



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL**

SISTEMA DE BARREIRA BIOQUÍMICA COMO ALTERNATIVA PARA O TRATAMENTO DE PERCOLADO

NOME: Keila Gislene Querino de Brito Beltrão

Recife, Junho de 2006

SISTEMA DE BARREIRA BIOQUÍMICA COMO ALTERNATIVA PARA O TRATAMENTO DE PERCOLADO

Keila Gislene Querino de Brito Beltrão

TESE SUBMETIDA AO CORPO DE DOCENTE DA
COORDENAÇÃO DOS PROGRAMAS DE PÓS-GRADUAÇÃO NA
UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO COMO PARTE
DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO
GRAU DE DOUTOR EM ENGENHARIA CIVIL

Recife, Junho de 2006

B453s

Beltrão, Keila Gislene Querino de Brito

Sistema de barreira bioquímica como alternativa para o tratamento de percolado / Keila Gislene Querino de Brito Beltrão. – Recife: O Autor, 2006.

x, 168 f.; il. color., gráfs., tabs.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Depto. de Engenharia Civil, 2006.

Inclui referências bibliográficas.

1. Engenharia Civil. 2. Aterro Sanitário – Tratamento de Percolado. 3. Wetlands Artificiais. 4.Barreira Reativa de Solo. I. Título.

624 CDD (22.ed.)

UFPE/BCTG/2007-028

SISTEMA DE BARREIRA BIOQUÍMICA COMO ALTERNATIVA PARA O TRATAMENTO DE PERCOLADO

KEILA GISLENE QUERINO DE BRITO BELTRÃO

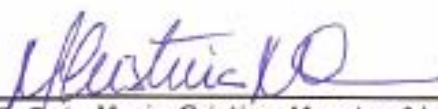
TESE SUBMETIDA AO CORPO DE DOCENTE DA COORDENAÇÃO DOS PROGRAMAS DE PÓS-GRADUAÇÃO NA UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM ENGENHARIA CIVIL

APROVADA POR:



Prof. Dr. José Fernando Thomé Jucá – UFPE

Orientador

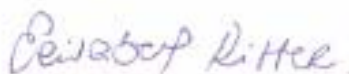


Prof. Dra. Maria Cristina Moreira Alves – UFPE

Co-Orientador



Prof. Dr. Jurandyr Povinelli – USP



Prof.ª. Dra. Elisabeth Ritter – UFRJ



Prof. Dr. Alexandre Duarte Gusmão – UPE

Recife, Junho de 2006

DEDICATÓRIA

À minha mãe e ao meu esposo

AGRADECIMENTOS

Ao meu Deus, que, não obstante Sua glória e grandeza, digna-se a cuidar de mim com misericórdia, fidelidade e amor.

Ao Prof. Fernando Jucá, pelo voto de confiança, pela forma acolhedora e amiga com que me recebeu em Recife e pela orientação no desenvolvimento desse trabalho.

À co-orientadora Profa. Maria Cristina, pelo apoio e pela forma atenciosa e prestativa com que colaborou nos ensaios de laboratório e sugestões para tese.

Aos funcionários e bolsistas do GRS, pela cooperação direta ou indireta, pelo companheirismo nos momentos de dificuldade e de descontração; em particular, a Antonio Brito pela sua imensurável disposição em ajudar.

À Prefeitura Municipal do Recife, por nos ceder o espaço físico para o desenvolvimento da pesquisa, especialmente aos funcionários do Aterro da Muribeca pelo apoio e atenção dispensados.

À Indústria Maccaferri do Brasil Ltda., que nos forneceu o material e a mão-de-obra para instalação dos gabiões da Célula I

À Empresa Biacarbone que nos forneceu o carvão de coco utilizado na pesquisa.

À CAPES, cuja bolsa viabilizou economicamente o doutorado.

Ao PROSAB, pelo auxílio financeiro às atividades de pesquisa.

À família e aos amigos pelo apoio, em especial à minha mãe e ao meu esposo, pelo carinho e dedicação dispensados e pelo esforço feito em prol da minha educação.

RESUMO

Nos países desenvolvidos da Europa e América do Norte, o tratamento *in situ* de efluente de aterro sanitário surgiu na década de 50. Desde então, diversos processos de tratamento vêm sendo aplicados, com destaque para os processos biológicos. Contudo, em muitos países, a eficácia do tratamento unicamente biológico não satisfaz a legislação ambiental. Portanto, outros processos mais avançados – na maioria das vezes mais caros - estão sendo combinados ao tratamento biológico, ou mesmo substituindo-o. Estes incluem o uso do processo da osmose reversa, precipitação química, fotocatalise, etc. No Brasil o tratamento de percolado *in situ* ainda não é uma prática estabelecida. Na maioria dos aterros o percolado é descartado nos corpos d'água sem nenhum tipo de tratamento ou canalizado para ser tratado em estações de tratamento de esgoto (ETEs). Mesmo em aterros onde seus efluentes são tratados através de processos químicos e/ou biológicos, nem sempre se consegue atingir os padrões de lançamento exigidos pela legislação ambiental. Desta forma, faz-se necessário encontrar alternativas viáveis para evitar ou minimizar a poluição dos rios bem como a sobrecarga nas ETEs causadas pelo percolado. Com esta finalidade, foi desenvolvido um sistema de tratamento terciário de baixo custo e fácil operação para auxiliar no tratamento *in situ* de percolado de aterro resíduos sólidos. O presente trabalho relata a concepção desse sistema, cuja característica principal é o uso das técnicas de barreira reativa de solo e fitorremediação de forma consorciada, bem como a avaliação da contribuição do sistema na remoção de poluentes. A pesquisa foi desenvolvida no sistema que é parte integrante da estação de tratamento de percolado do Aterro da Muribeca, onde foram construídas duas células nas quais foi colocado um leito de pedra, plantas aquáticas emergentes do tipo *typha domingensis* e barreiras de solo permeável. Esse sistema foi registrado no INPI (PI-0305605-0) com a denominação Sistema de Barreira Bioquímica (SBQ). A pesquisa concluiu que o SBQ é viável como tratamento terciário de percolado, tendo em vista que a diferença entre a DBO afluente e a efluente foi, na maioria das vezes, superior a 46% e a média de remoção de DQO foi entre 14 e 23%. A variabilidade da composição do percolado associada à baixa reatividade dos solos caulíníticos usados no preenchimento das barreiras não apresenta eficiência na remoção de metais.

Palavras Chaves: tratamento de percolado de aterro sanitário; resíduos sólidos; wetlands artificiais; barreira reativa de solo.

ABSTRACT

In developed countries in Europe and North America, the treatment *in situ* of landfills appeared in the fifties. Since then, several processes of treatment have been applied, especially biological processes. In many countries, however, the effectiveness of only biological treatment does not satisfy the environmental legislation. So, other processes more advanced – most of times more expensive – are being combined with biological treatment or even replacing it. These processes include the use of reverse osmosis process, chemical precipitation, photocatalysis, etc. In Brazil, the treatment of percolate *in situ* is not an established practice yet. In most of landfills, the percolate is discharged into water bodies without any kind of treatment or canalized to be treated in drain treatment stations. Even in landfills where their effluents are treated with chemical and/or biological processes, releasing standards required by environmental legislation are not always reached. So, it is necessary to find viable ways to avoid or decrease river pollution like the overload in drain treatment stations caused by the percolate. For this, it was developed a system of tertiary treatment not so expensive with easy operation to help the treatment *in situ* of percolate. This work shows the conception of this system which main feature is the use of techniques or reactive barrier of soil and phytoremediation at the same time, like the evaluation of contribution of the system in pollutant removal. The research was developed on the system that is integral part of percolate treatment station of Aterro de Muribeca, where two cells in which a lay of rock, water plants like *typha domingensis* kind and permeable soil barriers were placed. This system was registered in INPI (PI-0305605-0) named as Sistema de Barreira Bioquímica (SBQ). The research concluded that SBQ is viable as tertiary treatment of percolate, considering that the difference between affluent and effluent DBO was, most of time, over 46% and the average of removal of DQO was between 14 and 23%. The variability of the percolate composition, associated to the low reactivity of the podzolic soil used in the reactive barrier filling doesn't show efficiency on metal removal.

Keywords: landfills' percolate treatment; solid waste; wetlands artificiais; permeable soil barriers.

SUMÁRIO

LISTA DE SÍMBOLOS E SIGLAS	i
LISTA DE FIGURAS	iii
LISTA DE TABELAS.....	ix
1 INTRODUÇÃO.....	1
1.1 Objetivos	3
1.1.1 Objetivo geral	3
1.1.2 Objetivos específicos.....	3
1.2 Escopo do Trabalho.....	4
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
2.1 Problemática do tratamento de percolado	5
2.1.1 Heterogeneidade na composição	5
2.1.2 Variações de vazão	7
2.1.3 Presença de substâncias recalcitrantes	9
2.1.4 Toxicidade	10
2.2 Processos de tratamento de percolado.....	12
2.2.1 Recirculação	12
2.2.2 Processos biológicos: anaeróbios e aeróbios	13
2.2.3 Precipitação química	17
2.2.4 Processo fotoeletroquímico	18
2.3 <i>Wetlands</i>	19
2.3.1 Classificação	20
2.3.1.1 <i>Wetlands</i> naturais.....	20
2.3.1.2 <i>Wetlands</i> artificiais	21
2.3.2 Substrato	23
2.3.3 Macrófitas	24

2.3.4	Microrganismos/biofilme	29
2.3.5	Remoção de poluentes	30
2.3.5.1	Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).....	31
2.3.5.2	Nitrogênio	32
2.3.5.3	Fósforo	35
2.3.5.4	Metais.....	36
2.3.5.5	Patogênicos	39
2.3.6	Trabalhos de pesquisa: sistema de <i>wetland</i> como pós-tratamento de efluente U e da zona rural (irrigação, pocilgas, etc)	39
2.3.7	Considerações.....	43
2.4	Processos de remoção de poluentes em barreira reativa permeável	43
2.4.1	Conceito.....	44
2.4.2	Materiais reativos	44
2.4.3	Configurações	46
2.4.4	Estudos de caso	48
3	SISTEMA BIOQUÍMICO (SBQ)	50
3.1	Estação de tratamento de chorume (ETC)	51
3.2	Concepção do SBQ do Aterro da Muribeca	52
3.3	Detalhamento do Sistema Bioquímico (SBQ)	54
3.4	Execução das células	59
3.5	Capacidade volumétrica das células	67
3.5.1	Volume útil na Célula I	67
3.5.2	Volume útil na Célula II	67
3.6	Vazão afluyente e tempo de detenção hidráulica.....	68
3.6.1	Célula I	69
3.6.2	Célula II	70

4	METODOLOGIA	71
4.1	Avaliação prévia do comportamento da <i>Typha domingensis</i> na presença de percolado.	71
4.2	Análise geotécnica do material que compõe a barreira.	72
4.3	Análise química do percolado	74
4.4	Avaliação da interação solo-contaminante na barreira de solo	78
4.4.1	Ensaio de Equilíbrio em Lote	78
4.4.1.1	Ensaio preliminar com monossolução de Manganês.....	79
4.4.1.2	Ensaio com monossolução de Manganês, Cromo e Ferro.....	80
4.4.1.3	Estudo da sorção com percolado.	81
4.4.2	Ensaio de Coluna.....	82
4.5	Análise da Taboa	83
4.5.1	Evapotranspiração	85
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	87
5.1	Avaliação prévia do comportamento da <i>Typha domingensis</i> (Taboa) na presença de percolado.	87
5.1.1	Comportamento da Taboa na presença de percolado pouco concentrado.....	87
5.1.2	Comportamento da Taboa na presença de percolado concentrado.	88
5.1.3	Resultados das análises.....	90
5.2	Análise geotécnica do material que compõe a barreira	94
5.2.1	Caracterização física do solo.....	94
5.2.1.1	Análise dos Resultados	100
5.2.2	Parâmetros semi-quantitativos	100
5.3	Desempenho do sistema Bioquímico.....	102
5.3.1	Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).....	103
5.3.1.1	Célula I	103

5.3.1.2	Célula II	107
5.3.1.3	Célula I versus Célula II	110
5.3.2	Demanda química de oxigênio (DQO)	112
5.3.2.1	Célula I	112
5.3.2.2	Célula II	115
5.3.2.3	Célula I versus Célula II	119
5.3.3	Metais.....	120
5.3.3.1	Célula I	120
5.3.3.2	Célula II	125
5.4	Avaliação da interação solo-contaminante na BRS	131
5.4.1	Ensaio de Equilíbrio em Lote (EEL)	131
5.4.1.1	Ensaio preliminar com monossolução de Manganês.....	131
5.4.1.2	Ensaio com monossolução de Manganês, Cromo e Ferro.....	132
5.4.1.3	Estudo da sorção com percolado	139
5.4.1.4	Considerações sobre os resultados dos ensaios de equilíbrio em lote	142
5.4.2	Permeabilidade/Ensaio de Coluna (EC)	143
5.4.2.1	Estudo preliminar para definir a metodologia de moldagem dos corpos-de-prova.....	143
5.4.2.2	Resultados de permeabilidade/ensaio de coluna	144
5.4.2.3	Considerações sobre os resultados de permeabilidade/ensaio de coluna.....	149
5.4.3	Análise da Taboa	149
5.4.3.1	Evapotranspiração	150
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS, CONCLUSÕES E SUGESTÕES	152
6.1	Considerações Finais.....	152
6.2	Conclusões	153

6.2.1	Ensaio de laboratório	153
6.2.2	Eficiência do sistema.....	154
6.2.3	Instalação, Operação e Monitoramento	155
6.2.4	Custos	156
6.3	Sugestões para trabalhos futuros.....	156
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....		158

LISTA DE SÍMBOLOS E SIGLAS

<i>A:</i>	<i>atividade do solo</i>
<i>BRP:</i>	<i>barreira reativa permeável</i>
<i>BRS:</i>	<i>barreira reativa de solo</i>
<i>BSA:</i>	<i>barreira de solo arenoso</i>
<i>Ce:</i>	<i>concentração de equilíbrio</i>
<i>Co:</i>	<i>concentração inicial</i>
<i>CH:</i>	<i>solo de alta compressibilidade</i>
<i>CT:</i>	<i>tanque com taboa</i>
<i>CTC:</i>	<i>capacidade de troca catiônica</i>
<i>DBO:</i>	<i>demanda bioquímica de oxigênio</i>
<i>DQO:</i>	<i>demanda química de oxigênio</i>
<i>EC:</i>	<i>ensaio de coluna</i>
<i>EEL:</i>	<i>ensaio de equilíbrio em lote</i>
<i>ETC:</i>	<i>estação de tratamento de chorume</i>
<i>ETE:</i>	<i>estação de tratamento de esgoto</i>
<i>FS:</i>	<i>fluxo superficial</i>
<i>FSS:</i>	<i>fluxo sub-superficial</i>
<i>IP:</i>	<i>índice de plasticidade do solo</i>
<i>k:</i>	<i>coeficiente de permeabilidade do solo</i>
<i>Kd:</i>	<i>coeficiente de distribuição</i>
<i>LL:</i>	<i>limite de liquidez</i>
<i>LP:</i>	<i>limite de plasticidade</i>
<i>POA:</i>	<i>processos oxidativos avançados</i>
<i>PZ:</i>	<i>piezômetro</i>

R: fator de retardamento

RMR: Região Metropolitana do Recife

S: massa sorvida

SBQ: sistema bioquímico

SC – SM: solo intermediário entre argila e silte

ST: tanque sem taboa

TDH: tempo de detenção hidráulica

TDH_{BRS} : tempo de detenção hidráulica da barreira reativa de solo

TDH_{BSA} : tempo de detenção hidráulica da barreira de solo arenoso

$V_{(C=0,5)}$: volume de fluido percolado quando a concentração no efluente atinge 50% da concentração inicial

V_{SS} : volume sub-superficial

V_v : volume de vazios

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 - Valores de vazão e precipitação registrados no Aterro da Muribeca nas primeiras semanas de abril de 2004.....	8
Figura 2.2 - Valores de DQO, DBO e DQO/DBO de amostras de percolado coletadas em diferentes profundidades de uma célula desativada no Aterro da Muribeca.	10
Figura 2.3 - Esquema dos mecanismos de Plantas Hiperacumuladoras.	38
Figura 2.4 - Sistema constituído de quatro estágios (MÆHLUM & HAARSTAD, 1997).....	42
Figura 2.5 – Meios usados em BRPs em projetos financiados pela EPA, 2002.	46
Figura 2.6 - Configurações de sistemas com mais de uma BRP.....	47
Figura 3.1 - Localização do Aterro da Muribeca.	50
Figura 3.2 - Layout da ETC do Aterro da Muribeca, RMR – PE.....	51
Figura 3.3 - Desenho esquemático do SBQ.....	53
Figura 3.4 - Distribuição da taboa na Célula II.	64
Figura 3.5 - Seqüência de imagens da Célula II: a) enchimento e cobertura do leito de perdas; b) mudas de Taboa transplantadas; c) e d) decaimento das mudas de Taboa após um mês da célula em operação; e) detalhe do surgimento de um broto doente em ≈ 2 meses; f) mudas totalmente decaídas com menos de três meses após os transplantes.	65
Figura 4.1 - Dimensões do tanque experimental.	71
Figura 4.2 - Partes constituintes da Taboa; distribuição das plantas no tanque; desenho esquemático do tanque.	72

Figura 4.3 - Localização dos pontos de coleta: (E) entrada no SBQ; (Pz1) piezômetro antes da barreira de solo da Célula I; (Pz2) piezômetro antes da barreira de solo da Célula II; (Pz3) piezômetro depois da barreira de areia da Célula II; (S1) saída da Célula I; (S2) saída da Célula II.....	76
Figura 4.4 - Fluxograma do ensaio de equilíbrio em lote.....	79
Figura 4.5 - Permeâmetro de Parede flexível Tri-Flex.....	83
Figura 4.6 - Esquema simplificado da metodologia de análise da Taboa.....	84
Figura 4.7 - Tanques usados no experimento para medir o potencial da evapotranspiração das Taboas.	85
Figura 5.1 - Desenvolvimento das Taboas no Tanque experimental.....	88
Figura 5.2 - Número de nascimento e morte das plantas em meio ao percolado de concentrações diferentes.	89
Figura 5.3 - Ressecamento lateral das folhas adultas, em meio ao percolado concentrado.	89
Figura 5.4 - Variação percentual da nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato no tanque experimental em meio ao percolado de concentrações diferentes (avaliação prévia).....	91
Figura 5.5 - Variações na quantidade e no tamanho das mudas de Taboa durante o experimento: no momento do transplante; Dia “0”, substituição da água por percolado pouco concentrado; Dia “14”, avaliação após 14 dias com percolado pouco concentrado e substituição do percolado por outro mais concentrado; Dia “28”, avaliação após 14 dias com percolado concentrado.	92
Figura 5.6 - Curva granulométrica do solo da BRS-I: virgem e contaminado.	94
Figura 5.7 - Curva granulométrica do solo da BRS-II: virgem e contaminado.	95
Figura 5.8 - Curva granulométrica do solo da BRS-III: virgem e contaminado.	96

Figura 5.9 - Curva granulométrica do solo da BRS-IV: virgem e contaminado.	97
Figura 5.10 - Curva granulométrica da BRS de areia da Célula II: virgem e contaminado.	98
Figura 5.11 - Curva granulométrica da BRS argilosa da Célula II: virgem e contaminado.	99
Figura 5.12 - Razão DQO/DBO do percolado coletado na saída da ETC entre dezembro de 2002 e dezembro de 2004 no Aterro da Muribeca.	102
Figura 5.13 - Concentração de DBO no percolado afluente e efluente ao leito vegetado do SBQ da Célula I.	104
Figura 5.14 - Concentração de DBO no percolado afluente e efluente à barreira de solo do SBQ da Célula I.	105
Figura 5.15 - Concentração de DBO no percolado afluente e efluente ao SBQ da Célula I.	106
Figura 5.16 - Concentração de DBO no percolado afluente e efluente à barreira de areia do SBQ da Célula II.....	108
Figura 5.17 - Concentração de DBO no percolado afluente e efluente ao leito de pedra do SBQ da Célula II.....	108
Figura 5.18 - Concentração de DBO no percolado afluente e efluente à barreira de solo do SBQ da Célula II.	109
Figura 5.19 - Concentração de DBO no percolado afluente e efluente SBQ da Célula II.	110
Figura 5.20 - Concentração de DBO no percolado afluente e efluente SBQ das Células I e II.	111
Figura 5.21 - Concentração de DQO no percolado afluente e efluente ao leito vegetado do SBQ da Célula I.	112
Figura 5.22 - Concentração de DQO no percolado afluente e efluente à barreira de solo do SBQ da Célula I.	114

