,5	82,4	18,6

5.4.2 Determinação do Tempo de equilíbrio do ensaio.

Os resultados desta etapa para os íons e solos estudados são apresentados nas tabelas 14 e 15 e nos gráficos expostos nas figuras 13 e 14. Ressalta-se que o ensaio foi realizado na maior concentração estudada e na proporção de solo:contaminante estabelecida na etapa anterior.

De acordo com a tabela 14, o equilíbrio da sorção foi atingido em 8 horas para os dois íons estudados na turfa canadense, isto é, a variação da concentração após um intervalo de tempo t não deve ultrapassar o limite de 5%, graficamente observado na figura 13. Para a turfa de Resende, vide tabela 15 e figura 14, seguindo os mesmos critérios, o equilíbrio foi alcançado em 4 horas para o íon cádmio e em 24 horas para o íon cobre.

É importante ressaltar que para o íon cádmio em ambas as turfas há um processo de dessorção a partir de 24 horas de ensaio, sendo mais evidente na turfa canadense, como constatado nos gráficos das figuras 13 e 14.

Tabela 14: concentrações dos íons Cd e Cu e sua variação nos intervalos de tempo para a turfa canadense

Tempo (h)	Cádmio		Cobre	
	Concentração (ppm)	ΔC (%)	Concentração (ppm)	ΔC (%)
0	117,0	-	101,0	-
1	72,9	37,6	75,3	25,4
4	73,4	-0,7	70,8	5,9
8	76,6	-4,3	69,4	2,0
24	76,6	0,04	69,6	-0,3
48	79,0	-3,2	69,0	0,9
72	80,5	-1,9	69,0	0,0

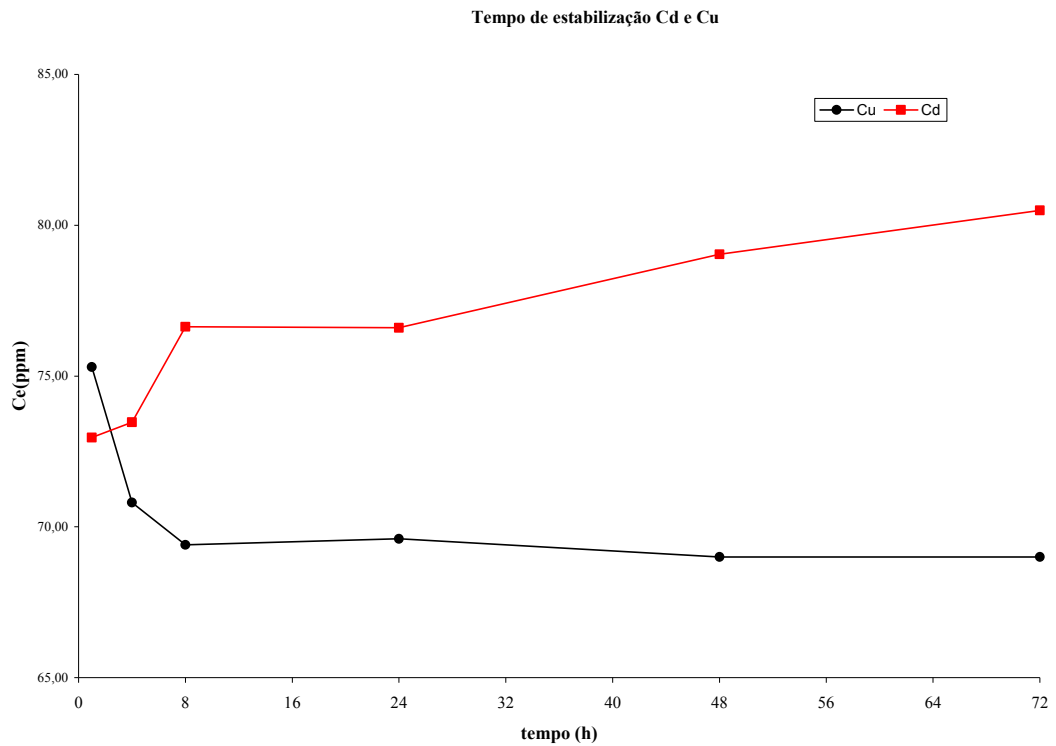


Figura 13: Tempo de estabilização dos íons Cd e Cu para turfa canadense

Tabela 15: concentrações dos íons Cd e Cu e sua variação nos intervalos de tempo para a turfa de Resende

Tempo (h)	Cádmio		Cobre	
	Concentração (ppm)	ΔC (%)	Concentração (ppm)	ΔC (%)
0	117,0	-	101,0	-
1	89,4	27,6	86,3	30,7
4	86,1	3,7	82,5	4,4
8	85,9	0,2	80,9	1,9
24	85,6	0,3	77,0	4,8
48	86,5	-1,1	75,8	1,6
72	87,0	-0,6	74,4	1,8

Tempo de Estabilização Cd e Cu

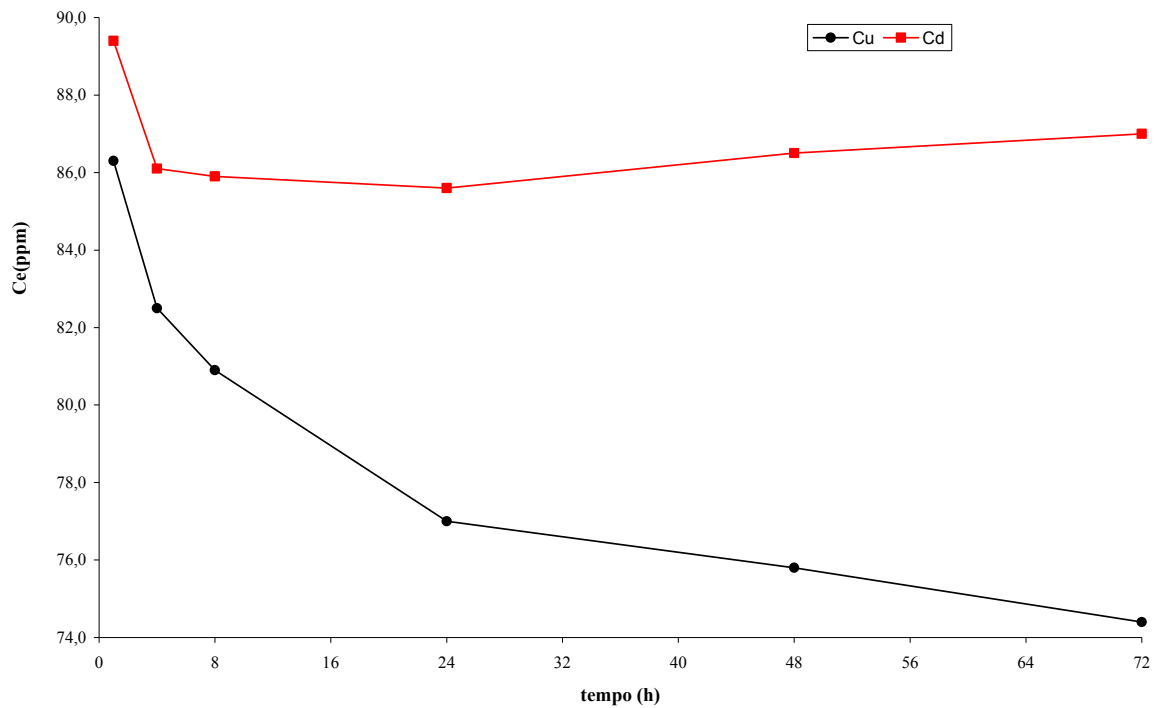


Figura 14: Tempo de estabilização dos íons Cd e Cu para turfa de Resende

5.4.3 Ensaio de batelada

Nestes ensaios foram determinados os parâmetros de sorção das turfas estudadas para os íons cádmio e cobre. Este ensaio valiu-se de oito valores diferentes de concentração inicial, os valores de cada íon adsorvido nas diferentes amostras podem ser observados nas tabelas 16 e 17, a faixa de concentrações variou entre 1 ppm (valor teórico mínimo) e 100 ppm (valor teórico máximo) na proporção e tempo pré-estabelecida.

Tabela 16: valores de concentração e percentual de adsorção do Cd para as turfas estudadas no ensaio de batelada

Cádmio					
<i>Turfa canadense</i>			<i>Turfa Resende</i>		
Concentração inicial em ppm (C_0)	Concentração de equilíbrio em ppm (C_{eq})	(%) adsorção	Concentração inicial em ppm (C_0)	Concentração de equilíbrio em ppm (C_{eq})	(%) adsorção
0,95	0,03	96,9	0,95	0,04	95,7
4,55	0,35	92,3	4,55	0,90	80,2
9,97	1,59	84,1	9,97	5,78	42,2
19,20	4,50	76,6	19,20	11,10	42,2
39,40	18,40	53,2	39,40	28,70	27,2
60,30	32,80	45,6	60,30	46,80	22,4
80,10	50,60	36,8	80,10	61,50	23,2
99,7	72,50	27,3	99,70	86,6	13,1

A partir da tabela 16 é possível observar que em ambas as turfas houve decréscimo no valor percentual da adsorção do íon cádmio conforme maior o valor da concentração do íon, sendo que este decréscimo fica mais acentuado na turfa de Resende. Esse fato pode

ser explicado pela menor quantidade de matéria orgânica da turfa de Resende em relação à turfa canadense.