Figura 5.23 - Concentração de DQO no percolado afluente e efluente ao SBQ da Célula I.	114
Figura 5.24 - Concentração de DQO no percolado afluente e efluente à barreira de areia do SBQ da Célula II.	115
Figura 5.25 - Concentração de DQO no percolado afluente e efluente ao leito de pedra do SBQ da Célula II.	116
Figura 5.26 - Concentração de DQO no percolado afluente e efluente à barreira de solo do SBQ da Célula II.	117
Figura 5.27 - Concentração de DQO no percolado afluente e efluente SBQ da Célula II.	118
Figura 5.28 - Concentração de DQO no percolado afluente e efluente SBQ das Células I e II.	119
Figura 5.29 - Concentração de metais no percolado afluente e efluente ao leito vegetado do SBQ da Célula I. *ND: valor menor que 0,005 mg/L.	121
Figura 5.30 - Concentração de metais no percolado afluente e efluente à barreira de solo do SBQ da Célula I. *ND: valor menor que 0,005 mg/L.	123
Figura 5.31. Concentração de metais no percolado afluente e efluente à barreira de areia do SBQ da Célula II. *ND: valor menor que 0,005.(mg/L)	126
Figura 5.32 - Concentração de metais no percolado afluente e efluente ao leito de pedra do SBQ da Célula II. *ND: valor menor que 0,005.(mg/L).	127
Figura 5.33 - Concentração de metais no percolado afluente e efluente à barreira de solo do SBQ da Célula II. *ND: valor menor que 0,005.(mg/L).	129
Figura 5.35 - Concentração de metais no percolado afluente e efluente SBQ da Célula II. *ND: valor menor que 0,005.(mg/L).	130

Figura 5.36 - Isotermas obtidas no EEL com amostras de solo da BRS IV, com e sem carvão, ensaiadas com monossolução de Mn.	132
Figura 5.37 - Isoterma linearizada de Freundlich	134
Figura 5.38 - Isotermas obtidas para o Mn, Cr e o Fe no EEL usando amostras de solo da BRS IV e monossolução de baixa concentração.....	135
Figura 5.39 - Isotermas obtidas para o Mn, Cr e o Fe no EEL usando amostras de solo da BRS IV e monossolução com ampla faixa de concentração.....	137
Figura 5.40 - Curvas de fator de retardamento versus concentração de soluto para amostras de solo da BRS IV.	138
Figura 5.41 - Isotermas obtidas para o Mn, Cr e Fe no EEL usando amostras com solo da BRS IV e percolado.....	140
Figura 5.42 - Isotermas obtidas para o Mn no EEL usando Percolado e o solo de preenchimento da BRS V.	141
Figura 5.43 - Isotermas obtidas para o Cr no EEL usando Percolado e o solo de preenchimento da BRS V.....	141
Figura 5.44 - Isotermas obtidas para o Fe no EEL usando Percolado e o solo de preenchimento da BRS V.....	142
Figura 5.45 - Corpos-de-prova confeccionados no molde usado no ensaio de Proctor, com 10 e 25 golpes de soquete.	144
Figura 5.46 - Permeabilidade da mistura solo da BRS V/carvão à água, à solução de Cr+Mn e ao percolado bruto.....	145
Figura 5.47 - Curva característica do transporte de Cr, obtida no ensaio de coluna tendo como percolante a solução de Cr+Mn.	147
Figura 5.48 - Curva característica do transporte de Cr, obtida no ensaio de coluna tendo como percolante percolado.	147
Figura 5.49 - Curva característica do transporte de Mn, obtida no ensaio de coluna tendo como percolante solução de Cr+Mn.....	148

Figura 5.50 - Curva característica do transporte de Mn, obtida no ensaio de coluna tendo como percolante percolado.	148
Figura 5.51 - Curva característica do transporte de Fe, obtida no ensaio de coluna tendo como percolante percolado.	149
Figura 5.52 - Volume de água evaporado e transpirado no tanque experimental.	150

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 - Composições apresentadas em percolado de diversos aterros no Brasil e em outros países.	6
Tabela 2.2 - Tipo de Tratamento de percolado em aterros brasileiros (JUCÁ, 2003).....	15
Tabela 2.3 - Sumário de características típicas de meios usados em <i>wetlands</i> construídos nos Estados Unidos.....	23
Tabela 2.4 - Diâmetro da raiz e área estimada dos espaços de ar da Taboa em solo drenado e inundado.	28
Tabela 2.5 - Sumário das funções das macrófitas <i>wetland</i> artificial.	29
Tabela 2.6 - Relação de densidade de microrganismos em solo com e sem raízes.	30
Tabela 2.7 - Principais mecanismos de remoção de poluentes em zonas úmidas artificiais.....	31
Tabela 2.8 - Desempenho de plantas usadas no tratamento de esgoto na Dinamarca.	41
Tabela 2.9 - Exemplo de materiais reativos usados em BRPs.	45
Tabela 4.1 - Materiais que compuseram as barreiras e os seus respectivos períodos de operação.	73
Tabela 4.2 - Análise química do carvão de coco.	73
Tabela 4.3 - Parâmetros analisados no solo.....	74
Tabela 4.4 - Valor máximo permitido para concentrações de metais em corpos de água de acordo com a A Resolução CONAMA nº. 357, de 17 de março de 2005.	77
Tabela 4.5 - Concentração das diluições das monosoluções de Mn, Cr e Fe com água deionizada, utilizadas nos ensaios com solo da BRS IV...	81

Tabela 4.6 - Concentração em mg/L de Mn, Cr e Fe no percolado e após as diluições com água deionizada, utilizadas nos ensaios com solo da BRS IV.	82
Tabela 4.7 - Concentração em mg/L de Mn, Cr e Fe no percolado e após as diluições com água deionizada, utilizadas nos ensaios com solo da BRS V.	82
Tabela 5.1 - Resultados das análises de STD no percolado do tanque experimental.	91
Tabela 5.2 - Resultados das análises de metais no percolado do tanque experimental.	93
Tabela 5.3 - Composição química do solo virgem e contaminado de BRS das Células I e II.	101
Tabela 5.4 - Valores mínimos, máximos e médios da concentração de DBO em cada fase do SBQ da Célula	103
Tabela 5.5 - Concentração de sólidos totais em mg/L na entrada do leito de pedras.	109
Tabela 5.6 - Valores mínimos, máximos e médios da concentração de DQO em cada fase do SBQ da Célula I.	112
Tabela 5.7 - Valores mínimos, máximos e médios da concentração de DQO em cada fase do SBQ da Célula II.	115
Tabela 5.8 - Concentração de sólidos não-voláteis em mg/L na entrada do leito de pedras.	116
Tabela 5.9 - Resultados de vazão na entrada da ETC e da relação DQO/DBO na entrada do SBQ nos dias de coleta.	118
Tabela 5.10 Coeficientes determinados através de isothermas Linear e de Freundlich obtidas no EEL com solo da BRS IV e monossolução de Mn, Cr e o Fe.	136

1 INTRODUÇÃO

O tratamento de efluentes industriais ou domésticos *in situ* pode ser considerado recente em relação a outras áreas mais tradicionais da engenharia, e o seu desenvolvimento teve início na década de 70. Desde então, tem havido um grande investimento no sentido de aprimorar o conhecimento sobre a eficiência e limitações das diferentes técnicas desenvolvidas para este fim.

Uma das técnicas utilizadas para o tratamento *in situ* de contaminantes envolve a execução de uma barreira reativa permeável (BRP) no caminho da pluma de contaminação. À medida que o efluente percola passivamente através da BRP os contaminantes vão sendo degradados e/ou retidos através de processos físicos, químicos ou biológicos, prevenindo-se a contaminação a jusante da barreira, GUSMÃO (1999). A definição da composição do material reativo depende das características do efluente tratado e dos poluentes que se deseja reter e/ou eliminar. Além disso, é necessário que o material constituinte da barreira não lance contaminantes adicionais ao sistema e que esteja disponível em larga escala por um preço viável, (GAVASKAR et al, 1998 apud GUSMÃO, 1999).

Outra técnica de remediação *in situ* é o uso de *wetlands* artificiais¹ no tratamento de água residuária. Esta técnica teve início na década de 50 na Alemanha, mas seu emprego como tratamento secundário e terciário em sistemas de tratamento de efluentes de aterro sanitário só ocorreu no final dos anos 80, no Reino Unido, Estados Unidos e Alemanha, MÆHLLUM; HAASRTAD & KRAFT (1995). A partir de meados dos anos 90 têm-se registros de investigações na Eslovênia, BULC; VRHOVŠEK & KUKANJA (1997), e na Noruega, MÆHLLUM; HAASRTAD & KRAFT (1995). O fato desses sistemas constituídos de plantas aquáticas possuírem alta capacidade de adsorção de contaminantes na superfície dos sedimentos e nas raízes das plantas, além de uma população microbiana ativa, o aponta como uma alternativa de tratamento do percolado

¹ Wetlands artificiais são ecossistemas constituídos de plantas aquáticas que ficam parcial ou totalmente submersas, construídos para tratar efluentes.

de aterros sanitários, MÆHLLUM; HAASRTAD & KRAFT (1995). As plantas aquáticas têm um papel preponderante no tratamento, esse tipo de vegetação se encontra nas zonas úmidas naturais (pântano, vazia, charcos, etc) e participa de forma dinâmica e funcional na eliminação de resíduos poluentes dentro desses ecossistemas. A espécie *Typha domingensis* é facilmente encontrada nestes sistemas de purificação hídrica e se desenvolve tendo o sistema radicular preso ao sedimento e ao caule, e as folhas parcialmente submersas. Esta espécie é morfologicamente adaptada para se desenvolver em sedimentos inundados em decorrência dos grandes volumes de espaços internos capazes de transportar oxigênio para o sistema radicular.

O tratamento do efluente de aterro sanitário *in situ* ainda não é uma prática comum no Brasil. Na maioria dos aterros o percolado é descartado nos corpos d'água sem nenhum tipo de tratamento ou canalizado para ser tratado em estações de tratamento de esgoto (ETEs). Mesmo em aterros onde são tratados seus efluentes, através de processos físicos, químicos e/ou biológicos, nem sempre se consegue atingir os padrões de lançamento exigidos pela legislação ambiental. Desta forma, faz-se necessário encontrar alternativas viáveis para evitar ou minimizar a poluição dos rios bem como a sobrecarga nas ETEs causadas pelo percolado. Com esta finalidade, foi desenvolvido o sistema Bioquímico (SBQ), de que trata esse trabalho, cuja característica principal é o uso das técnicas de barreira reativa de solo e fitorremediação de forma consorciada.

Nesse sistema, o processo de mitigação da contaminação ocorre de formas variadas e concomitantes à medida que o efluente percola por uma barreira permeável e pelo charco artificial de Taboas. O SBQ pretende ser uma alternativa economicamente viável e de fácil operação. Os principais processos de remoção de poluentes são: 1) contaminantes são degradados por meio da biomassa aderida ao material suporte (biofilme); 2) poluentes são absorvidos pelas raízes ou degradados por bactérias que nelas se alojam, em seguida, os contaminantes são armazenados ou transportados e acumulados nas partes aéreas das plantas; 3) a barreira reativa ao entrar em contato com o efluente

reage quimicamente promovendo a retenção de contaminantes, além de servir como uma parede de retenção física.

A avaliação do SBQ foi realizada no Aterro da Muribeca localizado na região metropolitana do Recife, onde foram construídas duas células experimentais integradas à Estação de Tratamento de Chorume (ETC) do Aterro.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo deste trabalho é estudar um sistema alternativo para o tratamento terciário *in situ* de percolado de aterros sanitários, que seja de baixo custo e fácil operação. A inovação consiste no uso consorciado de duas técnicas de tratamento de efluentes: fitorremediação e barreira reativa permeável. Ambas já usadas, separadamente, no tratamento de efluentes domésticos e industriais.

1.1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Estudar a eficiência do sistema proposto em relação à remoção de DBO, DQO e metais.
- Propor formas de implantação e operação do sistema idealizado.
- Analisar tipos de argila disponíveis na região do aterro como material de preenchimento para a barreira reativa, além de sua mistura com carvão ativado proveniente da casca do coco de dendê.
- Estudar a contribuição das Taboas para redução da vazão de percolado através da evapotranspiração.
- Identificar causas e conseqüências de possíveis problemas operacionais do sistema em estudo, assim como as devidas soluções.

1.2 ESCOPO DO TRABALHO

O desenvolvimento da pesquisa está apresentado da seguinte forma:

O primeiro capítulo apresenta uma breve introdução ao tema abordado e os objetivos pretendidos com o desenvolvimento desse trabalho.

No segundo capítulo é apresentada uma revisão bibliográfica sobre temas diretamente relacionados a esse trabalho, procurando destacar os principais conceitos sobre possíveis problemas no tratamento de percolado, a análise sucinta do percolado do Aterro da Muribeca, os sistemas tipo *wetlands* e barreira reativa permeável. Além de citar resultados obtidos em outros trabalhos desenvolvidos nessa linha pesquisa.

O capítulo três apresenta a concepção do sistema Bioquímico, descrição das células, componentes e acessórios.

No capítulo quatro, são apresentados os procedimentos metodológicos adotados na pesquisa incluindo as práticas laboratoriais e de campo.

Os resultados obtidos e sua discussão são apresentados no capítulo cinco, destacando o desempenho do sistema Bioquímico através da análise da sua eficiência na remoção de DBO, DQO e metais.

No capítulo seis são apresentadas, as considerações finais, as conclusões e as sugestões.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Este capítulo reúne um conjunto de informações sobre temas diretamente relacionados com esta tese, visando fornecer conceitos básicos para subsidiar uma introdução na discussão sobre a viabilidade do sistema proposto para o tratamento terciário de percolado.

2.1 PROBLEMÁTICA DO TRATAMENTO DE PERCOLADO

O percolado proveniente de aterros de resíduos sólidos municipais é um efluente altamente poluente cuja complexidade é muito elevada devido à variabilidade de suas características. Consequentemente, a forma de tratá-lo requer estudos prévios bastante apurados para cada caso e a opção pelo tipo de tratamento deve ser baseada em parâmetros técnicos e econômicos. Assim sendo, nesse subitem são descritas algumas das principais dificuldades no tratamento desses lixiviados.

2.1.1 HETEROGENEIDADE NA COMPOSIÇÃO

A heterogeneidade do percolado está relacionada a vários fatores inclusive condições climáticas, grau de infiltração pluviométrica, estado de decomposição dos resíduos, composição original do material aterrado, práticas de disposição dos resíduos no aterro, e tempo do confinamento. Para efeito de ilustração são apresentadas na Tabela 2.1 composições de percolado de diversos aterros no Brasil e em outros países. Pode-se observar a enorme variação de alguns parâmetros tanto no percolado de um mesmo aterro quanto quando comparados os lixiviados de diferentes aterros.

Vale lembrar que os aterros citados na Tabela 2.1 possuem idade diferente. Em geral, devido ampliações realizadas e a questões operacionais, a massa de lixo dos aterros é constituída de camadas de resíduos depositadas em épocas diferentes. Portanto, a idade do lixo que origina o percolado é indeterminada.

Tabela 2.1 - Composições apresentadas em percolado de diversos aterros no Brasil e em outros países.

PARÂMETRO	Aterro da Muribeca, Recife - PE	Aterro do Roger, João Pessoa - PB	Aterro Sanitário da Região da Grande Vitória - ES	Aterro de Bauru - SP	Aterro Sanitário de Pirai (RJ)	Aterro Sanitário de Sauípe, Entre Rios - BA	Aterro de Gramacho-RJ	Esval Landfill, Akershus (Noruega)	Bólstad Landfill, Akershus (Noruega)	Monument Hill Landfill, Devizes (Inglaterra)
Idade da massa de lixo	Indefinida(1)	Indefinida(2)	3 anos	Indefinida(3)	2 anos	1 ano	Indefinida(4)	Indefinida(5)	Indefinida(6)	Indefinida(7)
pH	7,17 a 8,62	7,36 a 7,85	8,57		8	7,9	8,2 a 8,3	6,3 a 7,8	6,9 a 8,0	6,8 a 7,8
Cond. elétrica (mS/cm)		3.000 a 5.090	> 5000		9,13	>20.000		182 a 835	28 a 971	1210 a 1472
Alcalinidade (mg/L)	492 a 12.590	880 a 2.000			3.540					614 a 740
Nitrogênio amoniacal (mg/L)		8,4 a 52	687,09		456	709	756 a 802	36 a 295	1,0 a 228	16,7 a 31
Cloretos (mg/L)	158 a 7.501	450 a 560	1890		1.280		4.129 a 5.142			83 a 108
Nitrito (mg/L)		1,2 a 23,5	< 0,01							< 0,1
Nitrato (mg/L))		0,45 a 1,3	4,95					0,02 a 0,38	0,1 a 33	0,3 a 1,0
Ferro total (mg/L)		7,0 a 59,0	85	12,98		15,27	4,63 a 8,0	0,77 a 131	1,69 a 196	12 a 28
Cobre (mg/L)	0,03 a 2,40	0,1 a 0,74	0,03	0,24	0,03		0,08 a 0,15	0,12 a 61	0,5 a 30	<0,01 a 0,03
Zinco (mg/L)	0,16 a 10,79	1,37 a 10,0	0,4	5,12	0,06	0,22	0,21 a 0,25	20 a 6240	20 a 135	0,05 a 0,11
Cádmio (mg/L)	0,007 a 0,35	≤ 0,04		0,07	0,01		< 0,01	0,55 a 3,2	0,1 a 0,6	<0,002 a 0,01
Cobalto (mg/L)	0,01 a 1,01	0,02 a 0,55		0,07			<0,1 a 0,25			
Manganês (mg/L)	0,15 a 2,95	0,07 a 0,12	0,5	0,78		0,23	0,05 a 0,21	1,78 a 10	0,6 a 2,4	0,5 a 0,99
Chumbo (mg/L)	0,09 a 2,63		0,03	0,7		0,1	<0,01	1,0 a 26	1,0 a 35	<0,01 a 0,02
Cromo (mg/L)	0,04 a 0,65	0,03 a 0,24	< 0,02	0,56			0,1 a 0,83	0,04 a 59	7 a 20	<0,01 a <0,1
DBO5 (mg/L)	59 a 18.850	28 a 292	1.600		287	1.521	150	33 a 1698	7 a 255	1,4 a 5
DQO (mg/L)	679 a 37.900	336 a 472	3.637		933	7.320	3.455 a 3.470	1896 a 6325	148 a 2100	25 a 64
Referência	PAES (2003)	EMLUR/ATEPE (2003)	COUTO & BRAGA (2003)	MONDELLI (2004)	CAMPOS <i>et al.</i> (2002)	COSTA (2002)	SILVA (2002)	MÆHLUM & HAARSTAD (1997)	MÆHLUM & HAARSTAD (1997)	ROBINSON <i>et al</i> (1997)

(1) o lixo vem sendo depositado desde 1984, durante dez anos funcionou como lixão e a partir de 1994 como aterro controlado; (2) funcionou como lixão de 1958 até 2003, quando foi desativado e teve início o processo de remediação da área; (3) funcionou como lixão de 1974 até 1990, quando teve início o processo de transformação para aterro controlado; (4) em operação desde de 1978; (5) em operação desde de 1962; (6) em operação desde de 1972; (7) em operação desde dos anos 70.

Uma forma de minimizar as variações na composição do percolado em um aterro é operacionalizá-lo com eficiência, através da execução da camada cobertura e da drenagem superficial eficiente, evitando as oscilações bruscas de umidade e pH devido à infiltração pluviométrica.