Tabela 17: valores de concentração e percentual de adsorção do Cu para as turfas estudadas no ensaio de batelada

Cobre					
<i>Turfa canadense</i>			<i>Turfa Resende</i>		
Concentração inicial em ppm (C_0)	Concentração de equilíbrio em ppm (C_{eq})	(%) adsorção	Concentração inicial em ppm (C_0)	Concentração de equilíbrio em ppm (C_{eq})	(%) adsorção
0,64	0,04	94,1	0,64	0,05	91,7
4,34	0,21	95,1	4,34	0,76	82,6
9,24	0,75	91,9	9,24	4,05	56,4
18,70	9,20	50,8	18,70	10,40	44,4
41,80	20,70	50,5	41,80	30,10	28,0
61,20	37,10	39,4	61,20	48,40	20,9
80,70	51,00	36,8	80,70	65,50	18,8
97,50	73,80	24,3	97,50	86,30	11,5

De acordo com a tabela 17, é possível observar que para o íon cobre tem um comportamento semelhante ao cádmio tanto para a turfa canadense quanto para a turfa de Resende, isto é, quanto maior a concentração do íon menor o valor percentual de adsorção.

Desta parte do ensaio foram obtidos dados físico-químicos como pH e condutividade elétrica que serão apresentados nas tabelas 18 e 19 a seguir. É importante ressaltar que tais análises foram realizadas na solução final após a separação da fase sólida da líquida, pois a variação do pH e da condutividade elétrica em relação a solução inicial, possui relevância para o trabalho. Em tais tabelas é possível observar a tendência a acidificação do meio e do aumento da condutividade elétrica para as soluções de cádmio e de cobre, fator que pode estar influenciando diretamente na diminuição da capacidade de adsorção dos cátions em questão pelas duas turfas analisadas, pois quanto mais ácido maior

a saturação de íons H^+ que preenchem, assim, maior parte dos sítios de adsorção. Fazendo uma comparação entre os valores encontrados na tabela 16 e na tabela 18 observa-se que os maiores percentuais de adsorção de cádmio da turfa de Resende (95,7% e 80,2%) ocorrem quando o meio está em faixa de pouco ácida à ácida (5,3 e 4,7)

Tabela 18: Parâmetros físico-químicos do ensaio de batelada para o cádmio

Cádmio		Turfa canadense		Turfa de Resende	
C_0	C_{eq}	pH	CEE ($\mu S/cm$)	pH	CEE($\mu S/cm$)
0,95	0,03	4,2	63,3	5,3	52,5
4,55	0,35	4,1	87,7	4,7	59,7
9,97	1,59	4,2	90,7	4,1	88,4
19,20	4,50	4,0	115	4,2	93,2
39,40	18,40	4,0	159	4,1	140
60,30	32,80	3,8	258	4,2	166
80,10	50,60	3,7	308	4,2	254
99,7	72,50	3,7	352	4,0	303

Tabela 19: Parâmetros físico-químicos do ensaio de batelada para o cobre

Cobre		Turfa canadense		Turfa de Resende	
C_0	C_{eq}	pH	CEE ($\mu S/cm$)	pH	CEE($\mu S/cm$)
0,64	0,04	4,4	63,9	4,8	55,7
4,34	0,21	3,9	81,4	4,4	66,5
9,24	0,75	3,6	113	4,0	104
18,70	9,20	3,8	140	3,9	135
41,80	20,70	3,5	323	3,9	185
61,20	37,10	3,4	414	3,7	316
80,70	51,00	3,4	470	3,6	402
97,50	73,80	3,5	533	3,7	438

5.5 Estudo das isotermas de sorção

Com os dados obtidos no ensaio de equilíbrio foi possível construir as isotermas de sorção segundo os modelos propostos na metodologia, o modelo mais adequado foi escolhido com base na comparação dos valores do coeficiente de determinação (R^2), para cada amostra e íon estudados, sendo escolhido os valores mais próximos de 1. Atabela completa com os calculos segue anexado no final do trabalho

As figuras 15 e 16 a seguir, apresentam as isotermas, em gráficos em que no eixo das ordenadas estão plotadas as quantidades de cádmio e cobre adsorvidas (S) enquanto que no eixo das abcissas esta plotada a concentração de equilíbrio para os mesmos cátions (C_{eq}). Observa-se um forte caráter não linear, apresentando uma configuração curvilínea, sendo que os coeficientes de determinação R^2 para uma aproximação linear para os dois ensaios apresentaram valores baixos (0,72 para o cádmio e 0,66 para o cobre).

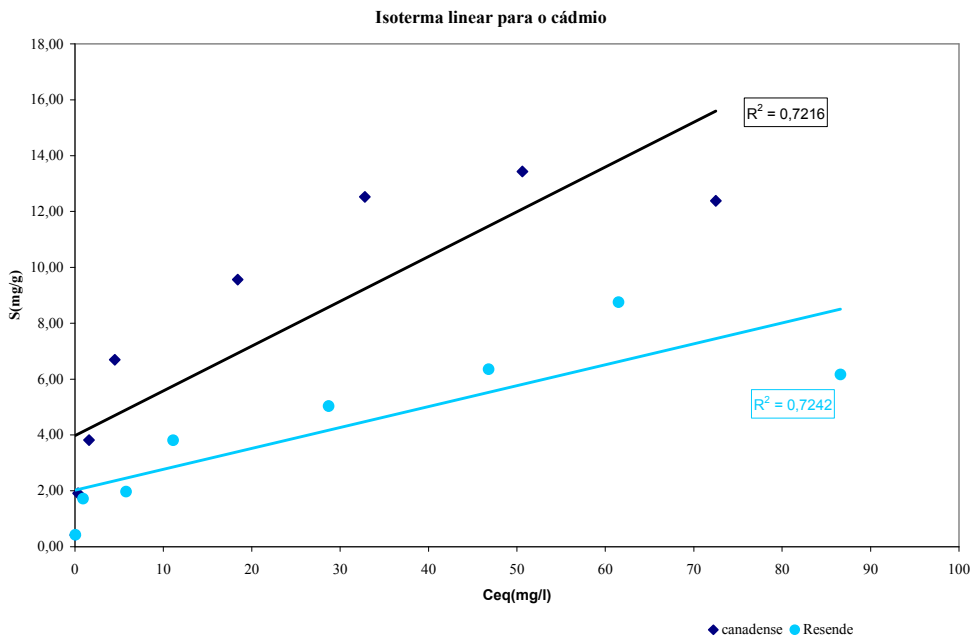


Figura 15: Isoterma linear de sorção para o cádmio para as turfas estudadas

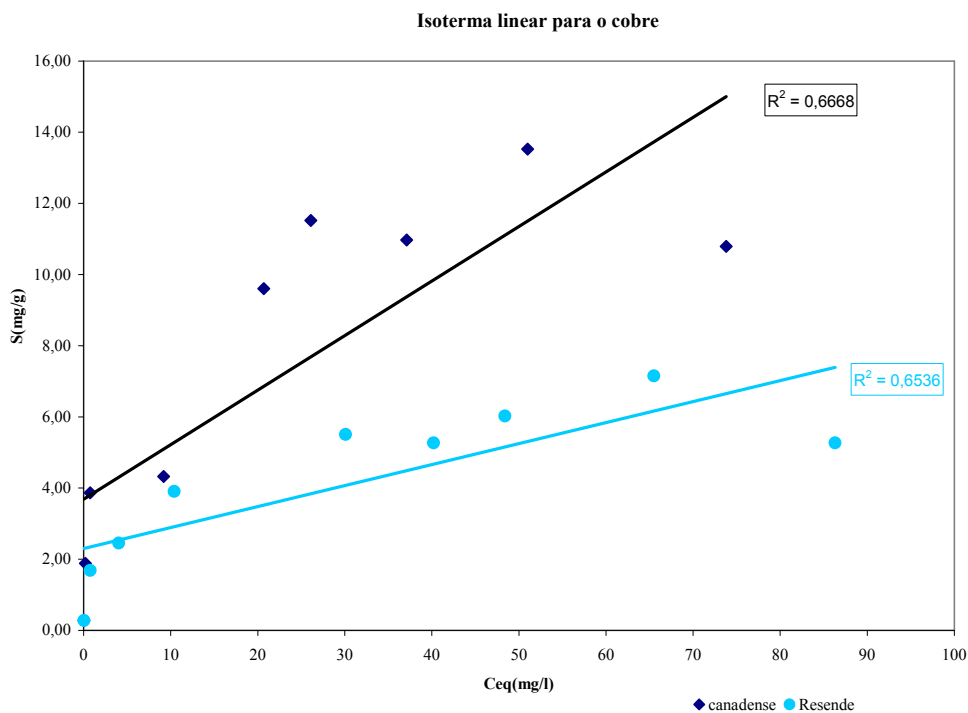


Figura 16: Isoterma linear de sorção para o cobre para as turfas estudadas

Para encontrar melhores resultados, as isotermas foram então ajustadas aos modelos de Freundlich, Langmuir. Com base nas análises de regressão linear, foram obtidos os coeficientes de determinação dos referidos modelos, de acordo com a tabela 20 que apresenta um resumo dos parâmetros calculados. Denota-se que o modelo que melhor se ajustou para as turfas estudadas foi o de Langmuir, pois apresentou um coeficiente de determinação (R^2) mais satisfatório em relação aos outros modelos aplicados tanto para o ion cádmio quanto para o cobre. Ressalta-se que quando aplicado ao modelo de Freundlich as isotermas apresentaram bons resultados como observado graficamente na figura 16, mas o modelo apresenta limitações pois não definem a sorção máxima ficando subtendido que o solo nunca fica saturado, com sorção infinita, como visto no capítulo de revisão.