2.1.2 VARIAÇÕES DE VAZÃO

A variação de vazão em aterro de resíduos sólidos é algo freqüente, principalmente naqueles sem cobertura ou parcialmente cobertos. Isso ocorre porque a vazão sofre influência de fatores como: condições meteorológicas do local (umidade, precipitação, evaporação, temperatura e ventos); geologia e geomorfologia (escoamento superficial e/ou infiltração subterrânea, grau de compactação e capacidade do solo em reter umidade); condições de operação do aterro (conformação e cobertura das células, tipo de equipamento, grau de compactação dos resíduos, recirculação do percolado); idade e natureza dos resíduos sólidos (tipo, umidade, porcentagem de matéria orgânica, características físico-químicas); topografia (área e declividade); qualidade e quantidade de recicláveis e hábitos da população (OLIVEIRA & PASQUAL, 2000).

Os valores de vazão registrados no Aterro Muribeca apresentam variações na quantidade de percolado comumente verificada em aterros parcialmente cobertos, como mostram as medições realizadas nos 20 primeiros dias do mês de abril de 2004 (Figura 2.1). A média diária nesse período variou entre 46 e 230 m³/dia e a média mensal foi de 109 m³/dia. Esses valores, considerados acima dos valores médios para os meses de fevereiro e março, sofreram os efeitos da precipitação pluviométrica que também foi superior à média esperada para esse período. Observa-se que a vazão e a quantidade de percolado apresentam uma relação de proporcionalidade, EMLURB/GRS/UFPE (2004).

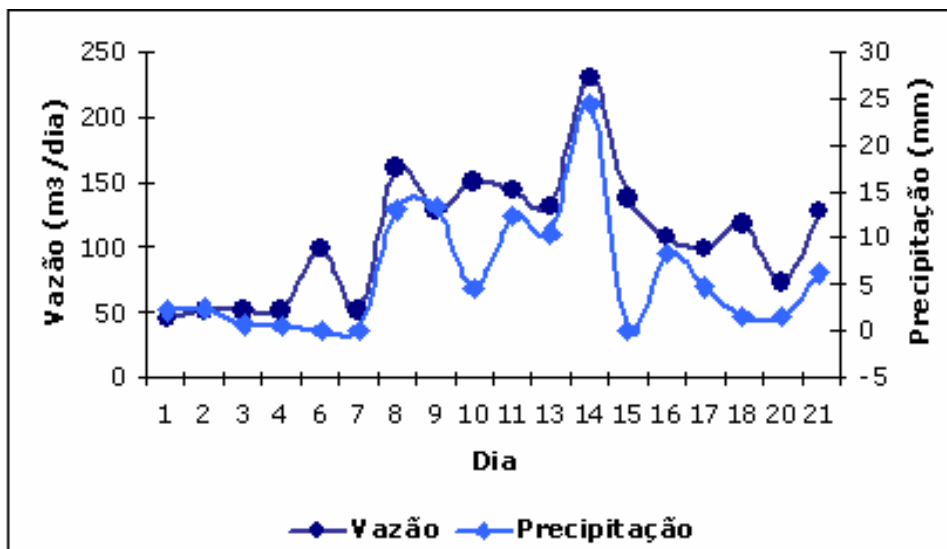


Figura 2.1 - Valores de vazão e precipitação registrados no Aterro da Muribeca nas primeiras semanas de abril de 2004.

Mesmo em épocas de estação seca há uma geração constante de percolato devido ao fato da decomposição da matéria orgânica ser contínua. Quantificar a geração de percolato é uma tarefa complexa que envolve uma série de variáveis como: precipitação, evaporação, escoamento superficial, infiltração e capacidade de campo da massa de lixo. LINS (2003) analisou a aplicação de alguns métodos empíricos para estimar o volume de percolato gerado no Aterro da Muribeca, dentre eles: o Método Suíço, Racional e do Balanço Hídrico. Os resultados mostraram que estes métodos foram falhos na previsão, principalmente em épocas de déficit hídrico.

A equalização da vazão é de suma importância no tratamento de percolato, uma vez que esta está diretamente relacionada a parâmetros essenciais como o tempo de detenção hidráulica (TDH) em processos biológicos e a quantidade de reagentes em processos químicos. O TDH é dado pela razão entre o volume útil do sistema e a vazão de entrada, devendo ser suficiente para que ocorram as reações necessárias para a oxidação da matéria orgânica, VON SPERLING (1996). Portanto, sistemas de tratamento operando com vazões superiores a vazão de projeto sofrem redução no tempo de detenção e, conseqüentemente, diminuem a eficiência.

2.1.3 PRESENÇA DE SUBSTÂNCIAS RECALCITRANTES

O termo recalcitrância refere-se à dificuldade ou impossibilidade de degradação de certas substâncias. Segundo SILVA (2002), as substâncias podem oferecer dificuldade de biodegradação em decorrência de diversos fatores, a saber: 1) estrutura química complexa desprovida de grupos funcionais reativos; 2) a molécula pode exercer uma ação tóxica sobre a microflora ou ainda inativar enzimas chaves do metabolismo celular; 3) a molécula pode se complexar ou interagir com elementos ou compostos químicos tornando-se pouco acessível às enzimas extracelulares e posteriores metabolização.

No caso do percolado, CASTILHOS JR. (2003) afirma que a recalcitrância estaria associada à presença de compostos de elevada massa molecular com estruturas muito complexa como é o caso das substâncias húmicas (SH). Segundo ROSA ET AL (2000), substâncias húmicas são formadas pela transformação de biomoléculas, durante o processo de decomposição de resíduos vegetais e animais. Devido à natureza heterogênea e complexa das SH pouco se sabe sobre sua estrutura química, e apresentam-se como moléculas polidifusas, capazes de interagir com metais e compostos orgânicos. Além disso, possuem alto teor de grupos aromáticos e contêm grupos hidroxilfenólicos como grupos funcionais dominantes (LAMIM ET AL, 2001).

A recalcitrância do material orgânico pode ser ilustrada pela razão DQO/DBO, a qual indica o nível de biodegradabilidade de um determinado efluente. Quanto maior for esta razão, menos biodegradável é o efluente. Segundo BAIG ET AL, 1999 apud SILVA (2002), o percolado de um aterro pode ser considerado estabilizado quando apresenta valores de DQO/DBO > 10.

Os resultados de análises de DBO e DQO de amostras de percolado coletadas durante a execução do furo de sondagem numa célula desativada no Aterro da Muribeca, em dezembro de 2001, evidenciaram a lixiviação e o acúmulo de substâncias recalcitrantes. Esses resultados obtidos para diferentes profundidades são apresentados na Figura 2.2, onde se observa

que, à medida que a profundidade aumenta, a razão DQO/DBO tende se elevar.

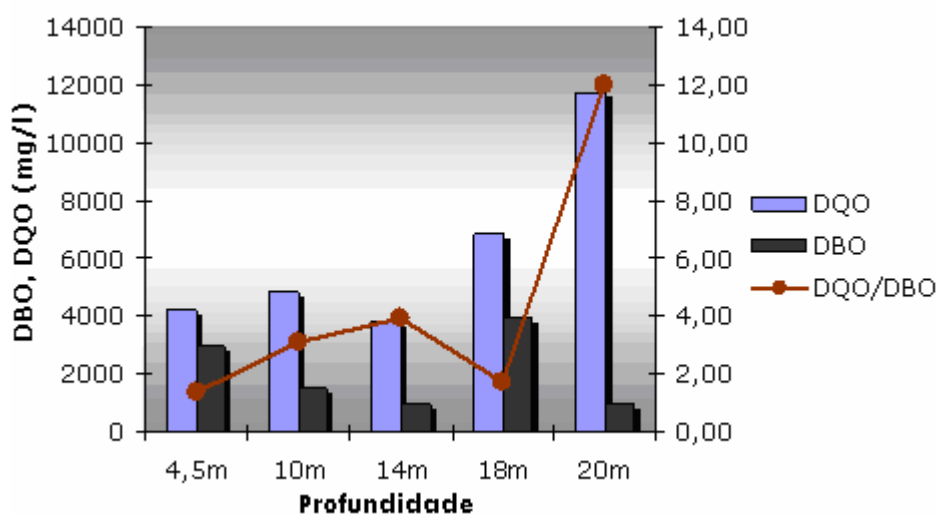


Figura 2.2 - Valores de DQO, DBO e DQO/DBO de amostras de percolato coletadas em diferentes profundidades de uma célula desativada no Aterro da Muribeca.

2.1.4 TOXICIDADE

Os compostos tóxicos presentes em aterros e, conseqüentemente, no percolato podem inibir o crescimento microbiano responsável pela degradação de poluentes em processos biológicos. A identificação de compostos tóxicos em percolato é uma preocupação que vem motivando a pesquisa científica em nível mundial. Além do volume dos resíduos sólidos crescerem pelo estímulo ao consumo indiscriminado e pela política de incentivo aos produtos descartáveis, a toxicidade dos resíduos está aumentando com o advento de novas tecnologias que possibilitam o surgimento de materiais de consumo cada vez mais complexos, cuja composição contém os mais diversos tipos de produtos químicos.

A identificação e a quantificação de elementos tóxicos isolados são necessárias para avaliação da toxicidade do percolato. No entanto, é preciso também compreender e avaliar os mecanismos de interação entre os elementos químicos e biológicos. O potencial tóxico do percolato depende principalmente da idade da massa de lixo, do teor de metais, das características físico-químicas, da presença de microrganismos e do processo

de lixiviação. A toxicidade é uma propriedade relacionada às espécies químicas e suas interações com fatores ambientais (acidificação, ambiente oxidante ou redutor, presença de argilominerais, matéria orgânica), MIRANDA NETO (2002).

A dureza, devida ao conteúdo de cálcio e magnésio, influencia sensivelmente a biodisponibilidade e eventualmente a toxicidade dos elementos químicos. Em geral, os metais tornam-se mais tóxicos em águas pouco duras, com menos de 75 mg/L Ca+Mg. Provavelmente, isso se explica porque com baixas concentrações de cálcio aumenta a permeabilidade da membrana celular para os outros cátions, CORTECCI (2004).

No caso do percolado de aterros de resíduos domésticos, a concentração de metais é variável, sendo maior durante a fase de fermentação ácida, quando estes elementos estão mais solúveis e menores nas últimas fases de estabilização, quando o pH normalmente é mais alto (ambiente alcalino). Os metais pesados encontrados no percolado estão presentes tanto na forma dissolvida, mais facilmente incorporada pela fauna e a flora, quanto na forma particulada, associados às partículas em suspensão, SILVA (2002).

A nitrogênio amoniacal é um elemento preocupante dentre os compostos que podem causar toxicidade ao percolado, pois está presente em níveis altos. Em alguns estudos foi verificado o aumento da toxicidade causada pela nitrogênio amoniacal, que na forma livre (NH₃) é mais tóxica do que na que na forma iônica (NH₄⁺), segundo o seguinte equilíbrio dinâmico, GASPAR (2003):



A toxicidade tem sido pouco correlacionada com a concentração de nitrogênio amoniacal e a DQO, no entanto a remoção conjunta destes dois parâmetros parece reduzir a toxicidade do percolado, SILVA (2002).

A matéria orgânica é um fator que pode favorecer a fixação de metais no percolado. A toxicidade dos metais se potencializa frente à presença de matéria orgânica, dado a grande tendência de formar complexos

organoclorados, que facilitam sua solubilidade, disponibilidade e dispersão. A estabilidade desses complexos frente aos processos de degradação biológica é uma causa importante da permanência dos metais no percolado, MUÑOZ (2002).

MELO (2003) estudou o grau de toxicidade do percolado, em diferentes profundidades da Célula 4 no Aterro da Muribeca, através do teste de fitotoxicidade em sementes de repolho. De maneira geral, a toxicidade para ambos os parâmetros pesquisados (crescimento e germinação da raiz) apresentou oscilações. Não houve tendência de aumento ou diminuição da toxicidade da célula ao longo da profundidade. Isto contrariou o resultado esperado pelo autor, uma vez que a massa de lixo depositada nas camadas inferiores é mais velha, portanto o lixo é mais maduro e, por conseguinte, menos tóxico. Todavia, essa toxicidade também pode ser provocada pela lixiviação e o acúmulo de substâncias recalcitrantes em maiores profundidades, ver Figura 2.2.

2.2 PROCESSOS DE TRATAMENTO DE PERCOLADO

Neste item serão abordados aspectos de processos de tratamento aplicados no tratamento de percolado, a saber: recirculação; tratamento anaeróbio e aeróbio; precipitação química e; tratamento fotoeletroquímico. Os processos de tratamento de percolado focados nessa pesquisa (*wetlands* artificiais e barreira reativa de solo) serão apresentados separadamente nos subitens 2.3 e 2.4, respectivamente.

Diante da complexidade do percolado, geralmente, são utilizados sistemas operando com mais de um tipo de processo como forma de tratamento. Observa-se na Tabela 2.2 que a sequência mais usada é a de processo anaeróbio seguido de processo aeróbio.

2.2.1 RECIRCULAÇÃO

A recirculação de percolado é uma das muitas técnicas usadas para criar condições de umidade favorável aos microrganismos decompositores da massa de lixo e controlar o volume do percolado dos aterros. Esse pode ser

considerado um método de tratamento porque enquanto o percolado percorre a massa de lixo, pode ficar retido fisicamente ou sofrer processos biológicos. A recirculação tem como vantagens a diminuição dos custos com tratamento, facilidade de operação, correção da umidade e elevação da taxa de produção de metano e, conseqüentemente, isso aumenta o potencial energético do aterro. As principais dificuldades da recirculação do percolado estão relacionadas à heterogeneidade da massa de lixo e a possibilidade de formação de caminhos preferenciais. Além disso, quando mal aplicada, há o risco de saturação da massa o que pode inibir a degradação e causar instabilidade da massa, JUCÁ (2003).

Para aplicação desse tipo tratamento com segurança é necessário que o aterro seja projetado e construído com capacidade para receber o efluente recirculado, sem que haja risco de instabilidade e prejuízo no processo de degradação.

2.2.2 PROCESSOS BIOLÓGICOS: ANAERÓBIOS E AERÓBIOS

O tratamento biológico pode ser uma forma eficiente de remoção da matéria orgânica (DBO) do percolado. O próprio percolado contém grande variedade de bactérias e protozoários para compor as culturas microbiais mistas que processam os poluentes orgânicos. Porém, os usos desses processos requerem o controle de parâmetros que variam muito no percolado, como vazão e demais fatores que afetam o crescimento dos microrganismos, a exemplo de: temperatura, disponibilidade de nutrientes, fornecimento de oxigênio, pH, presença de elementos tóxicos, etc., BORSOI et al (1997).

O processo de digestão anaeróbia consiste na degradação biológica de substâncias orgânicas complexas na ausência de oxigênio livre, promovendo a geração de metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico e nitrogênio amoniacal, além de novas células bacterianas, CHERNICHARO (1997). Lagoa anaeróbia e reator UASB são os processos anaeróbios mais utilizados no tratamento de percolado de aterros brasileiros.

A lagoa anaeróbia tem a seu favor as elevadas temperaturas registradas em grande parte do território nacional que tornam as condições

climáticas favoráveis ao uso dessa técnica. Além disso, trata-se de um sistema de baixo custo e fácil operacionalidade. Porém, esse tipo de tratamento sofre influência negativa de algumas características do percolado como: variações do pH, alcalinidade, presença de ácidos voláteis e níveis elevados de toxicidade para os microrganismos. Além desses fatores, que atingem diretamente a eficiência, tem-se liberação de maus odores geralmente associados à redução de compostos de enxofre a sulfeto de hidrogênio (H_2S).

A decomposição aeróbia diferencia-se da anaeróbia pelo seu tempo de processamento e pelos produtos resultantes. Em condições naturais, a decomposição aeróbia necessita três vezes menos tempo que a anaeróbia e dela resultam gás carbônico, água, nitratos e sulfatos, substâncias inofensivas e úteis à vida vegetal, BORSOI et al (1997). Os sistemas aeróbios tiveram um grande avanço com o desenvolvimento de lodos ativados e filtros biológicos. Vários pesquisadores fizeram contribuições importantes, melhorando o desempenho dos sistemas e a sua estabilidade operacional bem como oferecendo opções para diversos tipos de efluentes domésticos e industriais. A utilização de lagoas aeradas é comumente utilizada como etapa que precede a disposição final do percolado em estações de tratamento de esgotos, onde bons resultados de biodegradação são obtidos para efluentes provenientes de aterros jovens, SILVA (2002). Em pesquisa feita na Noruega, MÆHLUM & HAARSTAD (1997) concluíram que lagoas aeradas se apresentam como eficientes no tratamento de percolado mesmo em países de clima frio.

Tabela 2.2 - Tipo de Tratamento de percolado em aterros brasileiros (JUCÁ, 2003).

Cidade	Tipo de Destinação Final	Quant. (ton / dia)	Tipo de Tratamento de Percolado
Recife-PE	Aterro Controlado da Muribeca	2.800	Recirculação de percolado, lagoa anaeróbia, lagoas facultativas, sistema Bioquímico.
Caruaru - PE	Aterro sanitário de Caruaru	200	Digestor Anaeróbio, seguido por um charco artificial.
Manuas - AM	Aterro Sanitário de Manaus	1.125	Recirculação de percolado e biorremediação
Belém - PA	Aterro Sanitário de Belém	1.024	Recirculação de percolado e biorremediação
Rio de Janeiro- RJ	Aterro Controlado de Gramacho	7.026	Tanques de polimento e sistemas de nano-filtração
Rio de Janeiro- RJ	Aterro Controlado Zona Oeste		Não informado
Fortaleza-CE	Aterro Sanitário de Caucaia	3.500	Lagoas anaeróbias e facultativas.
Fortaleza-CE	Aterro Sanitário de Aquiraz	21	Lagoas anaeróbias e facultativas.
Goiania-GO	Aterro Controlado de Goiania		Não informado
Extrema - MG	Aterro Sanitário de Extrema	8	Lagoas anaeróbias em série, seguidas por uma facultativa e uma de maturação.
Paracatu - MG	Aterro Sanitário de Paracatu	26	Uma lagoa anaeróbia seguida por uma facultativa
Contagem - MG	Aterro Sanitário do Perobas	214	Tanque Inhoff seguido de filtro biológico
Ipatinga - MG	Aterro Sanitário de Ipatinga	150	Reator anaeróbio, lagoa de estabilização, aerador de cascata e lagoa de maturação.
Uberlândia - MG	Aterro Sanitário de Uberlândia	120	Tratamento primário (grades, retentor de óleo e desarenador), seguido por RAFA (reator anaeróbio de fluxo ascendente) e filtro biológico.
Três Corações - MG	Aterro Sanitário de Três Corações	30	Uma lagoa anaeróbia seguida por um filtro anaeróbio e uma lagoa facultativa
Belo Horizonte - MG	Aterro Sanitário de BH	4.139	Recirculação de percolado. Excedente tratado na ETE do município.

Continuação da Tabela 2.2 - Tipo de Tratamento de percolado em aterros brasileiros (JUCÁ, 2003).

Cidade	Tipo de Destinação Final	Quant. (ton / dia)	Tipo de Tratamento de Percolado
Biguaçu - SC	Aterro Sanitário da Formaco	11.500 a 14.500	Poço coletor anaeróbico com circulação forçada, depois um reator UASB que inicia o tratamento físico-químico, e posteriormente para um decantador e depois para um sistema de lagoas composta por lagoa anaeróbia, lagoa facultativa e lagoa de maturação, e por fim, adição de hipoclorito de sódio para desinfectar o líquido tratado.
Porto Alegre-RS	Aterro Sanitário da Extrema	200	Aterro; lagoa de aeração forçada; transporte com caminhão tanque para cotratamento final em ETE juntamente com esgoto doméstico.
Porto Alegre - RS	Aterro Sanitário Metropolitano Santa Tecla	1.300	Filtro anaeróbia construído sob o aterro, lagoa anaeróbia, lagoa areada, 2 lagoas facultativas, leito de filtro de areia.
Itaquaquecetuba - SP	Aterro Sanitário de Itaquaquecetuba	650	Não tem tratamento, o percolado é levado para estação de tratamento de esgoto do município. Está previsto tratamento químico.
Mauá- SP	Aterro Sanitário de Mauá	1.500 a 2.000	3 reatores e 2 lagoas com agitador (aerador)
São Paulo-SP	Aterro Sanitário São João		Tratamento na SABESP (esgotos)
Santo André-SP	Aterro Sanitário	700 a 750	Uma lagoa anaeróbia e uma facultativa com aerador
União da Vitória- PR	Aterro Sanitário		Não informado
Salvador-BA	Aterro Sanitário Metropolitano		Tratamento no CETREL (resíduos industriais)
Palmas - TO	Aterro Sanitário	120	Sistema de lagoas de estabilização em série com 01 lagoa anaeróbia, uma facultativa e uma de maturação.
Araguaína - TO	Aterro Sanitário	160	Fossas sépticas e valas de infiltração
Guarai-TO	Aterro Sanitário	40	2 lagoas anaeróbias
Roger-PB	Aterro Controlado	870	Digestor anaeróbio seguido de sistema Bioquímico

2.2.3 PRECIPITAÇÃO QUÍMICA

A precipitação química é uma das técnicas mais utilizadas no tratamento de efluentes, e envolve a adição de um agente químico a uma dispersão coloidal que resulta na desestabilização das partículas através da redução das forças que as mantêm separadas. A redução das cargas superficiais e a formação de óxidos complexos na forma de suspensões floculentas facilitam a remoção de sólidos suspensos e dissolvidos através da sedimentação.