A análise dos parâmetros de sorção quando aplicados ao modelo de Langmuir indicam que a turfa canadense tem uma capacidade de adsorção duas vezes maior que a turfa de Resende para os dois contaminantes, evidenciados na tabela 20 tanto pelo parâmetro α (constante de adsorção relacionado a energia de ligação) quanto pelo β (constante relacionada a quantidade máxima de soluto que pode ser adsorvido pela turfa),

graficamente pode ser observado nas figuras 18 e 19. Ressalta-se que a turfa canadense apresentou uma capacidade maior de adsorver cádmio em relação ao cobre, já a turfa de Resende apresentou uma relação oposta, isto é, tendo maior capacidade de adsorção de cobre em relação ao cádmio.

Tabela 20: Resumo dos parâmetros de sorção aplicados aos três modelos

Turfa	Elemento	Modelo linear		Modelo de Freundlich				Modelo de Langmuir				
		K_d	R^2	$\text{Log } K_F$	K_F (ml/g)	N	R^2	$1/\beta$	$1/\alpha\beta$	β (mg/g)	α (ml/g)	R^2
Canadense	Cd	0,160	0,722	0,417	2,612	0,436	0,969	0,075	0,235	13,26	56,46	0,992
	Cu	0,153	0,667	0,365	2,317	0,439	0,890	0,082	0,330	12,15	36,78	0,946
Resende	Cd	0,075	0,724	0,161	1,449	0,372	0,914	0,137	0,944	7,30	7,74	0,928
	Cu	0,059	0,654	0,106	1,276	0,402	0,944	0,166	0,471	6,03	12,81	0,962

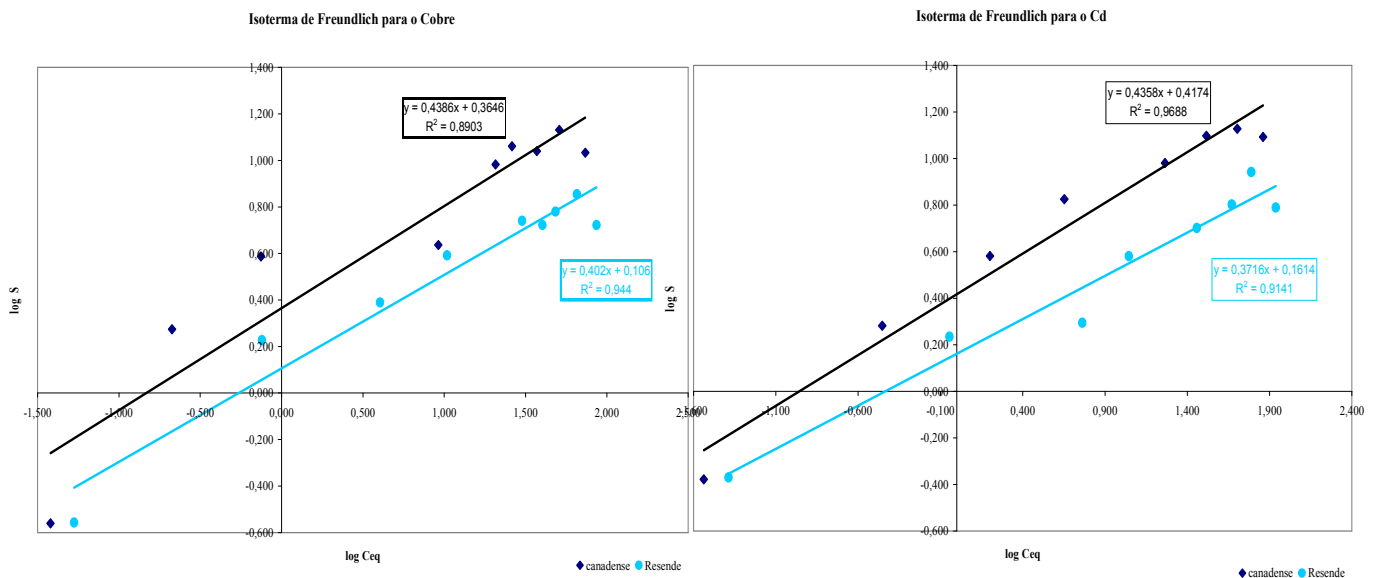


Figura 17: Isotermas aplicadas ao modelo de Freundlich para as turfas

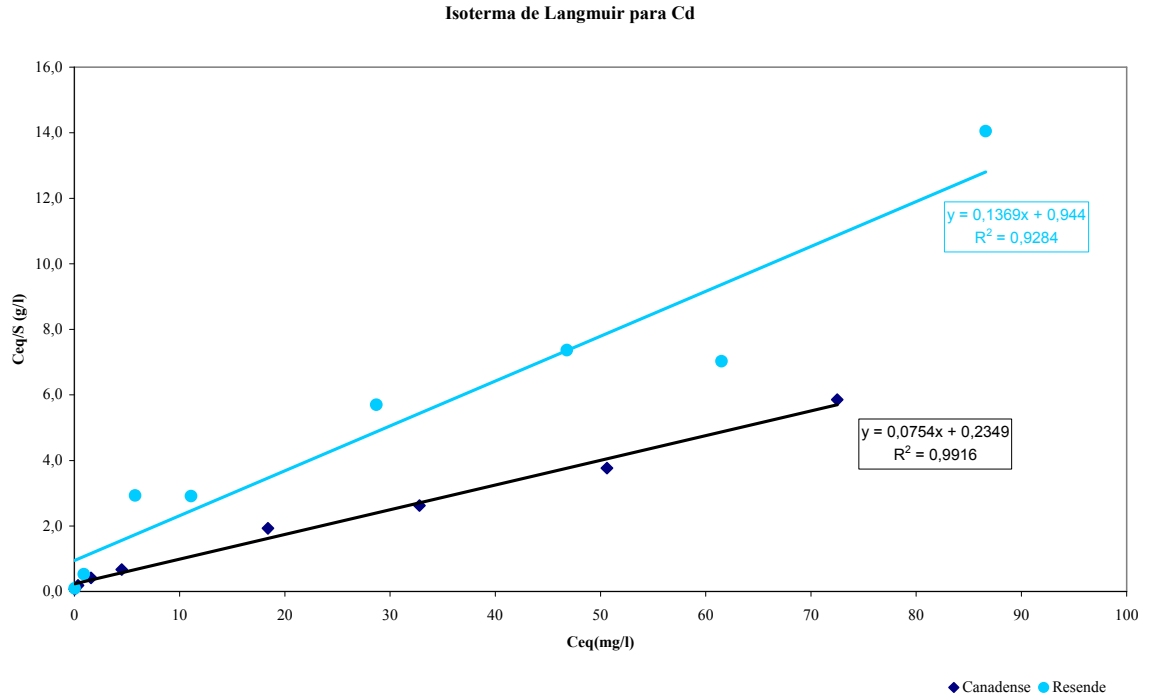


figura 18: Isotermas aplicadas ao modelo de Langmuir para o contaminante Cádmi

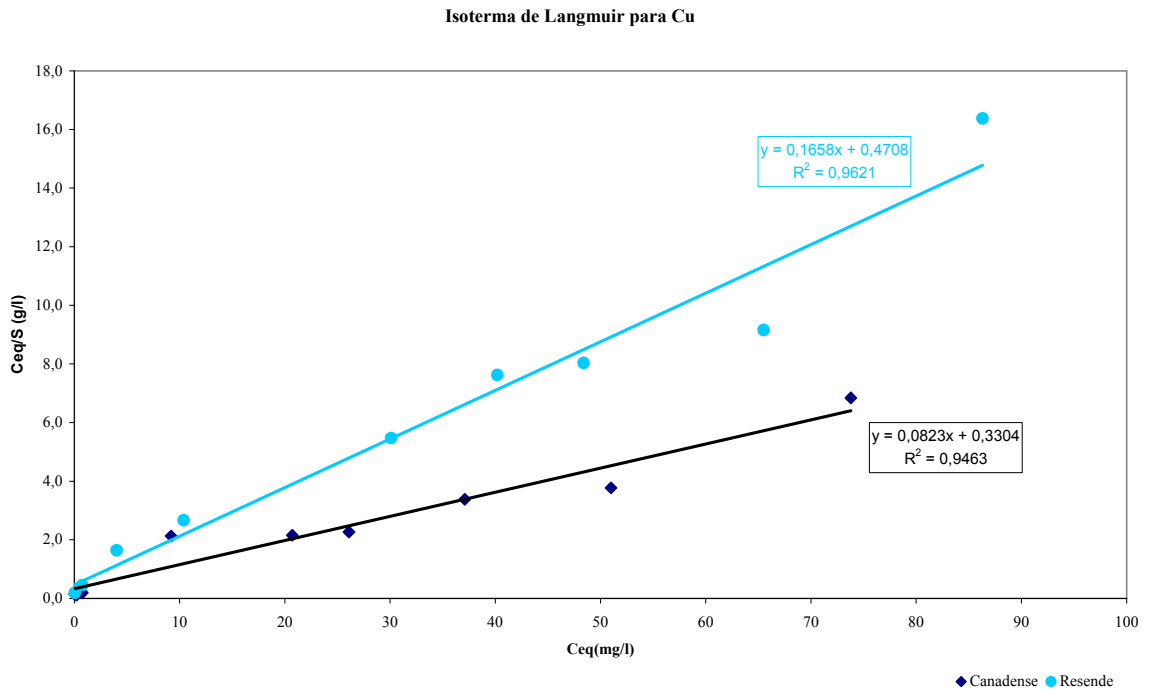


figura 19: Isotermas aplicadas ao modelo de Langmuir para o contaminante Cobre

5.6 Ensaio de leito fixo

Neste item serão apresentados os gráficos resultantes dos ensaios realizados em laboratório, os quais representam as curvas de ruptura em que no eixo das ordenadas são plotados os valores de $C_{\text{saída}} / C_0$ e no eixo das abscissas são plotados o tempo correspondente a cada leitura de $C_{\text{saída}}$.

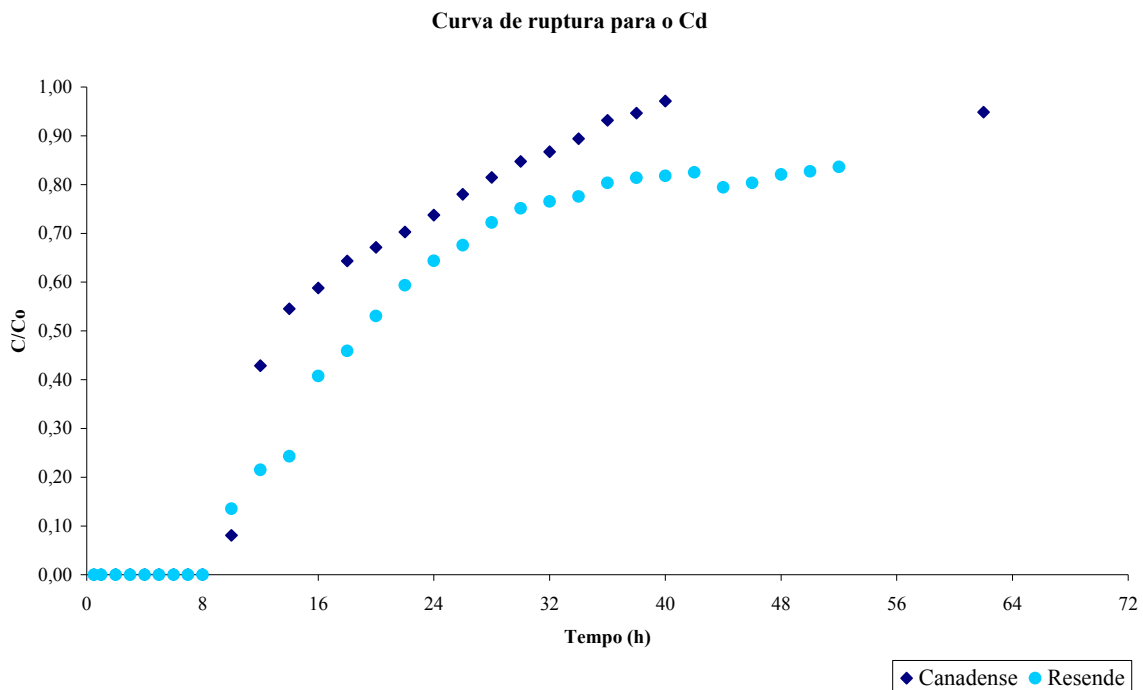


Figura 20: Curva de ruptura para o contaminante cádmio

De acordo com a figura 20, na qual é mostrada a curva de ruptura do contaminante cádmio para as turfas estudadas, é possível observar que a inclinação da curva de ruptura da turfa canadense é mais acentuada refletindo no menor comprimento da zona de transferência de massa (ZTM), indicando uma maior eficiência de remoção de cádmio.

Em relação ao contaminante cobre é possível observar na figura 21 que as curvas tem comportamentos semelhantes sendo que a curva relativa ao ensaio realizado na turfa canadense apresentou o ponto de ruptura (por volta das 8 horas de ensaio) antes da turfa de Resende.

Curva de ruptura para o Cu

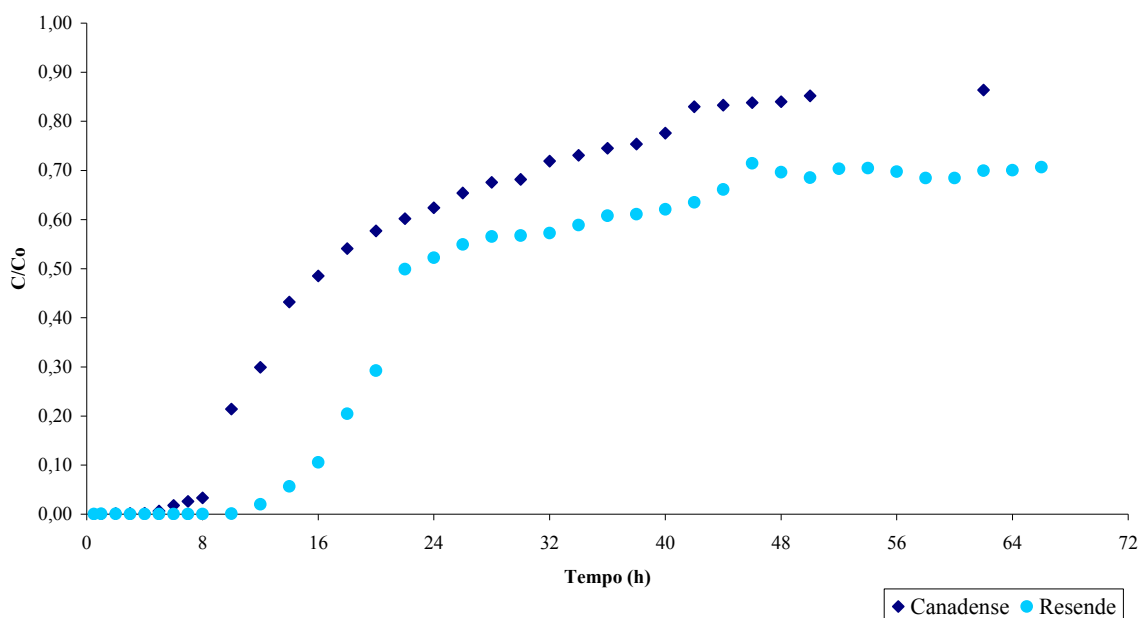


Figura 21: Curva de ruptura para o contaminante cobre

A quantificação de metal retida no leito (q) até a saturação foi obtida por balanço de massa na coluna usando os dados de saturação da mesma, onde a área da curva $(1-C/C_0)$ é proporcional à quantidade do metal retida, cujos gráficos são representados nas figuras 22 e 23

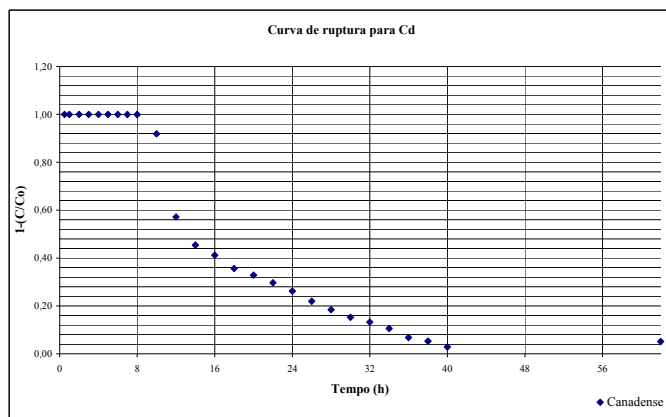
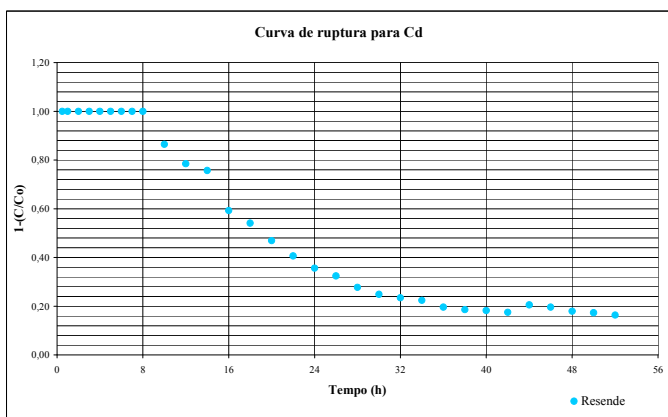


Figura 22: Gráficos da curva $(1-C_0)$ para quantificação da adsorção pa o contaminante Cd

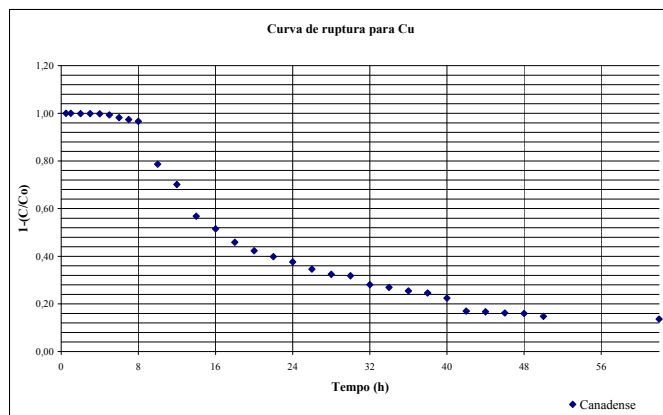
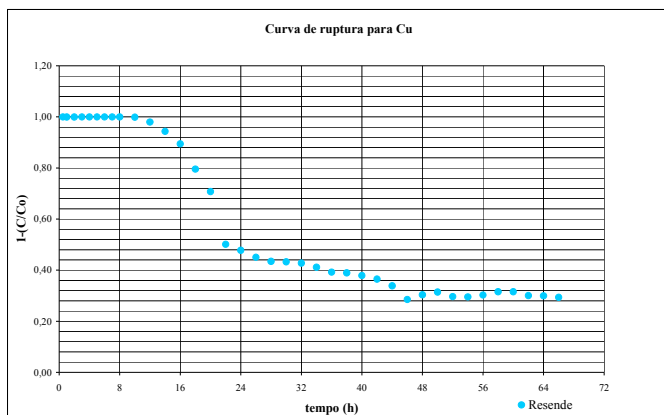


Figura 23: Gráficos da curva (1-C₀) para quantificação da adsorção pa o contaminante Cd

Os dados referentes ao ensaio de leito fixo, assim como as tabelas completas de como foi feita a quantificação da adsorção encontram-se em anexo, a seguir será apresentada a tabela 21 com um resumo dos parâmetros determinados no ensaio.