Segundo OLIVEIRA (2001), a escolha de coagulantes e floculantes ainda tem se baseado em resultados empíricos e nem mesmo modelos semi-empíricos foram desenvolvidos para auxiliar inicialmente no processo de seleção. Outra dificuldade dessa técnica é conseguir conciliar objetivos importantes como: necessidade de otimização da dosagem de coagulante em consequência de leis ambientais cada vez mais severas; reduzir os custos operacionais (retrolavagem ou manuseio da lama) e de reagentes químicos e; melhorar as propriedades da lama formada ou diminuir seu volume.

Os produtos normalmente usados no processo de coagulação são: sulfato de alumínio, aluminato de sódio, sulfato ferroso, cloreto férrico, sulfato férrico, óxido de cálcio, etc. Como coadjuvantes dos coagulantes são usados polieletrólitos que podem ser catiônicos, aniônicos ou não-iônicos. Os polieletrólitos têm função de aumentar o tamanho do floco ajudando na sedimentação, SANTOS (2003).

Segundo SANTOS NETO ET AL (2003) é possível com a precipitação química obter um efluente clarificado, substancialmente livre de matéria em suspensão ou em estado coloidal, além disso, quando comparada com a sedimentação simples, a remoção da matéria suspensa total é mais eficiente em cerca de 20 a 30%.

A coagulação e a floculação do percolado do aterro de Gramacho – RJ foram investigadas por CAMMAROTA ET AL (1994) e BILA (2000) citados por SILVA (2002), onde ambos variaram a dosagem e o tipo de coagulante em diferentes valores de pH. Segundo os autores da primeira pesquisa, o cloreto férrico foi

mais eficaz na remoção de DQO do que o sulfato de alumínio, com reduções de 40 e 25% respectivamente, para um pH de 4,0 - 4,5 e dosagem de 400-500 mg/L. Na pesquisa mais recente, dos produtos testados o sulfato de alumínio foi o que apresentou o melhor desempenho, com a faixa de pH ótimo entre 4,5 - 5,0, e com uma dosagem ótima entre 700 - 950 (mg/L). As possíveis explicações para os diferentes resultados obtidos em 1994 e 2000, podem estar relacionadas à metodologia empregada nas investigações e às prováveis modificações das características do percolado no decorrer do tempo. Portanto, a estratégia empregada para tratar percolado de aterro através de precipitação química deve ser periodicamente avaliada, tendo em vista a variabilidade desse tipo de efluente.

2.2.4 PROCESSO FOTOELETROQUÍMICO

Dentre as tecnologias atualmente empregadas para tratamento de efluentes, destacam-se os processos oxidativos avançados (POA), os quais são baseados na geração de radical hidroxila como oxidante. A fotocatalise heterogênea pertence à classe dos POAs cujo processo de descontaminação ambiental é baseado na irradiação de um fotocatalisador, geralmente um semicondutor inorgânico tais como TiO_2 , ZnO , ou CdS , capaz de provocar uma transição eletrônica (processo eletroquímico foto-assistido, também chamado de fotoeletroquímico). Assim, sob irradiação, um elétron é promovido da banda de valência para a banda de condução formando sítios oxidantes e redutores capazes de catalisar reações químicas, oxidando os compostos orgânicos à CO_2 e H_2O e reduzindo metais dissolvidos ou outras espécies presentes, ZIOLLI & JARDIM (1998).

O processo fotoeletroquímico para tratamento de percolado de aterros sanitários municipais foi objeto de pesquisa de BERTAZZOLI & PELEGRINI (2002). Os autores observaram uma redução de cor de 75% a partir de 5 horas de tratamento, embora 2 horas tivessem sido suficiente para a redução de 60% (Figura 2.). A descoloração também foi acompanhada de uma redução da carga orgânica em 20%, além do desaparecimento completo do odor característico do percolado a partir da terceira hora de processamento. Vale

salientar que, em se tratando de um efluente de coloração negra, esse grau de descoloração pode viabilizar um tratamento biológico posterior com maior eficiência e cinética mais rápida.

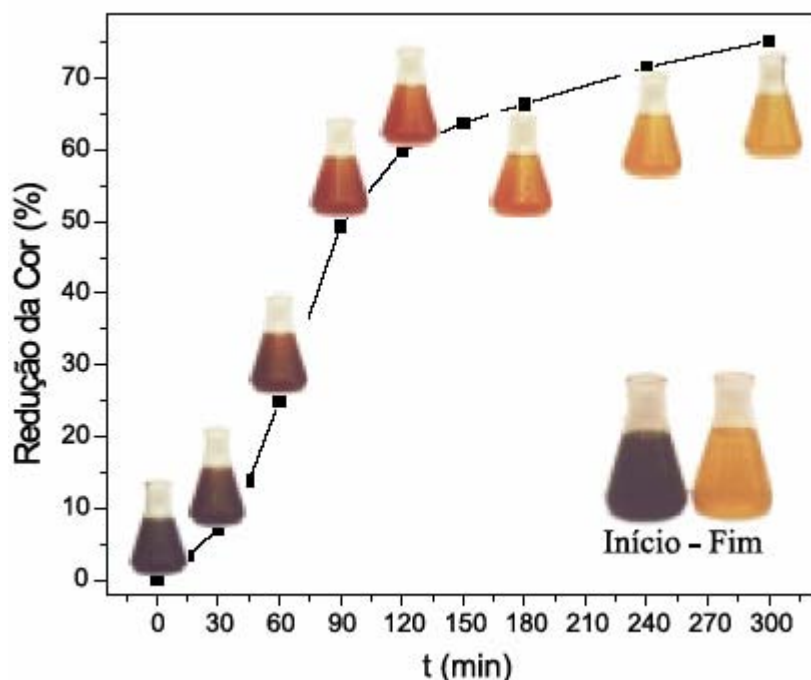


Figura 2.3 - Percentagem de redução de cor de uma amostra de percolado de aterro através do tratamento fotoeletroquímico, com a curva acompanhada de fotografias das amostras colhidas ao longo do experimento (extraída de BERTAZZOLI & PELEGRINI, 2002).

2.3 WETLANDS

Além dos processos citados, vem crescendo, principalmente nos EUA e na Europa, o uso da fitorremediação como alternativa para tratamento de percolado. A fitorremediação, como qualquer outra tecnologia, apresenta várias vantagens e desvantagens que devem ser levadas em conta. Se por um lado esse processo é de baixo custo e ecologicamente correto, por outro, o tempo para que se obtenha resultado pode ser longo, pois depende do ciclo vital da planta. A concentração de poluentes e a presença de toxinas fora dos limites de tolerância podem afetar drasticamente o sistema tornando-o ineficaz. Além disso, existe o risco das plantas usadas com o propósito de

minimizar a poluição ambiental entrarem na cadeia alimentar resultando em consequências indesejáveis, PLETSCH ET AL. (1999).

Os *wetlands* artificiais são reatores bioquímicos projetados para tratamento de efluentes, tais como: esgoto, água de drenagem de campos de agricultura, percolados de aterros municipais e alguns efluentes industriais. Geralmente, o tratamento é secundário ou terciário, complementando um sistema de depuração biológica convencional, GARCIA ET AL (1997).

Os *wetlands* construídos para tratamento de efluentes são zonas inundadas artificialmente. O termo em inglês *wetland* (*artificial ou constructed*) é o mais usado na literatura técnica sobre o assunto. Nas publicações em espanhol também pode ser encontrado o termo *humedal artificial*. Em português, também se aplicam as seguintes denominações: charcos, banhados, terras úmidas, várzeas, lagoas ou leitos de macrófitas, pântanos, alagados, etc..

2.3.1 CLASSIFICAÇÃO

Os sistemas *wetlands* podem ser classificados com relação a sua origem como naturais ou artificiais.

2.3.1.1 WETLANDS NATURAIS

São reconhecidos como as várzeas dos rios, os banhados, os pântanos, os brejos e áreas similares. Encontrados em quase todos os países, os *wetlands* surpreendem por sua enorme produtividade biológica, Figura 2.. O Pantanal brasileiro é um exemplo dessa importância ambiental, social e econômica, D'AMBROSIO (1998).

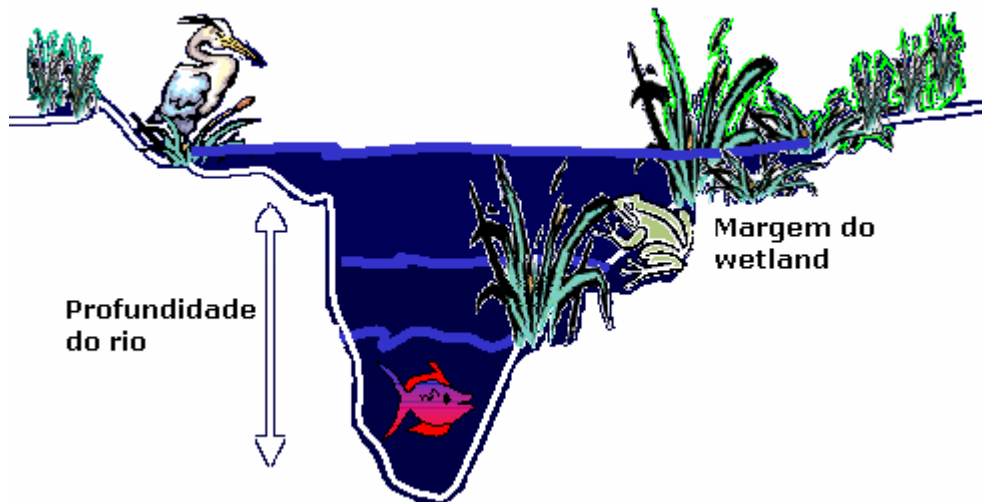


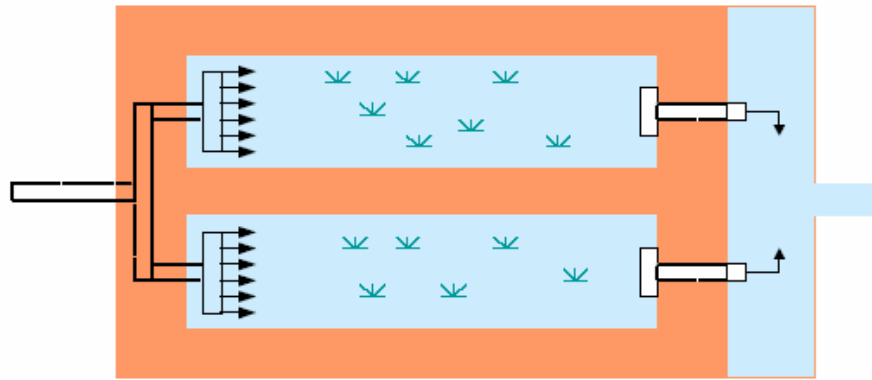
Figura 2.4 - *Wetland* natural (<http://www.town.falmouth.ma.us>, 12/02/2005).

2.3.1.2 **WETLANDS ARTIFICIAIS**

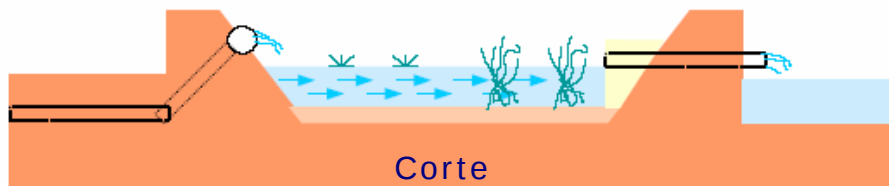
São ecossistemas construídos com diferentes tecnologias, utilizando os princípios básicos de modificação de qualidade da água dos *wetlands* naturais. Os sistemas de *wetlands* artificiais são classificados de acordo com a circulação da água no sistema, GARCIA ET AL. (1997):

Sistemas de Fluxo Superficial (FS): o nível da água está sobre a superfície e a vegetação se desenvolve tendo o sistema radicular preso ao sedimento e o caule e as folhas parcialmente, Figura 2..

Sistema de Fluxo Subsuperficial (FSS): A água circula (horizontal ou verticalmente) através de um meio poroso submerso e em contato com as raízes e rizomas de plantas aquáticas, Figura 2..

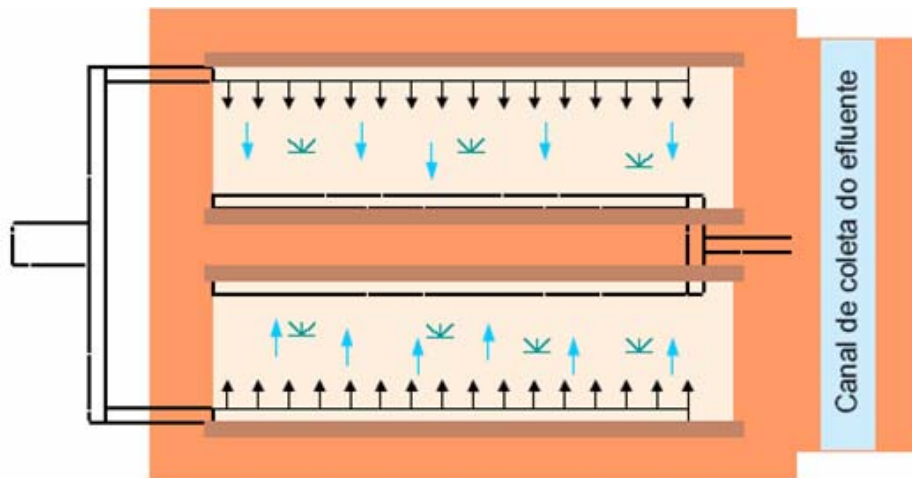


Planta

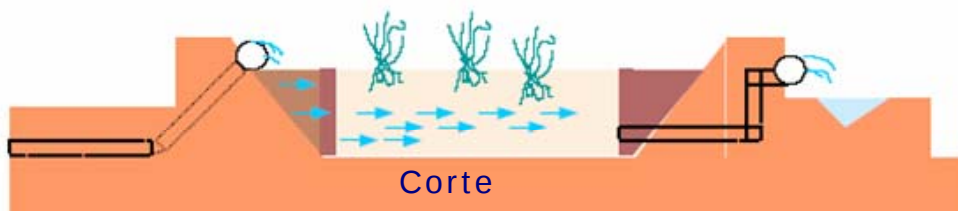


Corte

Figura 2.5 - Configuração típica de *wetland* construída de FS (KADLEC & KNIGHT, 1996 citado por LAUTENSCHLAGER, 2001).



Planta



Corte

Figura 2.6 - Configuração típica de *wetland* construída de FSS (KADLEC & KNIGHT, 1996 citado por LAUTENSCHLAGER, 2001).

Os charcos artificiais são constituídos, basicamente, de substrato (meio poroso) e macrófitas (plantas aquáticas). A escolha desses componentes é feita de acordo com o tipo de efluente a ser tratado e os resultados almejados. Outros componentes importantes dos charcos artificiais como a população de microrganismos e o biofilme desenvolvem-se naturalmente durante a sua operação.

2.3.2 SUBSTRATO

O substrato de um charco artificial tem a função de filtro para o efluente e de suporte para as macrófitas emergentes. A escolha do meio deve considerar o tipo, tamanho, uniformidade, porosidade e condutividade hidráulica, visto que, tais propriedades afetam o escoamento do líquido tratado. Optar por um determinado substrato em detrimento de outro não é algo trivial, devendo-se tomar cuidados especialmente no que diz respeito à distribuição granulométrica versus operacionalidade do charco. Por exemplo: meios com condutividade hidráulica e porosidade elevada promovem condições de escoamento favoráveis, mas oferecem menor área específica para fixação de biofilmes; fluxo em meios bem graduados tende a causar obstruções porque as partículas menores preenchem os vazios que se encontram nos interstícios das maiores, SILVESTRE e JESUS (2002).

Segundo a EPA (1993), o uso de meios com materiais finos ($D_{10} \leq 16$ mm) é vantajoso porque a porosidade é mais compatível com desenvolvimento das raízes e dos rizomas da vegetação, e as condições do fluxo se aproximam do regime laminar. A Tabela 2.3 apresenta um sumário de características típicas de meios que foram usados em *wetlands* construídos nos Estados Unidos.

Tabela 2.3 - Sumário de características típicas de meios usados em *wetlands* construídos nos Estados Unidos.

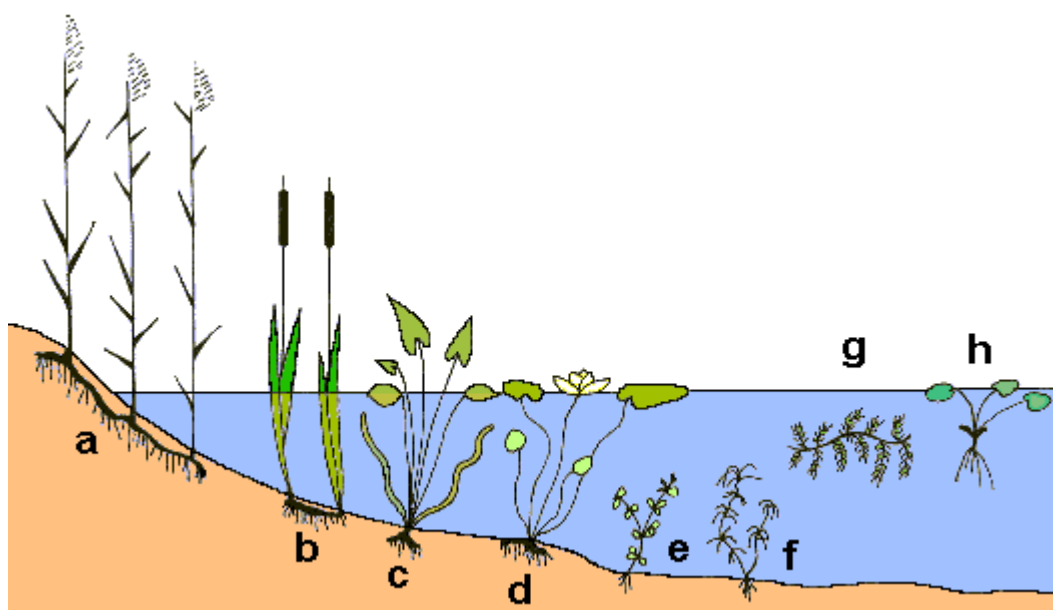
Tipo	Diâmetro efetivo D_{10} (m m)	Porosidade n (%)	Condutividade Hidráulica k (m / s)
Areia grossa	2	32	10^{-2}
Cascalho	8	35	6×10^{-2}
Cascalho fino	16	38	9×10^{-2}
Cascalho Médio	32	40	10^{-1}
Rocha grossa	128	45	1,0

Fonte: EPA (1993).

O substrato também pode ter a função de remover poluentes, reagindo com os nutrientes dissolvidos no efluente ou causando sua precipitação e retenção. A quimiosorção entre o adsorvato (molécula adsorvida) e o substrato (material que adsorve as moléculas) ocorre através de fortes ligações químicas que envolvem o rearranjo substancial da densidade do elétron UK-CHM (2000).

2.3.3 MACRÓFITAS

A terminologia utilizada para vegetação comumente encontrada em charcos, naturais ou artificiais, é muito variada, na literatura especializada podem ser encontrados termos como macrófitas, hidrófitas, helófitas, euhidrófitas, liminófitos, plantas aquáticas, entre outros. O termo macrófitas aquáticas (em inglês aquatic macrophytes ou simplesmente macrophytes) pode ser considerado de uso mais corrente. Existem diversas espécies possíveis, que diferem entre si de acordo com profundidade da lâmina de água ideal para o seu desenvolvimento, Figura 2..



Fonte: <http://www.biologia.edu.ar>

a,b) plantas anfíbias; c,d) plantas aquáticas emergentes; e,f) plantas aquáticas submersas; g) planta aquática livre e submersa; h) planta aquática livre e flutuante.

Figura 2.7 - Diversidade de espécies de vegetais aquáticos.

As macrófitas mais utilizadas são: *Typha sp.* (taboa), *Phragmites sp.* (caniços), *Scirpus sp.* (juncos), *Íris pseudacorus* (lírio do pântano)), entre outras. A vegetação serve de suporte para formação de biofilme; ajuda na filtração e adsorção de constituintes dos efluentes; transfere oxigênio para coluna de água e espaços vazios do substrato através das raízes e rizomas (Figura 2.); estabilizam o substrato; absorvem carbono, nutrientes e elementos dissolvidos e os incorporam aos tecidos da planta; proporciona o isolamento térmico (a biomassa no topo do leito ajuda a evitar as perdas de calor por convecção); quando decaem e se degradam retornam ao sistema como nutrientes, SILVESTRE e JESUS (2002) e BORRERO (1999). Ainda segundo BORRERO (1999), as plantas emergentes também causam efeitos no escoamento: limitam a canalização do fluxo, diminuindo a velocidade e permitindo que os materiais em suspensão se depositem no fundo.

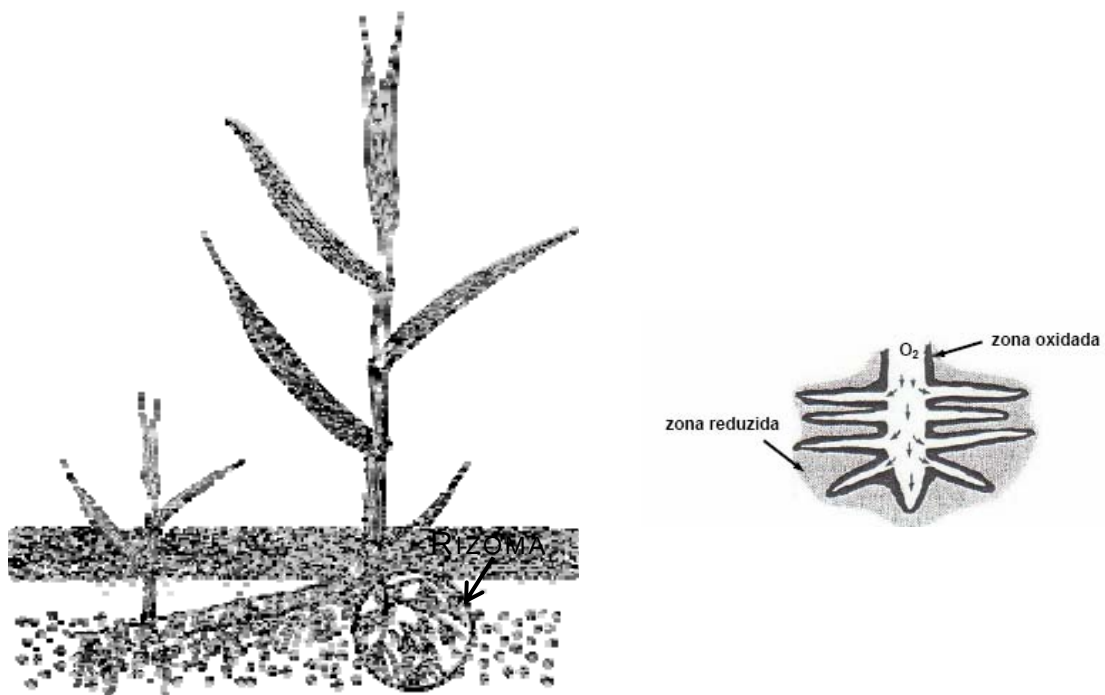


Figura 2.8 - Desenho esquemático de uma macrófita onde se mostra a zona ativa dos rizomas.

Fonte:

<http://www.itqb.unl.pt/~bc/publica/bbnet/julho60/bbiotecn.htm#Ambiental>

A espécie *Typhaceae* (Taboa) é facilmente encontrada nestes sistemas de purificação hídrica e se desenvolve tendo o sistema radicular preso ao substrato e ao caule, e as folhas parcialmente submersas, Figura 2.. Segundo SILVESTRE e JESUS (2002), a Taboa tem a seguinte descrição: “Planta rizomatosa perene, aquática ou semi-aquática; caule ereto com 1,5 – 3 m de altura, 0,9 – 2 cm de diâmetro no centro e 0,3 – 0,6 cm perto das flores; folhas basais retas, lineares e lisas, seção transversal em forma de D, 0,9 – 3 m de comprimento e 0,8 – 2 cm de largura; de cada broto saem de 12 a 16 folhas de cor verde, de estrutura comparável a uma fita, com secção esponjosa contendo canais de ar; tipicamente as folhas não se prolongam para além da espiga; rizomas robustos, 0,6 – 3,2 cm de diâmetro e até 70 cm de comprimento, estabelecendo-se a uma profundidade de 7,5 – 10 cm abaixo do nível do solo; flores estruturadas numa espiga densa e castanha escura no topo do caule, androceu posicionado acima do gineceu”.

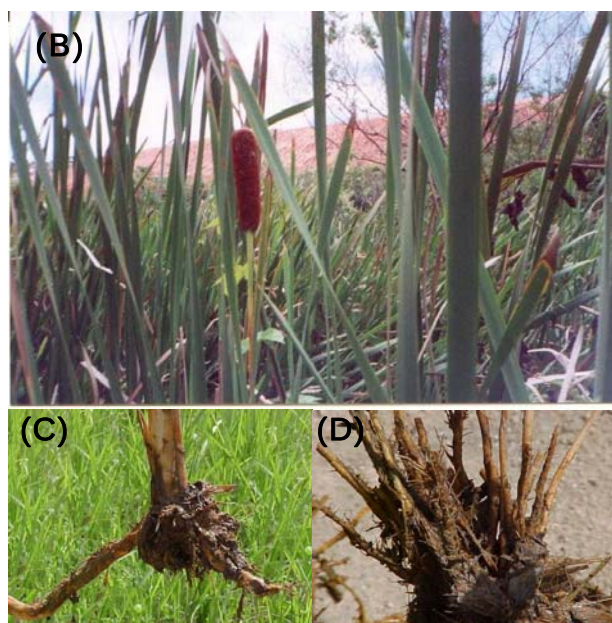
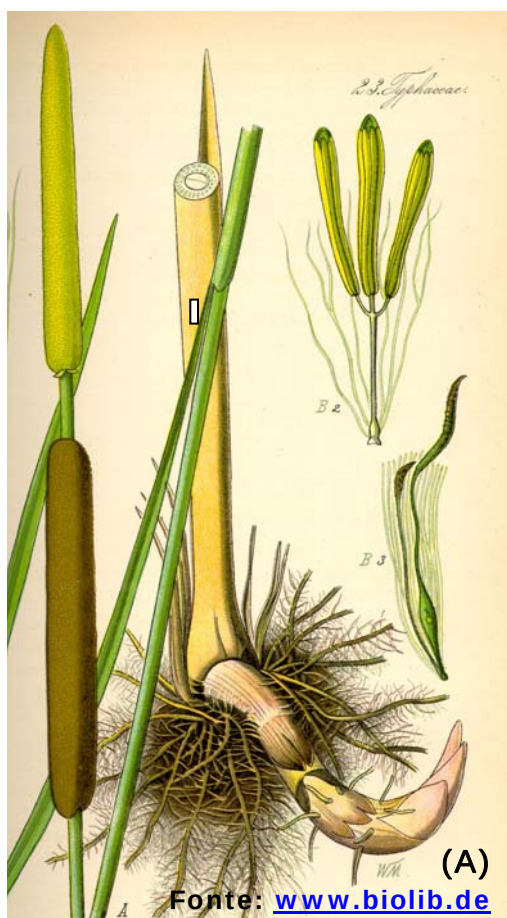


Figura 2.9 - (A) desenho esquemático da espécie *Typhaceae*; (B), (C) e (D) detalhe da flor, do rizoma e da raiz, respectivamente, da Taboa encontrada no charco natural nas imediações do Aterro da Muribeca –PE.

A profunda penetração do sistema radicular permite a exploração de um grande volume de sedimentos. Esta espécie é morfologicamente adaptada para se desenvolver em locais inundados porque possui um tecido formado por células retangulares com grandes espaços intercelulares (aerênquimas). Estes têm a função de facilitar a circulação de gases entre a parte emergente e a parte submersa, Figura 2.. Parte do oxigênio pode ainda sair do sistema radicular para a área em torno da rizosfera- naturalmente anaeróbia- criando condições de oxidação e decomposição de matéria orgânica de forma aeróbia, MUCCILLO (1999).



Figura 2.10 - Detalhe dos aerênquimas na folhas da Taboa.

CHABBI ET AL (2000) estudaram o comportamento dos aerênquimas da Taboa sob condições de alagamento e drenagem. Os autores observaram que inundação do meio promove a dilatação dos aerênquimas contribuindo para melhoria do transporte de oxigênio adicional para a rizosfera, Tabela 2.4. A Figura 2. mostra seções transversais das raízes da Taboa, mostrando o desenvolvimento radial da estrutura e do aerênquima sob diferentes condições do meio: (A) raiz inundada, mostrando grandes espaços de ar; (B) a raiz da Taboa sob circunstâncias drenadas.

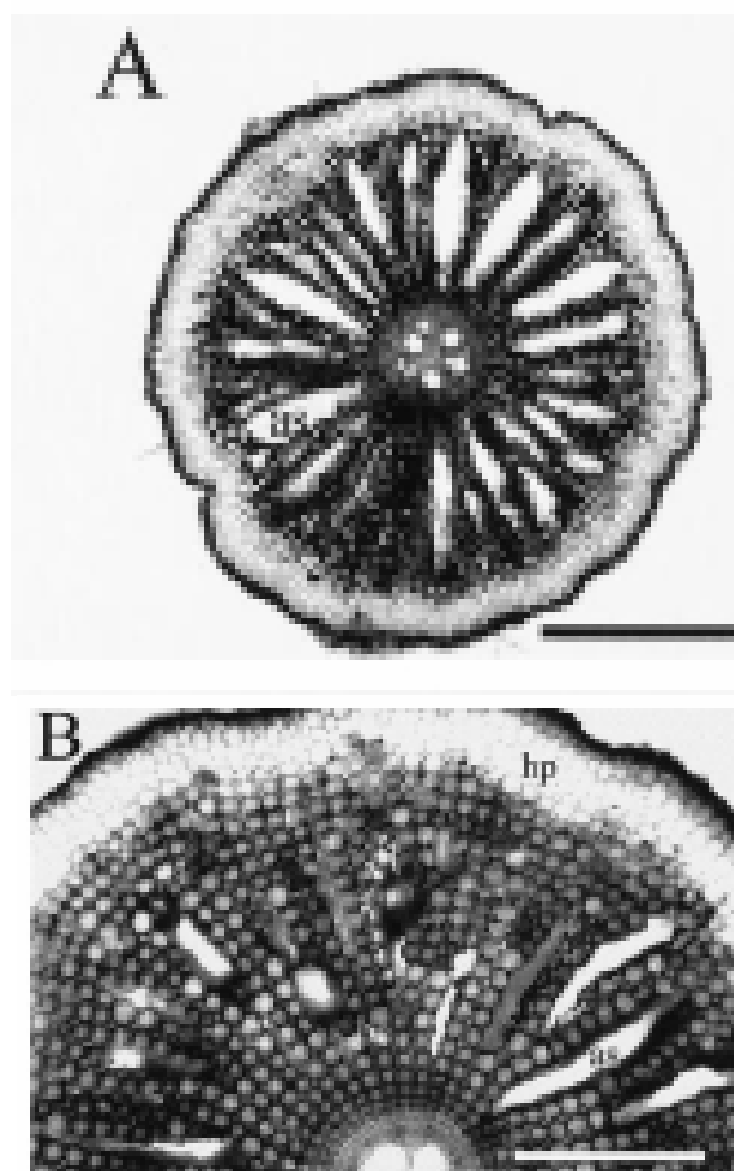


Figura 2.11 - Seções transversais das raízes da Taboa, (A) raiz inundada, (B) raiz sob circunstâncias drenadas.

Tabela 2.4 - Diâmetro da raiz e área estimada dos espaços de ar da Taboa em solo drenado e inundado.

Meio	Diâmetro da raiz (mm)		Área estimada da seção transversal dos espaços de ar (cm ² x 10 ⁻³)	
	Base	Ápice	Base	Ápice
Inundado (A)	1,66±0,05	1,40±0,09	5,60±0,60	3,85±0,05
Drenado (B)	1,36±0,04	1,07±0,02	3,17±0,20	0,45±0,07

Adaptado de CHABBI ET AL (2000).

Segundo HANS BRIX (1997), as principais funções das macrófitas em sistemas de tratamento do tipo wetland artificial estão listadas na Tabela 2.5.

Tabela 2.5 - Sumário das funções das macrófitas *wetland* artificial.

Propriedade da Macrófita	Função no Processo de Tratamento
Tecido das partes emergentes	• Armazenar nutrientes • Reduzir o crescimento do fitoplâncton • Reduzir a velocidade do vento - evitando a poluição do ar com levantamento de partículas • Tornar o sistema esteticamente satisfatório • Servir de isolante térmico durante o inverno.
Tecido das partes submersas	• Efeito filtrante • Reduzir a velocidade do fluxo - aumentando a sedimentação • Promover área superficial para o desenvolvimento de biofilme • Excretar oxigênio fotossintético - aumentando a degradação aeróbia • Absorver nutrientes.
Raízes e rizomas no sedimento	• Absorver nutrientes • Liberar oxigênio - aumentando a degradação e a nitrificação • Liberar antibióticos • Estabilizar a superfície do sedimento - diminuindo a erosão • Prevenir a obstrução do meio em sistema de fluxo vertical.

2.3.4 MICRORGANISMOS / BIOFILME

Embora a diversidade encontrada no charco artificial não seja a mesma dos grandes *wetlands*, naturais ou construídos, há um desenvolvimento significativo de microrganismos aeróbios e anaeróbios, tanto na superfície como no leito submerso de pedras.

A presença de microrganismos no charco artificial ocorre nas plantas, nos sedimentos, no efluente e no leito de pedras em cuja superfície sólida formam-se biofilmes (composto por colônias de bactérias, protozoários, micrometazoários, etc) que proporcionam zonas de intensa atividade microbiana. De acordo com SILVESTRE e JESUS (2002), a região nordeste do

Brasil tem o clima ideal para um ótimo desenvolvimento desses microrganismos, ou seja, temperatura média entre 20 e 30°C.

Segundo BAHLO (1996) citado por VAN KAICK (2002), plantas que tiverem o fornecimento de nutrientes satisfatório ao seu desenvolvimento podem aumentar significativamente a densidade de microrganismos na área ao redor da rizosfera, como é demonstrado na Tabela 2.6.

Tabela 2.6 - Relação de densidade de microrganismos em solo com e sem raízes.

Contagem do número de indivíduos por grama de massa seca		
Microrganismos	Solo com Raízes	Solo sem Raízes
Bactérias	$1.200.00 \times 10^3$	50.000×10^3
Actinomicetos	46.000×10^3	7.000×10^3
Fungos	12.000×10^3	1.000×10^3
Protozoários	24.000×10^3	1×10^3

Fonte: BAHLO (1996) citado por VAN KAICK (2002)

Os microrganismos existentes no charco artificial desempenham um papel fundamental, visto que, a atividade microbiana tem especial importância na transformação de um grande número de substância orgânicas e inorgânicas em substâncias inócuas e insolúveis, além de ser potencialmente capaz de reciclar nutrientes, BORRERO (1999). Nos estudo feito por CEBALLOS ET AL (2000), os autores concluíram que o aumento significativo da eficiência ao longo do tempo em charcos artificiais para tratamento de esgoto, deve-se à estreita relação entre a evolução da remoção de nutrientes e a evolução da formação de biofilme junto ao crescimento da rizosfera. BORRERO (1999) afirma que, as transformações microbianas são de natureza aeróbia, anaeróbia e facultativa e que a população de microrganismos se ajusta às mudanças na qualidade do afluente, exceto quando há presença de substâncias tóxicas, como pesticidas e metais pesados, em concentrações prejudiciais.

2.3.5 REMOÇÃO DE POLUENTES

A remoção de poluentes nos charcos artificiais é resultado de complexas interações químicas, físicas e biológicas. A predominância de certos

mecanismos em relação a outros depende das características do charco, do tipo e do pré-tratamento do efluente, Tabela 2.7.

Tabela 2.7 - Principais mecanismos de remoção de poluentes em zonas úmidas artificiais.

Poluente	Mecanismos de Remoção
Sólidos em suspensão	Sedimentação, floculação e filtração.
Matéria orgânica	Matéria orgânica particulada removida com sólidos suspensos. Sorção de matéria orgânica solúvel. Conversão bioquímica de matéria orgânica biodegradável.
Nitrogênio orgânico	Nitrogênio orgânico na forma particulada removida com sólidos suspensos. Amonificação
Nitrogênio amoniacal	Fixação nos minerais de argila por troca iônica, <i>stripping</i> , absorção radicular, volatilização (NH ₃), nitrificação.
Nitratos	Absorção microbiana e radicular, desnitrificação.
Fósforo orgânico e inorgânico	Sedimentação e sorção no biofilme da matéria particulada. Absorção radicular e microbiana do fósforo solúvel. Precipitação de fosfatos. Adsorção nos minerais de argila.
Coliformes	Remoção conjunta com sólidos suspensos. Retenção no biofilme. Morte celular natural ou devida a antibióticos excretados pelas plantas.

Fonte: SILVESTRE e JESUS (2002)

Os mecanismos de remoção de poluentes em sistema tipo *wetland* artificial ainda não são bem compreendidos devido à disponibilidade limitada de dados úteis e à variabilidade de resultados encontrada em muitos sistemas de tratamento, KIRACOFÉ (2000). Além disso, estudos comparativos entre sistemas já existentes são inviabilizados pelas diferenças no clima, na latitude, na altitude, no efluente a ser tratado, na vegetação e na escala de operação, SCHAAFSMA ET AL (2000).

2.3.5.1 DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (DBO)

A DBO é o parâmetro comumente utilizado para quantificar, indiretamente, o potencial poluidor da matéria orgânica. Em um *wetland*

artificial o crescimento das macrófitas e do biofilme representam fontes internas de geração de carbono, enquanto que a carga externa de carbono é proveniente do efluente. Contudo, a carga orgânica originada pelo decaimento da biomassa (plantas e microrganismo) é refratária e degradada lentamente, conseqüentemente, não tem DBO elevada e atua como fonte adicional de nutrientes, MERZ (2000).

Embora a contribuição de cada um dos mecanismos de remoção da DBO não esteja bem definida, KIRACOFÉ (2000) e outros autores como BORRERO (1999), TOUSIGNANT ET AL (1999) e MERZ (2000), consideram que a remoção ocorre por: sedimentação nos primeiros metros do *wetland*, devido à baixa velocidade do fluxo; processos de degradação aeróbia na superfície e na região em volta das raízes e rizomas, através da atividade fotossintética das plantas; e processos de decomposição anaeróbica nas áreas restantes, Figura 2..