Tabela 21: Valores de adsorção encontrados para as turfas no ensaio de leito fixo

Turfa	Elemento	Concentração inicial (C ₀) (mg/l)	q (mg/g)
<i>Canadense</i>	Cd	101	0,312
	Cu	100	0,260
<i>Resende</i>	Cd	107	0,114
	Cu	99,2	0,120

De acordo com a tabela 21 é possível observar que a turfa canadense apresentou valores de capacidade de adsorção maiores que a turfa de Resende para os dois contaminantes estudados, é importante ressaltar que os dados acima apresentados estão em plena sintonia com os que foram observados no ensaio de equilíbrio em lote.

6 Conclusões e sugestões

De acordo com o que foi observado durante os ensaios de caracterização, as turfas avaliadas apresentaram características muito distintas quanto a sua natureza física e físico-química, o que reflete diretamente na capacidade de adsorção dos dois elementos analisados. A turfa canadense é do tipo H2 (fibrosa e muito pouco decomposta) e a turfa de Resende com grau de humificação entre H5 e H6, (hêmica e decomposta). Tais fatores influenciam diretamente nas suas características físico-químicas, atribuindo à turfa canadense um valor maior de carbono orgânico e de capacidade de troca catiônica (CTC), isto é, maior capacidade de adsorver elementos químicos em sua estrutura.

A mineralogia das argilas da turfa de Resende demonstrou ser composta basicamente por caulinita, enquanto a turfa canadense é composta por folhas de *sphagnum* onde os poros deixados por células hialinas mortas são os principais responsáveis pela entrada e saída de água da estrutura vegetal.

Com relação aos ensaios de equilíbrio em lote é pode-se concluir que o método utilizado mostrou ser adequado devido às boas isotermas produzidas. O modelo de Langmuir foi o que apresentou melhores resultados com um coeficiente de determinação (R²) mais satisfatório em relação aos outros modelos aplicados tanto para o íon cádmio (0,99 e 0,92 para as turfas canadense e de Resende, respectivamente) quanto para o cobre (0,94 e 0,96 para as turfas canadense e de Resende, respectivamente).

A análise dos parâmetros de sorção quando aplicados ao modelo de Langmuir indicam que a turfa canadense tem uma capacidade de adsorção de 13,4mg/g para o Cd e 12,1mg/g para o cobre, enquanto a turfa de Resende apresentou valores de capacidade da ordem de 7,3 para o cádmio e 6,0 para o cobre. Os valores maiores encontrados para a turfa canadense estão de acordo com parâmetros físico-químicos encontrados para tal material. Tais valores estão de acordo com os encontrados por FRANCHI (2004)

O ensaio de leito fixo mostrou valores muito baixos de adsorção do contaminante pelas turfas estudadas que requerem uma melhor análise dos procedimentos adotados

durante o ensaio e no manuseio dos dados. De qualquer forma, é possível observar que a turfa canadense apresentou valores de capacidade de adsorção maiores que a turfa de Resende para os dois contaminantes estudados, fator corroborado pelos dados que foram observados no ensaio de equilíbrio em lote.

De um modo geral conclui-se que as turfás estudadas não apresentaram valores tão significantes em relação a outros materiais como a bentonita que segundo ALAMINO (2004) apresenta valores de capacidade na ordem 70mg/g para o cádmio, enquanto KLEINÜBING (2006), encontrou valores de capacidade de adsorção na ordem 84mg /g para o cádmio e 70,44mg /g para o cobre em seus estudos com zeólitas.

Como sugestão para trabalhos futuros fica a adição de elementos que tenham uma boa adsorção como bentonita, zeólitas e o carvão ativado, pois segundo CRESCÊNCIO JR (2008), as turfás apresentam bom coeficiente de permeabilidade e quando misturadas a um outro material poderiam ser utilizadas em barreiras reativas sem que percam as propriedades de boa permeabilidade.

7 Bibliografia

ALAMINO, RENATA C. J. A influência da bentonita nos mecanismos de sorção de íons metálicos em solos residuais. 146p. Instituto de Geociências - UFRJ, M.Sc., Programa de Pós-Graduação em Geologia, 2004.

ALMEIDA, A.C.M.; PEDRO, R.J.; CORSO, C.R.; Remoção de corantes têxtil por turfa nativa através de adsorção em diferentes concentrações hidrogeniônicas. Resumo expandido em: Arq.Inst.Biol., São Paulo, v.71, (supl.), p.1-749, Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, Departamento de Bioquímica e Microbiologia, 2004.

ANVISA. Manual de gerenciamento de resíduos de serviços de saúde / Ministério da Saúde, Agência Nacional de Vigilância Sanitária. – Brasília : Ministério da Saúde, 2006. 182 p.

ARÊAS, VAGNER F. Estudo Experimental e Analítico do Transporte de Contaminantes em Meios Porosos. Dissertação de mestrado, COPPE-UFRJ. XII, 107 p. 29,7 cm. Rio de Janeiro. 2006.

BORGES, A. F. Avaliação dos mecanismos de transporte de hexaclorociclohexano (HCH) no solo da cidade dos meninos, Duque de Caxias, RJ. 182p. Dissertação (Mestrado) - Depto de Engenharia Civil, PUC/RJ, Rio de Janeiro. 1996.

BRADL, HEIKE B.. Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. Journal of Colloid and Interface Science, V. 277. pag 1–18. 2004.

BRADY, N. C. Natureza e propriedade dos solos. (A. B. N. Figueiredo, trad.). Rio de Janeiro:Freitas Bastos, 1989. 647p.

CABRAL JR, M.; MOTA, J.F.M.; MELLO, I.S.C.; TANNO, L.C.; SINTONI, A.; SALVADOR, E.D.; CHIEREGATTI, L.A.. Recursos minerais do Fanerozóico do estado

de São Paulo. Revista de geociências. UNESP. V. 20, nº 1, pág. 105- 159. São Paulo. 2001.

CARDOSO, L. M. N., CHASIN, A. A. M. Ecotoxicologia do cádmio e seus compostos. Salvador: CRA, 2001. 122 p. Cadernos de referência ambiental; v. 6. II. Centro de Recursos Ambientais (BA) III. Título. IV SÉRIE.

CAMARGO, O. A., VAN RAIJ, B., VALADARES, J.M.A.S. Avaliação da capacidade de troca catiônica em solos utilizando o método do tampão SMP. BRAGANTIA - Revista do Instituto agrônomo de Campinas, V. 41, Artigo 12. Campinas - SP. Junho 1982.

CERQUEIRA, S.C.A.; ROMÃO, L.P.C.; BELLIN, I.C.; BATISTA, A.P.S.; CUNHA, B.B.; ARGUELHO, M.L.P.M. Redução/adsorção de cromo por turfa e humina. In: 30ª Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Química. 2007.

CETESB. Manual de gerenciamento de áreas contaminadas / CETESB, GTZ. 2.ed. - São Paulo : CETESB, 2001. [389] p.

COSTA, P.O.S. Avaliação em laboratório do transporte de contaminantes no solo do aterro sanitário de Sauípe/ BA. Dissertação de mestrado. Depto. De Engenharia Civil - PUC-Rio. Rio de Janeiro. 2002. 149 p.

CRESCÊNCIO JÚNIOR, FRANCISCO. Potencialidade do Uso de Turfa em Barreiras Reativas Permeáveis na Remediação de Aquíferos Contaminados por Cobre, Cádmio e BTEX – Um Estudo em Laboratório. Tese de doutorado COPPE/UFRJ, Engenharia Civil, Rio de Janeiro. 2008. 321 p.

CUNHA, B.B.; ROMÃO, L.P.C.; BELLIN, I.C.; ARGUELHO, M.L.P.M.; ALVES, J.P.H.; GARCIA, C.A.B. Avaliação da adsorção de cromo(III) pela turfa de

Santo Amaro das Brotas (SE) em diferentes perfis. Sociedade Brasileira de Química (SBQ). 30ª Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Química, 2007.

DEMUELENAERE, R.G.A. Caracterização de Propriedades de Transporte de Metais Pesados em Solos Residuais do Rio de Janeiro. 2004. 106p.

DIAS E.; MENDES C. Ecologia de algumas espécies de Sphagnum da ilha Terceira. 2005, disponível em: www.angra.uac.pt\GEVA, acessado em 10/04/2008.

EMBRAPA - CNPS. Manual de métodos de análise de solo. Rio de Janeiro, 1997. 212p

FETTER, C. W. Contaminant hydrogeology. NY: Macmillian Publishing Company, 1993. 458p.

FIGUEIREDO, B. R. Minérios e ambiente. Campinas: Editora da Unicamp, 2000.