A seguir são expressas as equações do produto final das etapas intermediárias da conversão aeróbia e anaeróbia da matéria orgânica, VON SPERLING (1996):

Conversão aeróbia: $C_6H_{12}O_6^* + 6O_2 \rightarrow 6CO_2 + 6H_2O + \text{Energia}$ Equação 2.2

Conversão anaeróbia: $C_6H_{12}O_6 \rightarrow 3CH_4 + 3CO_2 + \text{Energia}$ Equação 2.3

* Matéria Orgânica

2.3.5.2 NITROGÊNIO

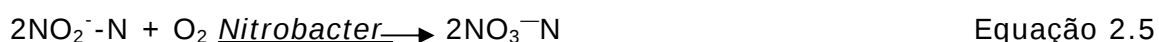
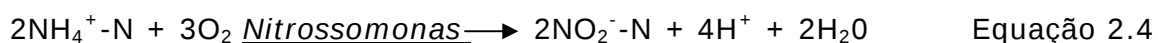
O nitrogênio ocorre na natureza em diversas formas: nitrogênio molecular (N_2), nitrato (NO_3), nitrito (NO_2), amônio (NH_4^+), óxido nitroso (N_2O), nitrogênio orgânico (peptídeos, purinas, aminas, aminoácidos), nitrogênio orgânico particulado (bactérias, fitoplâncton, zooplâncton e detritos). Os compostos de nitrogênio são considerados relevantes no monitoramento de efluentes devido ao seu papel na eutrofização e na toxicidade para determinados organismos aquáticos. Além disso, pode causar a morte de crianças por metahemoglobinemia infantil, conhecida como a doença do bebê azul, VON SPERLING (1996).

Nos efluentes de aterros sanitários, a concentração de nitrogênio está contida em faixas de valores amplos, já que é função das características dos resíduos e da forma de aterramento. Em levantamento feito por ROOKER (2000) em aterros com idades diferentes em vários países, foram encontrados valores de nitrogênio amoniacal variando entre 0,5 a 445 mg/L.

A nitrificação e desnitrificação são os mecanismos predominantes da remoção de nitrogênio dentro dos sistemas do *wetland*. Além desses, há também absorção pelas plantas e volatilização. O ciclo do nitrogênio é complexo (Figura 2.), e o controle das transformações deste elemento dentro dos *wetlands* ainda é um desafio da engenharia ambiental.

Segundo BORRERO (1999), experiências demonstraram que a condição limitante para nitrificação em *wetlands* é a disponibilidade de oxigênio, visto que, são necessários 4,6g de oxigênio para oxidar 1g de nitrogênio amoniacal. Na presença de uma demanda elevada de oxigênio, este é preferencialmente utilizado na oxidação do carbono e, conseqüentemente, não havendo oxigênio, a nitrificação cessa assim como a subseqüente desnitrificação, KIRACOFÉ (2000).

As transformações da nitrogênio amoniacal em nitritos e de nitritos em nitratos (nitrificação) são efetivadas através de bactérias como as do gênero *Nitrossomonas* e *Nitrobacter*, respectivamente. A seguir é apresentada a seqüência de equações que expressam as etapas da nitrificação, VON SPERLING (1996).



Legenda:

MD: material dissolvido

MP: material particulado

Sd: sedimentação

An: decomposição anaeróbia

ZAn: zona anaeróbia

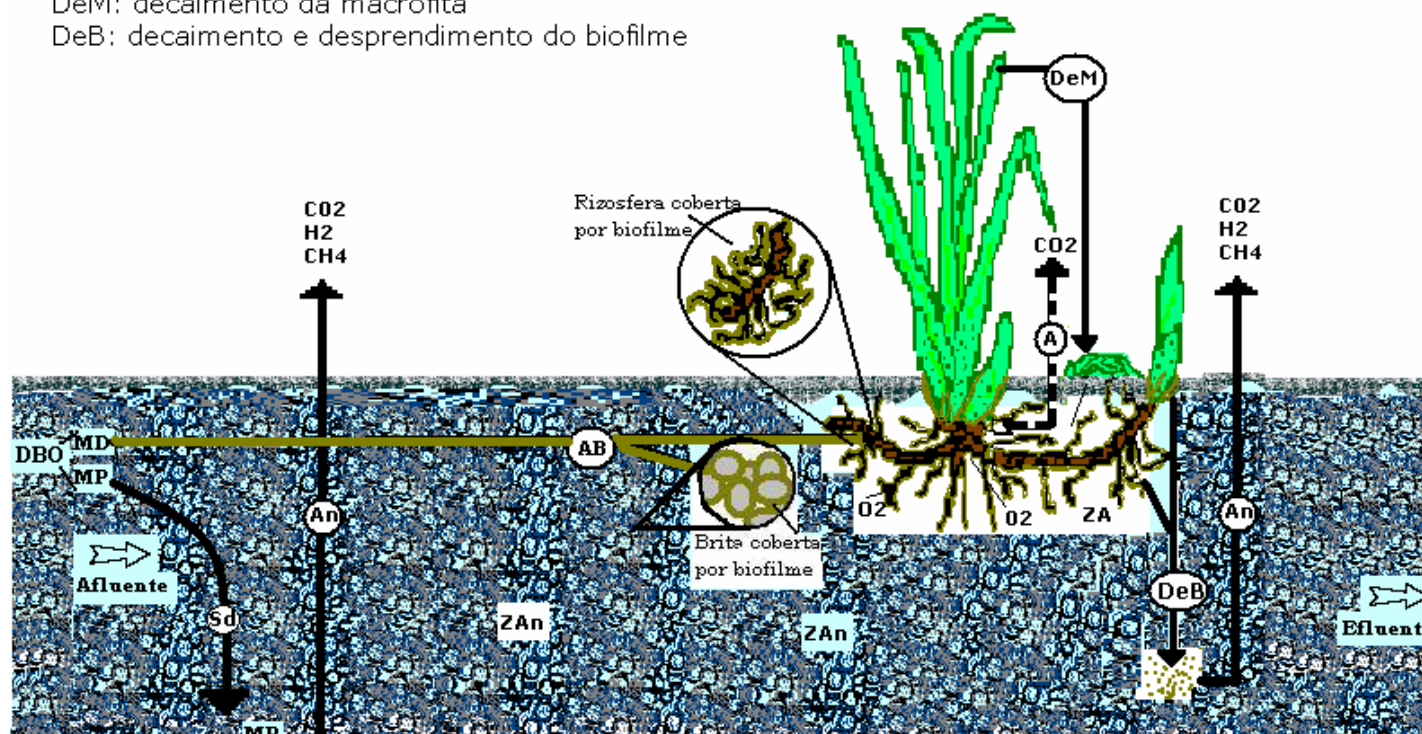
A: decomposição aeróbia

ZA: zona aeróbia

AB: adesão ao biofilme

DeM: decaimento da macrófita

DeB: decaimento e desprendimento do biofilme



Fonte: adaptado de MERZ (2000)

Figura 2.12 - Trajetória dos principais processos de remoção DBO/Carbono.

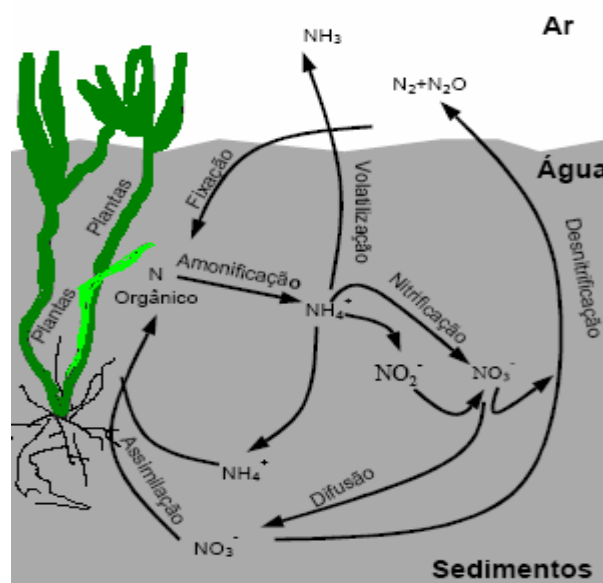


Figura 2.13 - Ciclo simplificado do nitrogênio em *wetlands*, (MITSCH & GOSSELINK & KNIGHT, 1993 citado por LAUTENSCHLAGER, 2001).

Em condições anóxicas (ausência de oxigênio mas presença de nitratos), os nitratos são utilizados por microrganismos heterotróficos como aceptor de elétrons em substituição ao oxigênio. Nesse processo, denominado desnitrificação, ocorre a remoção de nitrogênio por evaporação do nitrogênio gasoso reduzido do nitrato, como mostra a Equação 2.6 (VON SPERLING, 1996):



2.3.5.3 FÓSFORO

O fósforo nas suas várias formas (ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico) não apresenta problema de ordem sanitária, mas quando em elevadas concentrações pode conduzir à eutrofização do corpo receptor, VON SPERLING (1996). Nos *wetlands*, o fósforo é utilizado como nutriente para o desenvolvimento tanto do biofilme como das macrófitas. As transformações relacionadas ao fósforo são interações quase sempre complexas que envolvem alguma atividade biológica, Figura 2.. A mineralização da matéria orgânica resulta na liberação do íon ortofosfato que pode, então, submeter-se a uma variedade de reações rápidas e subseqüentes. Uma reação muito rápida do ortofosfato é a adsorção, por meio da troca de íons na superfície do solo.

Porém, essa adsorção é reversível e fortemente influenciada pelas condições redox. Concentrações elevadas de carbono orgânico e baixa disponibilidade de oxigênio resultam em baixas taxas de adsorção. A precipitação também pode ser considerada um mecanismo de remoção de fósforo, desde que, esteja presente em concentração elevada, MERZ (2000).

2.3.5.4 METAIS

Os metais como o cobre, zinco, cádmio, níquel, cromo, manganês, chumbo, entre outros, são comumente utilizados na indústria e podem, se presentes em elevadas concentrações, retardar ou inibir o processo biológico aeróbico ou anaeróbico e ser tóxicos aos organismos vivos.

Segundo MARQUES ET AL (2002), o substrato é especialmente importante na remoção de metais dentro do *wetland*. Os autores afirmam que pesquisas realizadas indicam que uma remoção sustentável de metais ocorre primariamente no substrato destes sistemas e que substratos orgânicos são considerados mais adequados para a retenção de metais quando as cargas são elevadas. Contudo, faz-se necessário estudo mais aprofundado comparando diferentes substratos diferentemente vegetados e seus desempenhos ao longo do tempo.

As plantas do *wetland* também desempenham um papel importante na remoção de metais pesados do efluente. Nas plantas aquáticas, os radicais orgânicos responsáveis pela troca de íons são os grupos carboxila (COO^-) presentes nos tecidos vegetais. No meio natural, esse sítio de ligação é ocupado por cátions existentes em maior concentração nos ambientes sem poluição, como hidrogênio (H^+), sódio (Na^+), potássio (K^+), cálcio (Ca^{+2}), magnésio (Mg^{+2}) e ferro (Fe^{+2}). Entretanto, quando em contato com íons como os de cobre (Cu^{+2}), zinco (Zn^{+2}), níquel (Ni^{+2}), cádmio (Cd^{+2}), chumbo (Pb^{+2}) e cromo (Cr^{+3}), presentes em ambientes poluídos, há uma tendência química de substituição de metais alcalinos e alcalinos terrosos por metais de transição. Essa troca faz com que as plantas 'aprisionem' esses íons tóxicos, ajudando a despoluir o ambiente (Figura 2.), RUBIO ET AL (2004).

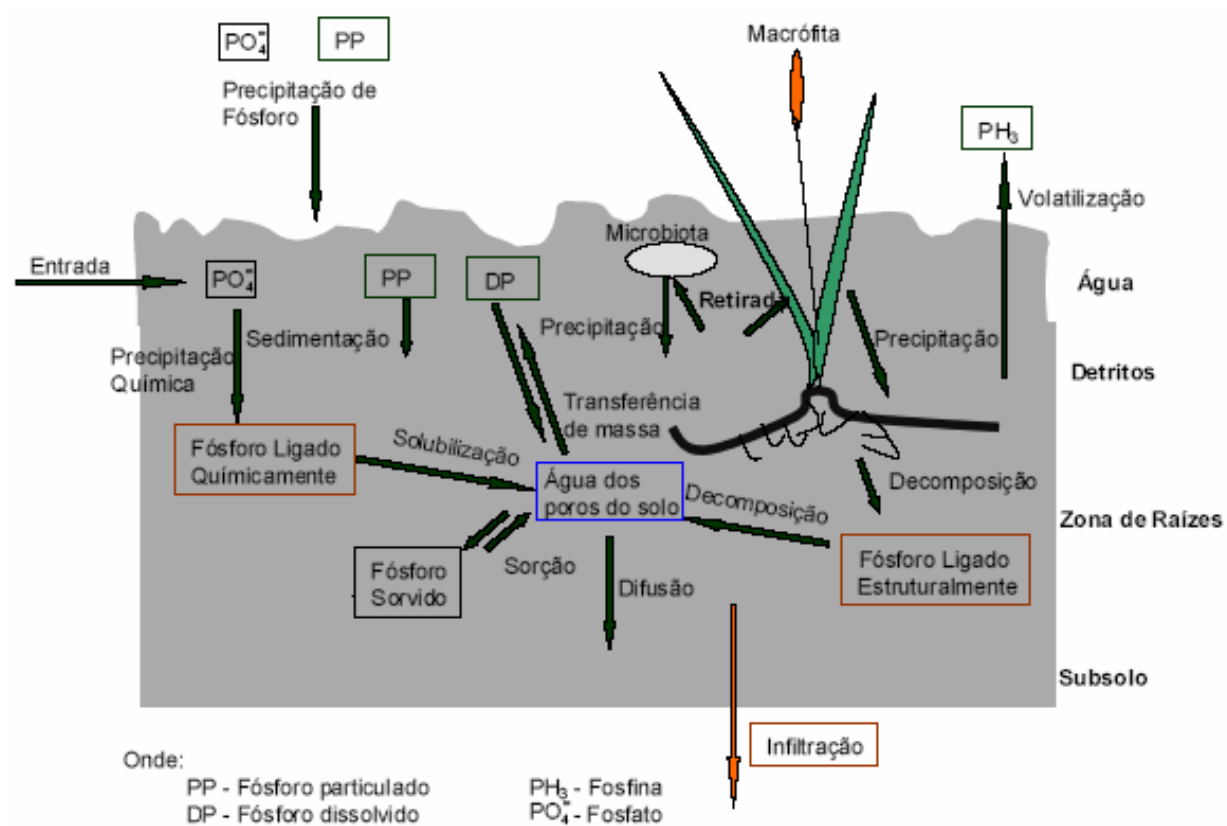
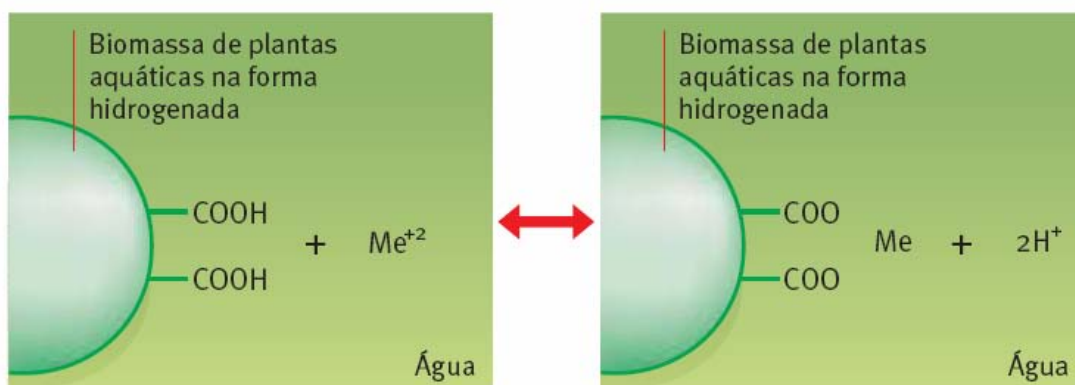


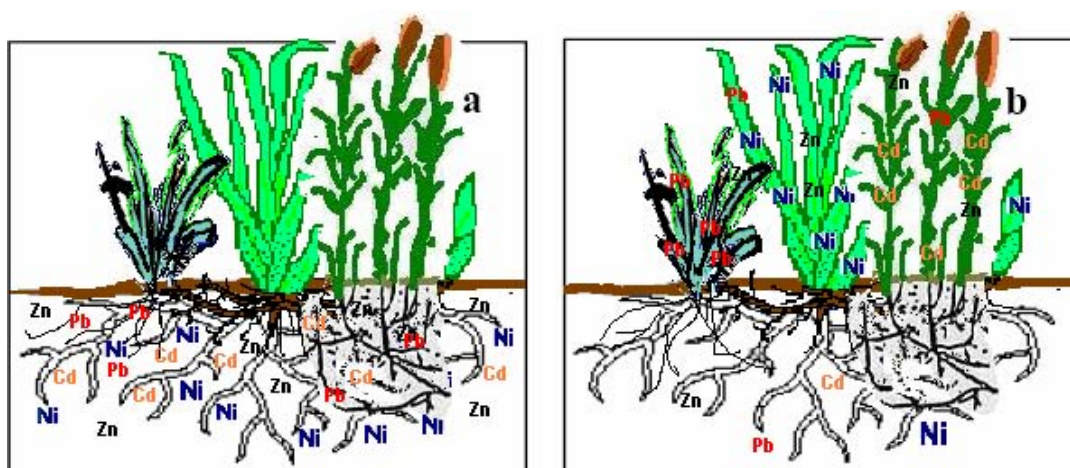
Figura 2.14 - Esquema simplificado dos processos que ocorrem com fósforo em *wetlands*, (KADLEC & GOSSELINK, 1996 citado por LAUTENSCHLAGER, 2001).



Fonte: RUBIO ET AL (2004).

Figura 2.15 - Sorção de metais pesados: o íon H⁺ é trocado pelo íon do metal Me⁺² presente no efluente.

A absorção dos metais pelas raízes é aplicada, principalmente, para Cd, Ni, Cu, Zn e Pb, Figura 2.3. Para tanto, são utilizadas plantas chamadas hiperacumuladoras, que têm capacidade de armazenar altas concentrações de metais específicos (0,1 a 1% do seu peso seco, dependendo do metal), BERTAZZOLI & PELEGRINI (2002). A Taboa, comumente utilizada em *wetland* artificiais, não é considerada uma planta hiperacumuladora, mas possui níveis de acumulação de metais significativos, o que a torna potencialmente interessante para processos de fitorremediação, ALCÁNTARA ET AL (2003).



(a) contaminantes no substrato; (b) contaminantes adsorvidos pela planta.

Figura 2.3 - Esquema dos mecanismos de Plantas Hiperacumuladoras.

2.3.5.5 PATOGÊNICOS

Os *wetlands* construídos têm apresentado eficiência de remoção de patógenos bastante diferenciada, verificando-se uma dependência do tipo de sistema (superficial ou sub-superficial), do tipo de substrato, da vegetação e carga aplicada. Segundo BORRERO (1999), medindo a proporção de remoção de coliformes em pontos isolados, com incubação *in situ* debaixo da superfície de areia grossa de um *wetland* sub-superficial, o resultado foi que a remoção no leito vegetado foi duas vezes maior que um sistema sem vegetação. De onde se conclui que metade da remoção se deve ao efeito da absorção dos coliformes pelas plantas. Por outro lado, o resultado obtido por SOUSA et al (2004), também com *wetland* sub-superficial, mostrou uma maior eficiência de remoção de coliformes, quando comparado ao *wetland* não vegetado, mas a análise de variância confirmou que não há diferença significativa em relação à redução de coliformes entre um e outro.

2.3.6 TRABALHOS DE PESQUISA: SISTEMA DE WETLAND COMO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE U E DA ZONA RURAL (IRRIGAÇÃO, POCILGAS, ETC)

A experiência de tratamento do percolado gerado no Aterro Sanitário de Piraí e no Aterro Metropolitano de Gramacho, ambos no estado do Rio de Janeiro, vem sendo estudada desde 2001. Em Piraí o sistema recebe o efluente do filtro biológico, e em Gramacho o sistema recebe o efluente do processo de lodos ativados.

Em 2004, CAMPOS ET AL registraram resultados de remoção de DQO e nitrogênio amoniacal de até 95% no sistema implantado no Aterro Sanitário de Piraí, operando com tempo de retenção de cinco dias. Em Gramacho as remoções foram 86% de DQO e 89% de N-NH_4^+ , no sistema operando com tempo de residência de nove dias. Segundo os autores, os resultados obtidos ratificam experiências mundiais de que os *wetlands* construídos são alternativas eficientes, de baixo custo de implantação e operação no tratamento de percolado de aterros de resíduos sólidos. Além

de se mostrarem compatíveis com a realidade técnica e econômica da maioria dos municípios brasileiros

CAMILLE ET AL (2006), também estudaram o desempenho dos sistemas de *wetlands* utilizados no tratamento do percolado no Aterro Sanitário de Pirai e no Aterro Metropolitano de Gramacho. Os autores concluíram que os sistemas implantados se apresentam como boas alternativas de tratamento, visto que, em Pirai foram registradas remoções de 41% de DQO e 51% de nitrogênio amoniacal e em Gramacho essas remoções foram de 86% e 89% respectivamente.

CEBALLOS ET AL (2000) estudaram o desempenho de um sistema com quatro tanques cultivados com Taboa e um sem plantas para controle; fluxo sub-superficial; alimentado com água de um córrego contaminado com esgoto doméstico; e tempo de detenção de 10 dias. Nesse sistema, após quatro meses de monitoramento, a média remoção de DBO registrada foi de 81%.

SOUSA et al (2004), estudaram o desempenho de três sistemas *wetland*, operados com efluente proveniente de um reator UASB, no que se refere à remoção de DQO, nitrogênio, fósforo e coliformes. Os *wetlands*, instalados em Campina Grande-PB, continham como substrato, areia lavada com granulometria variando de 3 a 5 mm, formando uma camada de 60 cm. Dois *wetlands* eram vegetados com *Juncus spp.* e outro sem vegetação. Durante três anos de monitoramento, a eficiência de remoção de DQO variou de 70 a 86% nos três *wetlands*, não se observando diferenças significativas entre os sistemas com e sem vegetação. O mesmo aconteceu em relação à remoção de coliformes. Segundo os autores, a remoção de nitrogênio e fósforo foi satisfatória, 60 e 80% respectivamente. Os resultados evidenciaram que a presença de macrófitas é eficaz na redução de nitrogênio; no entanto, à medida que aumenta o tempo de operação a eficiência diminui.

Na Espanha, GARCIA ET AL (1997) e ARIAS ET AL (1998) pesquisaram, em épocas diferentes, a eficiência dos mesmos charcos artificiais de fluxo

sub-superficial como tratamento complementar do efluente de fossas sépticas. Aqueles monitoraram os charcos entre junho e julho de 1996, quando foram registradas reduções de DBO entre 52 e 71%, enquanto, estes avaliaram o sistema nos meses de abril, maio, julho e agosto de 1997, quando a remoção DBO variou entre 88 e 95%. O aumento na eficiência de remoção já era esperado pelos autores porque, segundo eles, após o período de um ano o sistema passou a operar plenamente.

Hans Brix (1987) apresenta o desempenho de oito plantas de tratamento de esgoto na Dinamarca, cujo princípio de remoção de poluentes é baseado nos processos ocorridos na rizosfera de sistema do tipo *wetland*, Tabela 2.8.

Tabela 2.8 - Desempenho de plantas usadas no tratamento de esgoto na Dinamarca.

Planta de Tratamento	Espécie vegetal	Período	Redução de DBO (%)
Moesgård	<i>Typha latifolia</i> <i>Carex acutiformis</i> <i>Phragmites australis</i>	Ago/84-Out/85	80
Hjordkær	<i>Phragmites australis</i>	Jul/84-Ago/85	66
Ingstrup	<i>Phragmites australis</i>	Jun/84-Set/85	95
Rugballegård	<i>Phragmites australis</i>	Jun/84-Set/85	82
Lunderskov	<i>Wetland natural</i>	Set/84-Set/85	52
Knudby	<i>Phragmites australis</i>	Abr/85-Ago/85	76
Borup	<i>Phragmites australis</i>	Abr/85-Ago/85	59
Kalø	<i>Phragmites australis</i>	Mar/85-Ago/85	51

SCHAAFSMA ET AL (2000) analisaram o desempenho de um sistema de *wetland* artificial para tratar a água residuária de uma fazenda de gado leiteiro em Maryland, USA. O sistema, composto por dois *wetland* operados paralelamente e cultivados com *Typha latifolia* e *Schoenoplectus tabernaemontani*, obteve 97% de redução de DBO.

A eficiência de remoção de DBO de efluentes de aterro sanitário através *wetland* artificiais foi pesquisada por SURFACE ET AL (1993) em 4 *wetlands* construídos em paralelo no Aterro de Resíduos Sólidos do

Condado de Tompkins, a 9 km de Ithaca, NY. Os leitos, com diferentes substratos, foram cultivados por *Phragmites australis*, exceto um, usado para controle. Além do efeito dos diferentes substratos, os resultados obtidos mostraram variação na eficiência de remoção de acordo com a época do ano. A média de remoção variou entre 10,7 e 65,7%.

MÆHLUM & HAARSTAD (1997) pesquisaram a influência de baixas temperaturas em dois tipos de sistemas de *wetland*. Um sistema constituído de quatro estágios (lagoa anaeróbia + lagoa aerada e de sedimentação + dois *wetlands* em paralelo com fluxo sub-superficial horizontal + *wetland* com fluxo superficial), Figura 2.4, e outro contendo dois estágios (lagoa aerada + quatro *wetlands* em paralelo com fluxo sub-superficial horizontal).

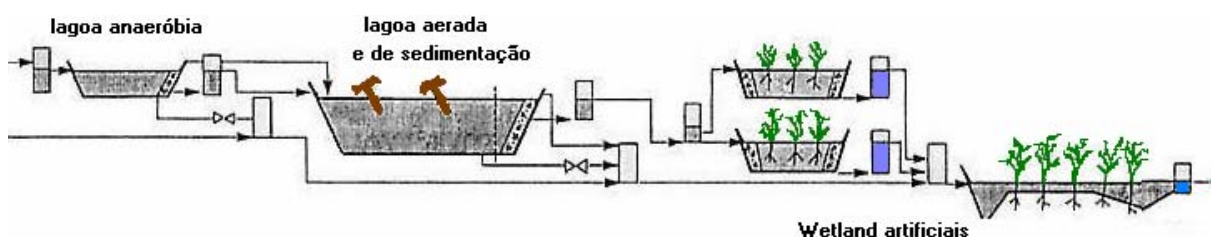


Figura 2.4 - Sistema constituído de quatro estágios (MÆHLUM & HAARSTAD, 1997).

Os sistemas foram monitorados através de análises químicas e físico-químicas. Os resultados indicaram ser possível o tratamento de percolato através de *wetland* em climas frios. Os autores concluíram que a adição de fósforo aumenta a eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal; o tempo de retenção hidráulica deve ser maior que 20 dias durante o período frio; e *wetlands* de fluxo superficial ou subsuperficial, ou a combinação de ambos, em conjunto com lagoas aeradas aparentam ser uma boa alternativa para melhoria da qualidade do efluente.

BULC ET AL (1997) monitoraram de maio de 1992 a abril de 1996 um sistema piloto de *wetland* construído na Eslovênia para tratar o percolato proveniente de um aterro. Foram construídos dois leitos com fluxo horizontal sub-superficial e um tanque com volume de 10m³ para retenção

do afluente, numa área total de 450m². Nos leitos foram plantadas *Phragmites australis* com densidade de 4-5 mudas por m², 0.2 m de profundidade no substrato. Os pesquisadores concluíram que: a flutuação da carga hidráulica e poluidora, assim como a instabilidade do lodo, foi responsável pela baixa eficiência do sistema no período inicial de 1992 a 1993; o período de adaptação do sistema para um tratamento eficiente do percolado é maior do que para o tratamento de esgoto; as flutuações entre o período chuvoso e seco dificultam a determinação da área necessária para tratar o percolado a níveis aceitáveis em sistemas como este.

2.3.7 CONSIDERAÇÕES

Os sistemas tipo *wetland* citados nos trabalhos de pesquisas do sub-ítem anterior apresentaram resultados positivos de remoção de poluentes. Porém, na maioria deles não se encontram relatos da eficiência obtida com o decorrer do tempo dos sistemas operando continuamente. É provável que, assim como foi mencionado por SOUSA et al (2004), com passar do tempo a eficiência do *wetland* sofra redução devido à saturação do leito. Para evitar que isso aconteça é necessário estudos relacionados ao tempo de saturação e às alternativas operacionais que promovam a reativação do leito saturado.

2.4 PROCESSOS DE REMOÇÃO DE POLUENTES EM BARREIRA REATIVA PERMEÁVEL

A execução de barreira reativa permeável (BRP) surgiu nos anos 90 como alternativa para o tratamento *in situ* de solos contaminados por constituintes inorgânicos e orgânicos, BLOWES. (2000). Atualmente, BRPs vêm sendo utilizadas de forma cada vez mais intensa nos Estados Unidos e Canadá e é considerada uma das alternativas de remediação de maior preferência no mercado, NOBRE & NOBRE (2005).

2.4.1 CONCEITO

Barreiras reativas são normalmente utilizadas como alternativa de remediação de solo onde ocorre fluxo de contaminantes dissolvidos em meio líquido. A BRP contém uma zona com material reativo colocada no trajeto do fluxo contaminado para interceptar a pluma de contaminação, na qual ocorre a redução e/ou remoção por processos físicos, químicos ou biológicos. Enquanto a pluma passa através da zona reativa da BRP, os contaminantes vão sendo imobilizados ou transformados quimicamente a um estado ambiental aceitável em nível de concentração (por exemplo, menos tóxico, mais prontamente biodegradável, etc.), EPA (2002).

2.4.2 MATERIAIS REATIVOS

Os meios reativos da BRPs podem ser compostos de uma variedade de materiais como: ferro de valência zero, mistura de Fe⁰ e areia, carvão ativado, zeólitas, microrganismos (bio-barreiras), etc, EPA (2002). A aplicação de aluminossilicatos na remoção de metais pesados vem sendo estudada devido ao baixo custo, fácil obtenção e possibilidade de reutilização destes materiais. Alguns exemplos do emprego destes materiais como adsorventes de metais pesados são citados por AGUIAR & NOVAES (2002), como: uso de zeólitas naturais para a retirada de chumbo, cádmio e cromo; uso de diatomita como adsorvente de íons chumbo; ação da bentonita como adsorvente também de íons chumbo; emprego de argila natural estratificada (mistura de diversos argilominerais) para retirar íons de cobre, zinco e níquel de esgoto; uso de esmectitas naturais como adsorventes de zinco e chumbo; e uso de montmorilonitas na adsorção de íons cobre e íons cromo. A Tabela 2.9 mostra alguns exemplos de materiais usados na execução de barreiras reativas e suas respectivas aplicações.

Tabela 2.9 - Exemplo de materiais reativos usados em BRPs.

Material	Componente Tratado
Ferro de valência zero	Etanos clorados, etanos, metanos e propanos; pesticidas clorados, nitrobenzenos
Ferro de valência zero, óxido de ferro	Cr, U, As, Tc, Pb, Cd, Mo, Hg, P, Se, Ni
Ferro de valência zero, carvão ativado granular, apatita, turfas	Alguns solventes clorados, BTEX, Sr, Tc, U, Mo
Calcário, ferro de valência zero	Cr, Mo, U, acidez
Compostos que liberam oxigênio, carboidratos, lactatos, ferro de valência zero, turfas, acetatos	Etanos clorados e etanos, nitrato, sulfato, perclorato, Cr, hidrocarbonetos poliaromáticos

Fonte: adaptado de ITRC (2005).

As propriedades dos materiais que compõem a BRP, incluindo o peso específico, tamanho e forma dos grãos, índice plasticidade, permeabilidade, porosidade, etc, afetam o seu despenho. A escolha desses materiais deve ser feita de tal maneira que se garanta a sua reatividade por um prolongado período de tempo. Além disso, é necessário que o material constituinte da barreira não lance contaminantes adicionais ao sistema e que esteja disponível em larga escala por um preço viável, (GAVASKAR et al, 1998 apud GUSMÃO, 1999).

O uso de testes geotécnicos específicos e de métodos numéricos pode ajudar a projetar BRPs com composições adequadas para aplicações específicas, ITRC (2005).

A Figura 2.5 apresenta, em termos percentuais, os meios reativos usados em 47 projetos financiados pela agência de proteção ambiental dos Estados Unidos, EPA 2002.

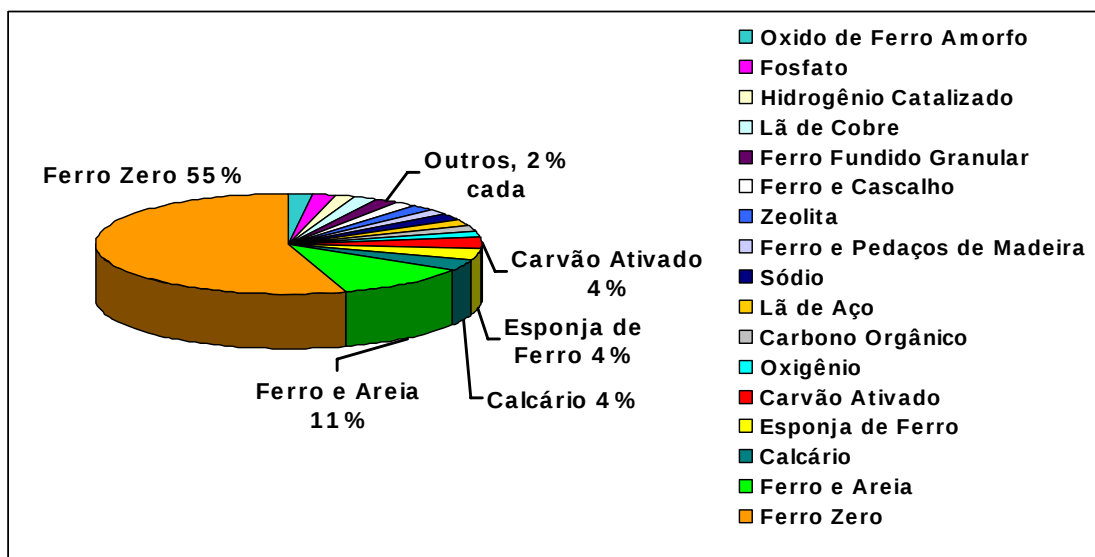
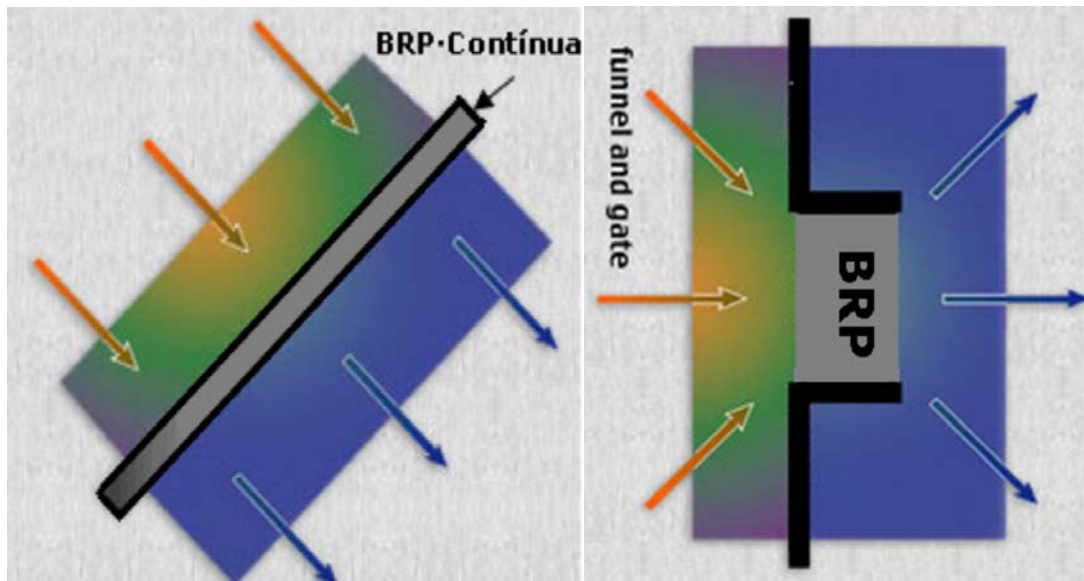


Figura 2.5 – Meios usados em BRPs em projetos financiados pela EPA, 2002.

2.4.3 CONFIGURAÇÕES

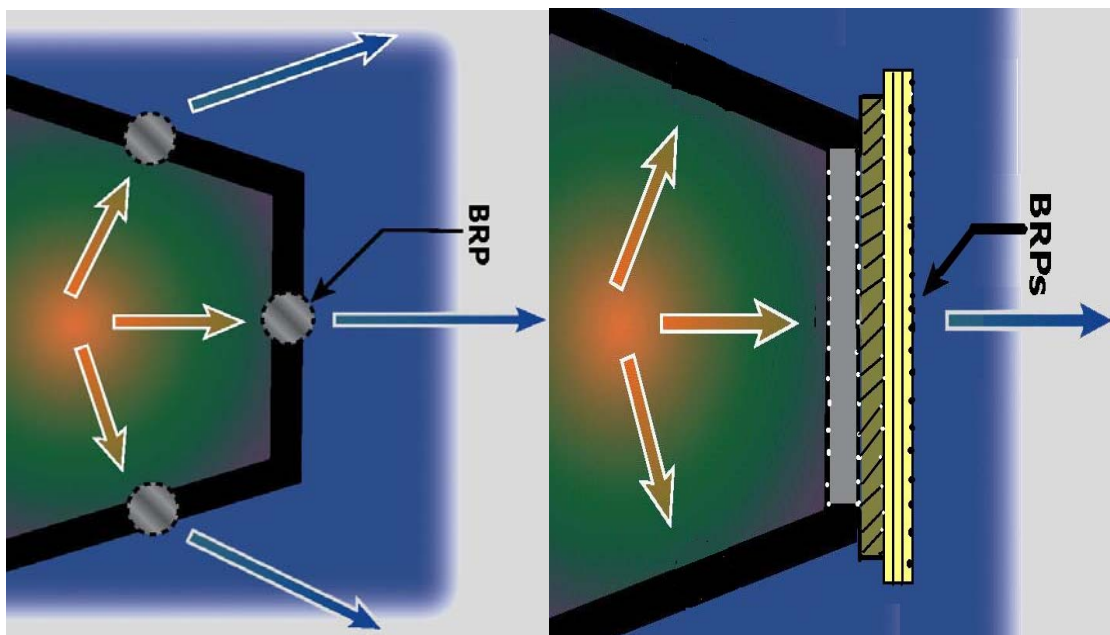
Algumas BRPs são instaladas como unidades permanentes ou semi-permanentes no trajeto da pluma de contaminação, outras são instaladas como reatores prontamente acessíveis para facilitar a remoção e a recolocação de meios reativos. A BRP pode ser executada de forma contínua – utilizando um único tipo de material, Figura 2.a – ou como um sistema do tipo *funnel-and-gate*, Figura 2.b. Segundo NOBRE ET AL (2003), a BRP do tipo *funnel-and-gate* surgiu na América do Norte com objetivo de minimizar os custos de projetos, através da redução da porção reativa.

Os projetos de BRP podem conter mais de uma barreira cuja configuração pode ser do tipo sistema de reatores múltiplos (Figura 2.6a) ou do tipo sistema de cortina de reações múltiplas (Figura 2.20b), NOBRE ET AL (2003).



a) barreira reativa permeável contínua; b) barreira reativa permeável contínua tipo *funnel and gate*.

Figura 2.19 – Configurações de barreira reativa permeável.



a) reatores múltiplos;

b) reatores em série (reações múltiplas).

Figura 2.6 - Configurações de sistemas com mais de uma BRP.

2.4.4 ESTUDOS DE CASO

O uso de BRP vem sendo estudado a fim de avaliar o desempenho e a influência da composição do material usado na execução da barreira cujos resultados revelam que, quando as características do sítio e dos contaminantes são propícias, o uso de barreira reativa é uma técnica viável de remediação. Porém, deve-se ter em vista a melhoria do processo usando materiais previamente identificados como potencialmente eficazes e, o uso em conjunto de outras técnicas para complementar a degradação e/ou transformação dos contaminantes e seus subprodutos (GUSMÃO, 1999; NOBRE & NOBRE, 1997).

NOBRE (2005) cita que os estudos feitos por GILLHAM E O'HANNESIN (1994); NOBRE & NOBRE (1997); GAVASKAR ET AL (1998); GUSMÃO ET AL (1998); SEDIVY ET AL (1999) E BLOWES (2000) mostram resultados favoráveis quanto à remediação de diferentes tipos de compostos, incluindo contaminantes inorgânicos, tais como metais pesados, e contaminantes orgânicos, derivados de solventes industriais e derivados de petróleo.