FONTES, M.P.F., CAMARGO, O.A., SPOSITO, G. Eletroquímica das partículas coloidais e suas relações com a mineralogia de solos altamente intemperizados. Scientia Agrícola, v.58, n.3, p.627-646, jul./set. 2001.

FRANCHI, J.G. A utilização de turfas como adsorventes de metais pesados. O exemplo da contaminação da bacia do rio Ribeira do Iguape por chumbo e metais associados. Tese de doutoramento pelo Programa de Pós- Graduação em Geoquímica e Geotectônica. IGEO-USP. São Paulo 2004. 187p.

FREEZE, R. A. & CHERRY, J. A. Groundwater. New Jersey: Prentice Hall Inc., 1979. 604p.

GALVÃO, F.A.D.; VAHL, L.C. Propriedades químicas de solos orgânicos do litoral do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. Rev. Bras. de AGROCIÊNCIA, v.2, nº 2, 131-135, Mai.-Ago., 1996.

GREENWOOD, N. N. & EARNSHAW, A. Chemistry of the elements. Leeds: University of Leeds. Department of Inorganic and Structural Chemistry, 1989. 1542p.

IPS- International Peat Society. On peat and peatlands: a short introduction. [Online]. Disponível através de <http://www.peatsociety.org>. Arquivo capturado em 15/05/2008.

KLEINÜBING, S.J. Remoção de cádmio, chumbo e cobre utilizando zeólita natural clinoptilolita em coluna de leito fixo. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Química. Campinas- SP. 2006. 93 p.

LAMIM, A.P.B.; JORDÃO, C.P.; PEREIRA, J.L.; BELLATO, C.R. Caracterização química e física de turfas litorâneas e avaliação da adsorção competitiva por cobre e zinco. Revista Quim. Nova, Vol. 24, No. 1, 18-23, 2001.

LEITE, A. L. Migração de íons inorgânicos em alguns solos tropicais, com ênfase nos processos de sorção e difusão molecular. 2001. 254p. Tese (Doutorado em Geotecnia) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

MAIA, J.M. Absorção de gasolina pela turfa. 2000. 118p. Dissertação (Mestrado em Engenharia civil) Universidade Federal do Rio de Janeiro- COPPE – PEC, Rio de Janeiro.

MARSH, G. M.; STONE, R. A.; ESMEN, N. A.; GULA, M. J.; GAUSE, C. K.; PETERSEN, N.J.; MEANEY, F.J.; RODNEY, S.; PRYBYLSKI, D. A case-control study of lung cancer mortality in four rural Arizona melters towns. Arch. Environ. Health, V. 53, n.1, p.15-27, 1998.

MIDUGNO, R.; ROISENBERG, A.; VIERO, A.P.; SANBERG, E. Utilização de solos locais para tratamento de efluentes do refino de petróleo contendo metais. Artigo em: revista Quim. Nova, Vol. 30, No. 5, 1215-1217, 2007

NAPOLITANO, ANGELA APARECIDA. Medidas jurídicas aplicadas para garantir o direito à saúde: Um estudo sobre áreas contaminadas no município de São Paulo. Palestra: III Encontro da ANPPAS. 23 a 26 de maio de 2006. Brasília – DF.

PADUA JUNIOR, Alceu Linares. Determinação da disponibilidade de cobre em substratos. 2006. 52f. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) –Pós-Graduação – IAC.

PALMER, C. D. & FISH, W. Physiochemical processes: inorganic contaminants. Em: EPA seminar publication. Site characterization for subsurface remediation. Washington: 1991. p.179-192.

PEDROZO, M. F. M., LIMA, I.V. Ecotoxicologia do cobre e seus compostos Salvador: CRA, 2001. Cadernos de referência ambiental; 128 p. V. 2. II. Centro de Recursos Ambientais (BA) III. Título. IV. Série.

PETRONI, L.S.G., PIRES, M.A.F. Adsorção de zinco e cádmio em colunas de turfa. Artigo em: revista Quim. Nova, Vol. 23, No. 4, 477-481, 2000.

PIETZSCH, RAPHAEL. Aplicação de ensaios de coluna no estudo da interação de zinco, cádmio e cobre com latossolos e argissolo. 116 f. Monografia (Graduação em Geologia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ, Instituto de Geociências – IGEO, 2005.

ROMAN, T. R. S. Toxicidade do cádmio no homem. HB Científica, Vol. 9, nº 1. 2002.

ROY, W. R.; KRAPAC, I.G.; CHOU S.F.J.; GRIFFIN, R.A. Batch-type procedures for estimating soil adsorption of chemicals. Washington: 1991. 100p. (EPA/530-SW-87-006-F).

SIGOLO, J. B. Casos de mobilidade e fixação de Pb, Cd e As em solos e sedimentos. In: II International Seminar on In-Situ Remediation of Contaminated Sites. Abstracts do II Seminario. Sao Paulo: Editora signus, Instituto Ekos Brasil. v. 1. p. 34-38. São Paulo, 2003.

SILVA, V. H. G. Caracterização geológica-geotécnica em solos desenvolvidos em gnaisse. 2003. 77p. Monografia. (Graduação em Geologia). Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

SILVEIRA, M. L. A. Extração seqüencial e especiação iônica de Zn, Cu e Cd em latossolos tratados com biossólidos. 2002. 166p. Tese. (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, USP, Piracicaba.

SOUSA PINTO, C. Curso básico de mecânica dos solos em 16 aulas. São Paulo: Oficina de Textos, 2002. 355p.

SUGUIO, K. Introdução à sedimentologia. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2003. 317p.

TURPEINEN, RIINA. Interactions between metals, microbes and plants—Bioremediation of arsenic and lead contaminated soils. Department of Ecological and Environmental Sciences, University of Helsinki. Academic dissertation in environmental ecology, Neopoli, Lahti, 2002.

WEBER, L. S., CHITOLINA, J.C., CAMARGO, O. A., ALLEONI, L.R.F. Cargas elétricas estruturais e variáveis de solos tropicais altamente intemperizados. R. Bras. Ci. Solo, 29:867-873, 2005

WELLS, E. D. & HIRVONEN. Wetlands of Atlantic Canada. National Wetlands Working Group. Canada Committee on Ecological Land Classification. Polyscience Publicatin Inc. Canada. 1988.

WHO - Wors Health Organization. Cadmium: Environmental aspects. Environmental Health Criteria 85. International Programme on Chemical Safety. Geneva, 1992. Disponível em: <http://inchem.org/documents/ehc>.

YONG, R. N.; MOHAMED, A. M. O. & WARKENTIN, B. P. Principles of contaminant transport in soils. Developments in geotechnical engineering 73. The Netherlands: Elsevier Science, 1992. 327 p.

ANEXOS

ANEXO 1

Análise granulométrica da turfa de Resende

ANÁLISE GRANULOMÉTRICA POR PENEIRAMENTO CONJUNTO COM SEDIMENTAÇÃO

Amostra:	Resende			Prof.:	
Local:					
Nº:	Operador:	Visto:	Data:		

		Umidade Higroscópica				Densidade Real dos Grãos						
		Cápsula nº	LC22	20,00	3,00	Temperatura (°C)		27				
Amostra total úmida (g)	2000,00	Peso Cápsula (g)	44,60	51,10	44,60	Picnômetro nº	1	2	II			
Retida acumulada nº 10 (g)	13,03	Cápsula e solo úmido (g)	86,80	98,80	75,30	Picnômetro (g)	106,60	105,70	117,25			
Passando nº 10 úmida (g)	1986,97	Cápsula e solo seco (g)	83,90	95,40	73,60	Pic + Solo Seco (g)	204,18	203,94	217,23			
Passando nº 10 seca (g)	1857,47	Água (g)	2,90	3,40	1,70	Pic + Água (g)	600,89	607,22	615,45			
Água (g)	129,50	Solo seco (g)	39,30	44,30	29,00	Pic + Solo + Água (g)	652,23	658,82	667,85			
Amostra total seca (g)	1870,50	Umidade higroscópica (%)	7,38	7,67	5,86	Solo Seco (g)	97,58	98,24	99,98			
		Média h (%)	6,972			Fator de Correção (K)	0,9965					
OBS.:			Fc = 100/(100+w)			0,9348			Densidade Real (Gs)	2,103	2,099	2,094
									Média	2,099		

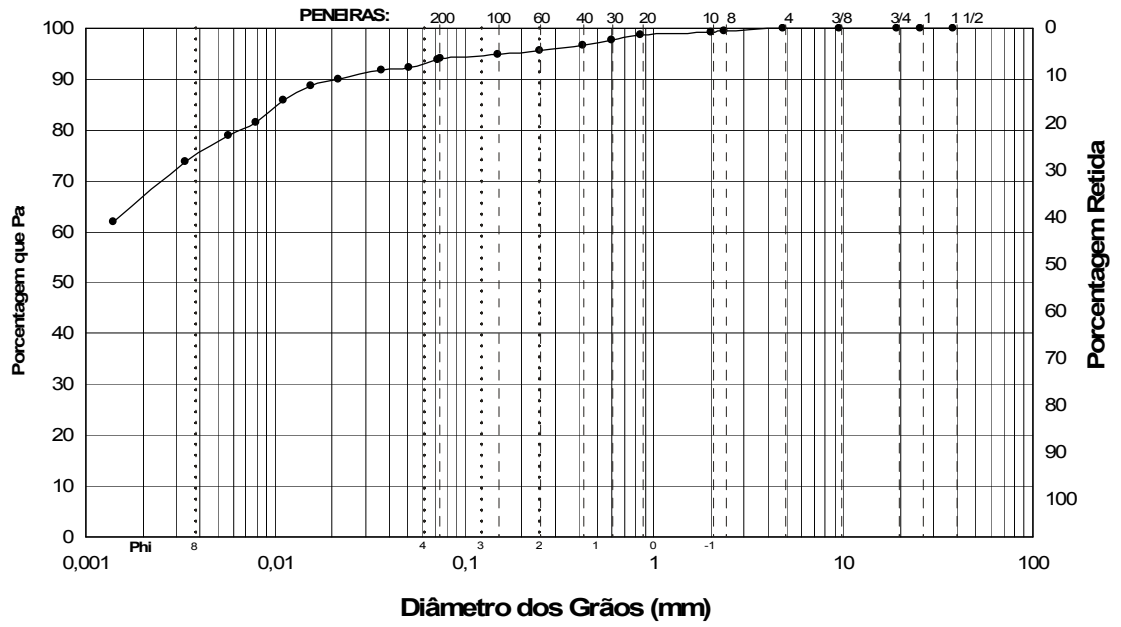
PENEIRAMENTO DA AMOSTRA TOTAL					
Peneira nº	Material retido			% que passa da amostra total	Peneira (mm)
	Peso acumulado (g)	% amostra total	% acumulada		
1 1/2 pol	0,00	0,00	0,00	100,00	38,1
1 pol	0,00	0,00	0,00	100,00	25,4
3/4 pol	0,00	0,00	0,00	100,00	19,1
3/8 pol	0,00	0,00	0,00	100,00	9,5
Nº 4	1,16	0,06	0,06	99,94	4,8
Nº 8	9,84	0,43	0,49	99,51	2,36
Nº 10	13,03	0,16	0,65	99,35	2,0

PENEIRAMENTO DA AMOSTRA PARCIAL						
Amostra parcial úmida (g):		70,10	Amostra parcial seca (g):			65,53
Peneira nº	Material retido			% passa amost. parc.	% passa amost. total	Peneira (mm)
	Peso acumulado (g)	% amostra parcial	% acumulada			
20	0,43	0,66	0,66	99,34	98,70	0,85
30	1,16	1,11	1,77	98,23	97,59	0,60
40	1,73	0,87	2,64	97,36	96,73	0,42
60	2,48	1,14	3,78	96,22	95,59	0,25
100	2,98	0,76	4,55	95,45	94,83	0,15
200	3,43	0,69	5,23	94,77	94,15	0,074

SEDIMENTAÇÃO										
Massa específica real (g/cm3):			2,099				Densímetro Nº		COPPE 1	
Seção da proveta (cm2):			28,02							
Data	Tempo (min)	Leitura do Densímetro	Temperatura °C	Leitura em Meio Dispensor	Leitura Corrigida	Viscosida (g.s/cm2)	Altura de queda(cm)	Diâmetro (mm)	% amost. total	
	0,5	1,0335	27	1,0011	0,0324	8,72E-06	10,85	0,0719	93,73	
	1	1,0330	27	1,0011	0,0319	8,72E-06	10,95	0,0511	92,29	
	2	1,0328	27	1,0011	0,0317	8,72E-06	10,99	0,0362	91,71	
	5	1,0322	27	1,0011	0,0311	8,72E-06	9,80	0,0216	89,98	
	10	1,0320	26	1,0013	0,0307	8,92E-06	9,84	0,0155	88,81	
	20	1,0310	26	1,0013	0,0297	8,92E-06	10,04	0,0111	85,91	
	40	1,0295	26	1,0013	0,0282	8,92E-06	10,34	0,0079	81,58	
	80	1,0286	26	1,0013	0,0273	8,92E-06	10,51	0,0057	78,98	
	240	1,0268	26	1,0013	0,0255	8,92E-06	10,87	0,0033	73,77	
	1440	1,0225	27	1,0011	0,0214	8,72E-06	11,72	0,0014	61,94	

Curva Granulométrica

ABNT	ARGILA	SILTE			AREIA			PEDREGULHO		
					FINA	MÉDIA	GROSSA	FINO	MÉDIO	GROSSO



ANEXO 2

Massa específica

Amostra	Picnômetro	Peso picnômetro	Peso pic+amostra	Peso amostra	pic+amostra+ metanol (inicial)	pic+amostra+ metanol (Final)	densidade do ensaio	(g/cm ³)
Turfa Canadense:	30	26,537	27,537	1,000	47,060	47,115	0,827	0,87
Turfa Canadense:	38	25,719	26,720	1,001	47,098	47,273	0,918	
Turfa de Resende	34	28,218	29,222	1,004	49,098	49,209	0,867	0,91
Turfa de Resende	14	27,110	28,110	1,000	48,101	48,312	0,950	
				0,000				

$$\rho_{particula} \text{ g/cm}^3 = \frac{M_{amostra}}{\left[\frac{(M_{pic} + M_{amostra} + M_{metanol})_i - (M_{pic} + M_{amostra} + M_{metanol})_f + M_{amostra}}{\rho_{metanol}} \right]}$$

$$\rho_{metanol} = 0,7914 \text{ g/cm}^3$$

ANEXO 3

Resultados do equilíbrio em lote.

Turfa canadense

Cobre

C _o (mg/l)	C _{eq} (mg/l)	Peso seco (g)	Volume (L)	S (mg/g)	logC _{eq} (mg/l)	log (x/m) (mg/g)	C _{eq} /(x/m)(g/l)
0,642	0,038	0,123	0,056	0,27	-1,420	-0,561	0,1
4,34	0,212	0,123	0,056	1,88	-0,674	0,274	0,1
9,24	0,748	0,123	0,056	3,87	-0,126	0,587	0,2
18,7	9,20	0,123	0,056	4,33	0,964	0,636	2,1
41,8	20,70	0,123	0,056	9,61	1,316	0,983	2,2
51,4	26,10	0,123	0,056	11,52	1,417	1,061	2,3
61,2	37,10	0,123	0,056	10,97	1,569	1,040	3,4
80,7	51,00	0,123	0,056	13,52	1,708	1,131	3,8
97,5	73,80	0,123	0,056	10,79	1,868	1,033	6,8

Cádmio

C _o (mg/l)	C _{eq} (mg/l)	Peso seco (g)	Volume (L)	x/m (mg/g)	logC _{eq} (mg/l)	log (x/m) (mg/g)	C _{eq} /(x/m)(g/l)
0,948	0,029	0,123	0,056	0,42	-1,538	-0,378	0,1
4,55	0,352	0,123	0,056	1,91	-0,453	0,281	0,2
9,97	1,59	0,123	0,056	3,82	0,201	0,582	0,4
19,2	4,5	0,123	0,056	6,69	0,653	0,826	0,7
39,4	18,4	0,123	0,056	9,56	1,265	0,981	1,9
60,3	32,8	0,123	0,056	12,52	1,516	1,098	2,6
80,1	50,6	0,123	0,056	13,43	1,704	1,128	3,8
99,7	72,5	0,123	0,056	12,38	1,860	1,093	5,9

Turfa de Resende

Cobre

C _o (mg/l)	C _{eq} (mg/l)	Peso seco (g)	Volume (L)	x/m (mg/g)	logC _{eq} (mg/l)	log (x/m) (mg/g)	C _{eq} /(x/m)(g/l)
0,642	0,053	0,119	0,056	0,28	-1,276	-0,557	0,2
4,34	0,757	0,119	0,056	1,69	-0,121	0,227	0,4
9,24	4,03	0,119	0,056	2,45	0,605	0,389	1,6
18,7	10,4	0,119	0,056	3,91	1,017	0,592	2,7
41,8	30,1	0,119	0,056	5,51	1,479	0,741	5,5
51,4	40,2	0,119	0,056	5,27	1,604	0,722	7,6
61,2	48,4	0,119	0,056	6,02	1,685	0,780	8,0
80,7	65,5	0,119	0,056	7,15	1,816	0,854	9,2
97,5	86,3	0,119	0,056	5,27	1,936	0,722	16,4

Cádmio

C_o (mg/l)	C_{eq} (mg/l)	Peso seco (g)	Volume (L)	x/m (mg/g)	$\log C_{eq}$ (mg/l)	$\log (x/m)$ (mg/g)	$C_{eq}/(x/m)$ (g/l)
0,948	0,041	0,119	0,056	0,43	-1,387	-0,370	0,1
4,55	0,903	0,119	0,056	1,72	-0,044	0,235	0,5
9,97	5,78	0,119	0,056	1,97	0,762	0,295	2,9
19,2	11,1	0,119	0,056	3,81	1,045	0,581	2,9
39,4	28,7	0,119	0,056	5,04	1,458	0,702	5,7
60,3	46,8	0,119	0,056	6,35	1,670	0,803	7,4
80,1	61,5	0,119	0,056	8,75	1,789	0,942	7,0
99,7	86,6	0,119	0,056	6,16	1,938	0,790	14,0

ANEXO 4.

Ensaio de coluna de leito fixo

- Turfa Canadense para o Cádmio

Soma das áreas= 17,22
 massa da turfa (g)= 145,00
 vazão da coluna= 26,00 (cm³/min)
 Capacidade de adsorção (q) = 0,312 mg/g de turfa
 Background= 0,02
 Concentração inicial= 101 mg/l

Tempo (h)	Concentração na saída (mg/l)	$C_{\text{saída}}/C_0$	$1-C_{\text{saída}}/C_0$	$(1-C_{\text{saída}}/C_0)$ - background	Área
0,5	0,00	0,0000	1,00000	0,9800	0,490000
1	0,00	0,0000	1,00000	0,9800	0,979851
2	0,03	0,0003	0,99970	0,9797	0,979703
3	0,03	0,0003	0,99970	0,9797	0,979703
4	0,03	0,0003	0,99970	0,9797	0,979653
5	0,04	0,0004	0,99960	0,9796	0,979604
6	0,04	0,0004	0,99960	0,9796	0,979554
7	0,05	0,0005	0,99950	0,9795	0,979505
8	0,05	0,0005	0,99950	0,9795	1,878713
10	8,16	0,0808	0,91921	0,8992	1,450495
12	43,30	0,4287	0,57129	0,5513	0,985743
14	55,10	0,5455	0,45446	0,4345	0,826337
16	59,40	0,5881	0,41188	0,3919	0,728317
18	65,00	0,6436	0,35644	0,3364	0,645149
20	67,80	0,6713	0,32871	0,3087	0,585743
22	71,00	0,7030	0,29703	0,2770	0,519406
24	74,50	0,7376	0,26238	0,2424	0,442178
26	78,80	0,7802	0,21980	0,1998	0,364950
28	82,30	0,8149	0,18515	0,1651	0,297624
30	85,60	0,8475	0,15248	0,1325	0,245149
32	87,60	0,8673	0,13267	0,1127	0,198614
34	90,30	0,8941	0,10594	0,0859	0,134257
36	94,10	0,9317	0,06832	0,0483	0,081782
38	95,60	0,9465	0,05347	0,0335	0,042178
40	98,10	0,9713	0,02871	0,0087	0,442178
62	95,80	0,9485	0,05149	0,0315	0,000000

- Turfa Canadense para o Cobre

Soma das áreas= 14,07
 massa da turfa (g)= 146,30
 vazão da coluna= 27,00 (cm³/min)
 Capacidade de adsorção (q) = 0,260 mg/g de turfa
 Background= 0,18
 Concentração inicial= 100 mg/l

Tempo (h)	Concentração na saída (mg/l)	$C_{saída}/C_0$	$1-C_{saída}/C_0$	$(1-C_{saída}/C_0)$ - background	Área
0,5	0,00	0,00	1,0000	0,8200	0,410000
1	0,00	0,00	1,0000	0,8200	0,819450
2	0,11	0,00	0,9989	0,8189	0,818750
3	0,14	0,00	0,9986	0,8186	0,818300
4	0,20	0,00	0,9980	0,8180	0,815800
5	0,64	0,01	0,9936	0,8136	0,807800
6	1,80	0,02	0,9820	0,8020	0,798000
7	2,60	0,03	0,9740	0,7940	0,790400
8	3,32	0,03	0,9668	0,7868	1,392800
10	21,40	0,21	0,7860	0,6060	1,127000
12	29,90	0,30	0,7010	0,5210	0,909000
14	43,20	0,43	0,5680	0,3880	0,723000
16	48,50	0,49	0,5150	0,3350	0,614000
18	54,10	0,54	0,4590	0,2790	0,522000
20	57,70	0,58	0,4230	0,2430	0,461000
22	60,20	0,60	0,3980	0,2180	0,414000
24	62,40	0,62	0,3760	0,1960	0,362000
26	65,40	0,65	0,3460	0,1660	0,310000
28	67,60	0,68	0,3240	0,1440	0,282000
30	68,20	0,68	0,3180	0,1380	0,239000
32	71,90	0,72	0,2810	0,1010	0,190000
34	73,10	0,73	0,2690	0,0890	0,164000
36	74,50	0,75	0,2550	0,0750	0,141000
38	75,40	0,75	0,2460	0,0660	0,110000
40	77,60	0,78	0,2240	0,0440	0,034000
42	83,00	0,83	0,1700	-0,0100	-0,023000
44	83,30	0,83	0,1670	-0,0130	-0,031000
46	83,80	0,84	0,1620	-0,0180	-0,038000
48	84,00	0,84	0,1600	-0,0200	-0,052000
50	85,20	0,85	0,1480	-0,0320	-0,456000
62	86,40	0,86	0,1360	-0,0440	0,000000

- Turfa de Resende para o Cádmiu

Soma das áreas= 15,57
 massa da turfa (g)= 395,60
 vazão da coluna= 27,00 (cm³/min)
 Capacidade de adsorção (q) = 0,114 mg/g de turfa
 Background= 0,16
 Concentração inicial= 107 mg/l

Tempo (h)	Concentração na saída (mg/l)	$C_{saída}/C_0$	$1-C_{saída}/C_0$	$(1-C_{saída}/C_0)$ - background	Área
0,5	0,00	0,0000	1,00000	0,84000	0,420000
1	0,00	0,0000	1,00000	0,84000	0,840000
2	0,00	0,0000	1,00000	0,84000	0,840000
3	0,00	0,0000	1,00000	0,84000	0,840000
4	0,00	0,0000	1,00000	0,84000	0,840000
5	0,00	0,0000	1,00000	0,84000	0,840000
6	0,00	0,0000	1,00000	0,84000	0,840000
7	0,00	0,0000	1,00000	0,84000	0,840000
8	0,00	0,0000	1,00000	0,84000	1,544486
10	14,50	0,1355	0,86449	0,70449	1,329533
12	23,00	0,2150	0,78505	0,62505	1,222056
14	26,00	0,2430	0,75701	0,59701	1,029533
16	43,60	0,4075	0,59252	0,43252	0,813645
18	49,10	0,4589	0,54112	0,38112	0,690280
20	56,80	0,5308	0,46916	0,30916	0,555701
22	63,50	0,5935	0,40654	0,24654	0,442617
24	68,90	0,6439	0,35607	0,19607	0,360374
26	72,30	0,6757	0,32430	0,16430	0,281869
28	77,30	0,7224	0,27757	0,11757	0,206168
30	80,40	0,7514	0,24860	0,08860	0,163178
32	81,90	0,7654	0,23458	0,07458	0,138879
34	83,00	0,7757	0,22430	0,06430	0,100561
36	86,00	0,8037	0,19626	0,03626	0,062243
38	87,10	0,8140	0,18598	0,02598	0,048224
40	87,50	0,8178	0,18224	0,02224	0,037009
42	88,30	0,8252	0,17477	0,01477	0,060374
44	85,00	0,7944	0,20561	0,04561	0,081869
46	86,00	0,8037	0,19626	0,03626	0,055701
48	87,80	0,8206	0,17944	0,01944	0,032336
50	88,50	0,8271	0,17290	0,01290	0,016449
52	89,50	0,8364	0,16355	0,00355	0,000000

- Turfa de Resende para o Cobre

Soma das áreas= 16,58
 massa da turfa (g)= 369,20
 vazão da coluna= 27,00 (cm³/min)
 Capacidade de adsorção (q) = 0,120 mg/g de turfa
 Background= 0,29
 Concentração inicial= 99,2 mg/l

Tempo (h)	Concentração na saída (mg/l)	$C_{\text{saída}}/C_0$	$1-C_{\text{saída}}/C_0$	$(1-C_{\text{saída}}/C_0) - \text{background}$	Área
0,5	0,05	0,0005	0,99950	0,70950	0,451574
1	0,06	0,0006	0,99940	0,70940	0,709395
2	0,06	0,0006	0,99940	0,70940	0,709446
3	0,05	0,0005	0,99950	0,70950	0,709546
4	0,04	0,0004	0,99960	0,70960	0,709597
5	0,04	0,0004	0,99960	0,70960	0,709597
6	0,04	0,0004	0,99960	0,70960	0,709597
7	0,04	0,0004	0,99960	0,70960	0,709647
8	0,03	0,0003	0,99970	0,70970	1,418690
10	0,10	0,0010	0,99899	0,70899	1,398931
12	1,99	0,0201	0,97994	0,68994	1,343387
14	5,61	0,0566	0,94345	0,65345	1,257601
16	10,50	0,1058	0,89415	0,60415	1,109516
18	20,30	0,2046	0,79536	0,50536	0,923024
20	29,00	0,2923	0,70766	0,41766	0,628669
22	49,50	0,4990	0,50101	0,21101	0,398831
24	51,80	0,5222	0,47782	0,18782	0,348427
26	54,50	0,5494	0,45060	0,16060	0,305081
28	56,10	0,5655	0,43448	0,14448	0,286935
30	56,30	0,5675	0,43246	0,14246	0,279879
32	56,80	0,5726	0,42742	0,13742	0,258710
34	58,40	0,5887	0,41129	0,12129	0,223427
36	60,30	0,6079	0,39214	0,10214	0,201250
38	60,60	0,6109	0,38911	0,09911	0,188145
40	61,60	0,6210	0,37903	0,08903	0,163952
42	63,00	0,6351	0,36492	0,07492	0,123629
44	65,60	0,6613	0,33871	0,04871	0,043992
46	70,90	0,7147	0,28528	-0,00472	0,008710
48	69,10	0,6966	0,30343	0,01343	0,037944
50	68,00	0,6855	0,31452	0,02452	0,030887
52	69,80	0,7036	0,29637	0,00637	0,011734
54	69,90	0,7046	0,29536	0,00536	0,017782
56	69,20	0,6976	0,30242	0,01242	0,037944
58	67,90	0,6845	0,31552	0,02552	0,051048
60	67,90	0,6845	0,31552	0,02552	0,035927
62	69,40	0,6996	0,30040	0,01040	0,019798
64	69,50	0,7006	0,29940	0,00940	0,012742
66	70,10	0,7067	0,29335	0,00335	0,000000

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)