Segundo SALLES & DUARTE (2005), a barreira reativa (sistema *funnel and gate*, Figura 2.20b) instalada para degradação abiótica de solventes clorados presentes em água subterrânea a jusante da Solventex Indústria Química Ltda, localizada em São Paulo – SP, apresentou resultados positivos na degradação de etenos e etanos halogenados. As concentrações medidas em três poços de monitoramento, instalados a montante, jusante e dentro da barreira reativa forneceram evidências do processo de degradação a partir das quais puderam ser observadas a total dehalogeneização dos etenos. A barreira instalada com profundidade de 5,15 m, comprimento de 3,0m e largura de 1,20m foi preenchida por mistura de granalha de aço e areia na proporção em massa de 81,9 % de areia para 18,1% de granalha. A eficiência do sistema se manteve inalterada mesmo após 2 anos e 5 meses de funcionamento contínuo.

GUSMÃO (1999) avaliou a utilização de barreiras reativas de ferro metálico no processo de remediação de aquíferos contaminados com solventes clorados e a importância do tratamento de modo seqüencial, envolvendo diferentes tecnologias de remediação, de acordo com as características dos contaminantes presentes e seus subprodutos. Foram realizados vários ensaios de permeabilidade e de transporte de massa em diferentes misturas de pó de ferro e pó de quartzo. Assim como ensaios de batelada e de coluna com diferentes contaminantes na presença de pó de ferro, cujos resultados permitem uma avaliação das taxas de degradação destes compostos, bem como dos seus subprodutos. O autor concluiu que a técnica da decloração reductiva pode apresentar resultados bem distintos, dependendo do contaminante em questão. Alguns contaminantes podem inclusive se manter inalterados ou serem degradados em períodos de tempos tão longos que inviabilizem o uso da técnica em projetos de barreiras reativas. Além disso, a produção de subprodutos clorados tão ou até mais tóxicos que o próprio contaminante original, e que não são degradados pelo mesmo princípio reativo, reforça a necessidade de tratamentos seqüenciais na remediação de aquíferos.

LAGRECA (2002) analisou o emprego de magnésia cáustica sob a forma de barreiras permeáveis reativas no tratamento de águas subterrâneas contaminadas por drenagem ácida de minas. A capacidade de retenção variou de acordo com o metal, sendo máxima para Mn e Cr, semelhante em valor para Cd, Zn, Cu e Pb e menor para Hg. O único elemento que não pôde ser retido por colunas constituídas apenas de magnésia foi o As, removido totalmente em misturas que incluíram mistura com 5% de materiais ferrosos.

3 SISTEMA BIOQUÍMICO (SBQ)

O Aterro da Muribeca está situado na Região Metropolitana de Recife no Município de Jaboatão dos Guararapes, distante 18 km da capital. Recebe diariamente em torno de 3.000 toneladas de resíduos domésticos sendo, portanto, o maior Aterro do Estado de Pernambuco em operação, atendendo aos Municípios de Recife e Jaboatão dos Guararapes, Figura 3.1.



Figura 3.1 - Localização do Aterro da Muribeca.

O Aterro possui uma área de 60 hectares que durante dez anos funcionou como depósito de lixo a céu aberto. Até que, em 1994 realizou-se o estudo de reconhecimento do meio físico, para a determinação do grau de contaminação e, conseqüentemente, a elaboração do projeto de remediação da área. No mesmo ano teve início o processo de transformação do lixão em aterro controlado, quando foram construídas 9 células de dimensões 200mx200m, cuja espessura da camada de lixo variou de 20 a 30m. Em setembro de 1998 foi implantado um sistema de recirculação de percolado, que operou até 2000 quando foi desativado por não apresentar resultados significativos de remoção de poluentes. Em 2001 foi elaborado um novo projeto visando a construção do sistema de drenagem e da Estação de Tratamento de Percolado (ETC), que foi inaugurada em outubro de 2002.

3.1 ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE CHORUME (ETC)

O projeto da ETC ficou a cargo de uma empresa de consultoria contratada pela Prefeitura do Recife. A ETC foi projetada para operar com cinco lagoas em série: i) lagoa de decantação; ii) lagoa anaeróbia; e iii) três lagoas facultativas, Figura 3.2. O sistema Bioquímico (SBQ) integrado à ETC e que recebe parte do percolado tratado pelo sistema de lagoas é o objeto deste trabalho, e foi desenvolvido no Departamento de Engenharia Civil da UFPE através do Grupo de Resíduos Sólidos (GRS-UFPE).

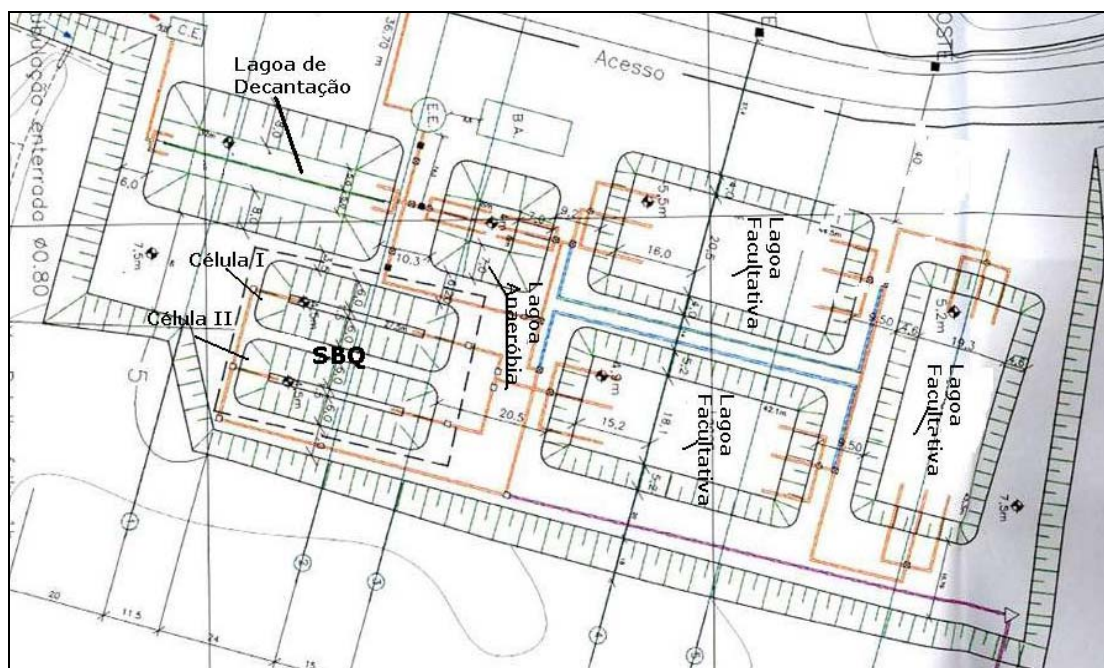


Figura 3.2 - Layout da ETC do Aterro da Muribeca, RMR – PE.

A vazão média de percolado usada como parâmetro de projeto da ETC foi de 5 l/s. Porém, uma fração dessa vazão é recirculada para uma lagoa construída em umas das células do aterro e o restante segue para o tratamento no sistema de lagoas. O volume recirculado varia de acordo com a vazão de entrada na ETC. Do percolado tratado nas lagoas, uma parte é canalizada para o sistema Bioquímico (conforme a sua capacidade volumétrica), sendo o restante lançado no Rio Jaboatão (rio classe III).

3.2 CONCEPÇÃO DO SBQ DO ATERRO DA MURIBECA

Sistema Bioquímico foi concebido como a utilização do conjunto solo/plantas/microrganismos com a finalidade de remover, degradar ou isolar substâncias tóxicas de efluentes. Nesse sistema, o processo de descontaminação ocorre de formas variadas e concomitantes, partindo dos princípios de técnicas de tratamento de efluentes já consolidadas: fitorremediação e barreira reativa. A primeira apresenta-se em forma de charco artificial², a segunda é representada por uma parede permeável de material reativo que retêm poluentes, quimicamente e/ou fisicamente, Figura 3.3. O termo “bio” é uma alusão à contribuição dos organismos vivos que compõem o sistema (biofilme e macrófitas), assim como, o termo “químico” refere-se aos processos de remoção de poluentes através de reações químicas de troca de elétrons e complexação de metais, hidrólise, adsorção, etc., independentemente dos microrganismos, tais como: reações de troca iônica.

A concepção das BRS, barreiras reativas de solo, envolve dois conceitos básicos: a permeabilidade deve ser suficientemente elevada para permitir a passagem do efluente em um tempo adequado (sem reter o fluxo) e, por outro lado, o fluxo através da barreira deve ser suficientemente lento para permitir que o contato com o solo atue como meio de reter carga a poluente. Os principais processos de remoção de poluentes atuantes no sistema são: 1) contaminantes são degradados por meio da biomassa aderida ao material suporte (biofilme); 2) poluentes são retidos pelas raízes ou degradados por bactérias que nelas se alojam, em seguida, os contaminantes são armazenados ou transportados e acumulados nas partes aéreas das plantas; 3) ao percolar através da barreira reativa permeável, contaminantes dissolvidos no efluente podem ser adsorvidos quimicamente, podendo também ocorrer a retenção física de contaminantes sólidos.

² O uso da expressão “charco artificial” ao invés de wetland construído é porque entendemos que o sentido literal dessa expressão é o que melhor retrata as condições encontradas no SBQ do Aterro da Muribeca. Por outro lado, a denominação wetland, assim como as demais citados na literatura, refletem uma situação onde há - além de solo saturado e leito de macrófitas - uma grande variedade de fauna e flora.

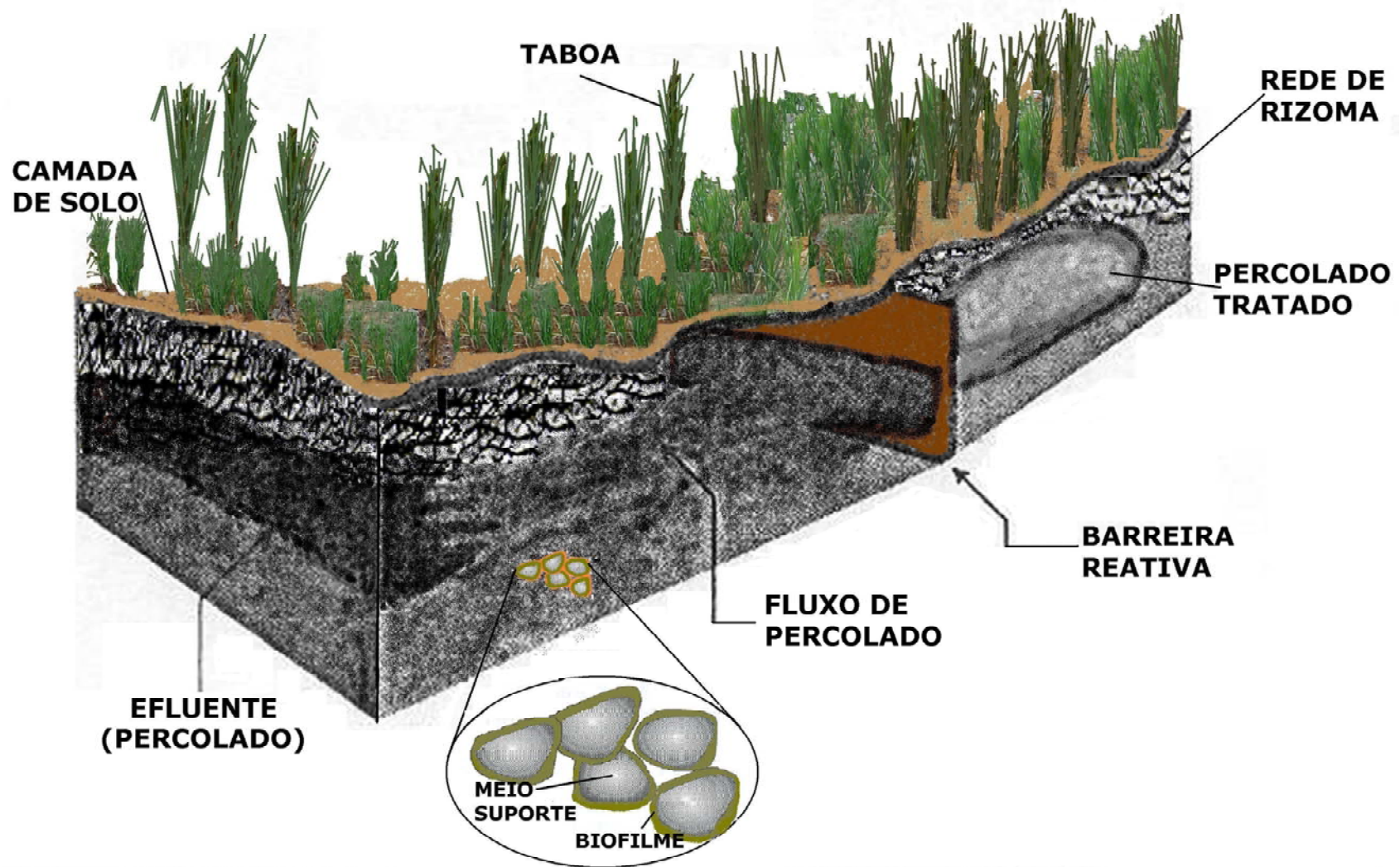
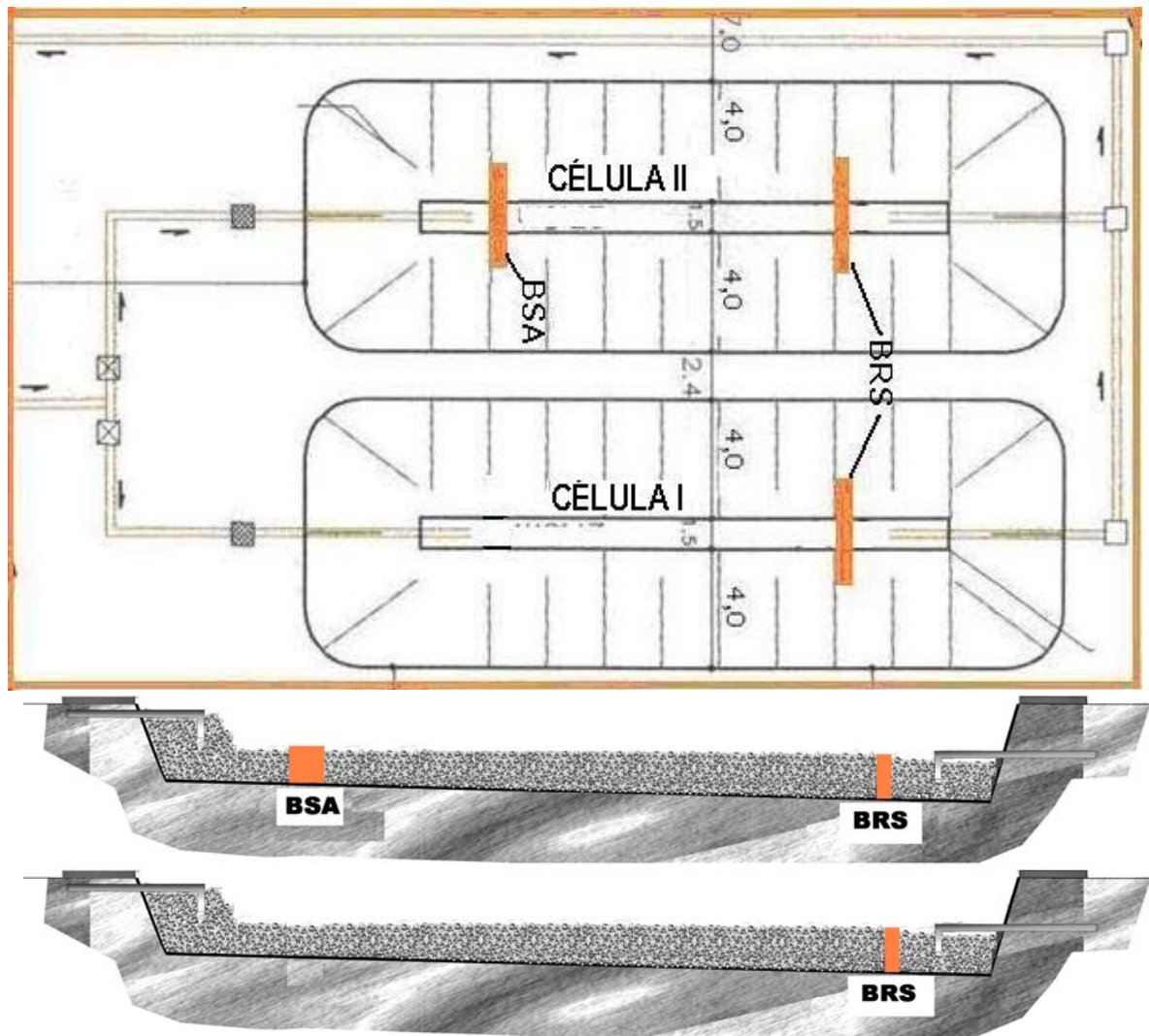


Figura 3.3 - Desenho esquemático do SBQ

3.3 DETALHAMENTO DO SISTEMA BIOQUÍMICO (SBQ)

O SBQ é constituído de duas células trapezoidais (Figura 3.4), possuindo as seguintes dimensões (em metros): comprimento: 27,5 na base e 35,5 no topo; largura: 1,5 na base e 9,5 no topo; altura: 2,0; d) declividade: 1%. A base das células constitui-se de argila compactada revestida de manta de PEAD.



BRS: Barreira Reativa de Solo; BSA: Barreira de Solo Arenoso.

Figura 3.4 - Plantas do SBQ do Aterro da Muribeca.

Na parte central da célula foi construído um leito de pedras com britas de diâmetro variando entre 19 e 25 mm, Figura 3.5. O leito construído fornece ao sistema um meio suporte com grande área superficial favorecendo a fixação de microrganismos e o desenvolvimento de biofilme, além de servir para sustentação das raízes dos vegetais plantados que atuam como fitorremediadores. A uma distância de 1m da tubulação de saída do efluente foi deixado um espaço para execução da BRS (Figura 3.6), cujos detalhes serão descritos posteriormente.



Figura 3.5 - Leito de pedras.



Figura 3.6 - Localização da barreira reativa de solo.

Sobre o leito de pedras foi colocada uma camada de solo argiloso cuja principal função é isolar o fluxo de percolado que passa entre as pedras,

evitando maus odores e atração de insetos. Além disso, este solo contribui para fixação dos vegetais fitorremediadores (Taboas). Sobre o solo argiloso foi adicionada uma fina camada de solo turfoso (rico em matéria orgânica) com o objetivo de aumentar a oferta de nutrientes para os vegetais plantados, Figura 3.7.



Figura 3.7 - Solo de cobertura do leito de pedras.

Após a aplicação do solo turfoso foram feitas pequenas covas com uma distância de aproximadamente 0,5 m entre si, nas quais foram plantadas as mudas de Taboas, Figura 3.8.



Figura 3.8 - Plantio de mudas de Taboas no SBQ.

A barreira reativa de solo (BRS) da Célula I foi concebida como a última etapa do SBQ, após a fitorremediação, posicionada a uma distância de 1m da tubulação de saída do efluente, com dimensões de 1m de altura e 0,10m de espessura (ver Figura 3.4), na qual foi colocado solo compactado manualmente com soquete de madeira.

Inicialmente, o solo foi confinado em uma estrutura composta de armação de arame e tela de nylon, Figura 3.9a. Entretanto, devido a problemas operacionais, foi projetada uma estrutura de alumínio com perfurações que permitem que o fluxo do percolado ocorra normalmente através do material contido na barreira, Figura 3.9b. Essa estrutura tem como principais vantagens além da estabilidade física, a facilidade de esvaziamento para troca de solo.



Figura 3.9 - Estruturas usadas na BRS.

Para Célula II foram concebidas duas barreiras (ver Figura 3): uma barreira de solo arenoso (BSA) próxima à entrada do percolado, com objetivo de melhorar a eficiência do sistema com a remoção de partículas sólidas antes da etapa de fitorremediação e distribuir o fluxo de percolado uniformemente no leito de pedras; e uma BRS semelhante à concebida para Célula I, porém com 1,5 m de altura.

A estrutura usada para barreira de areia também foi de alumínio, porém com dimensões de 1,5 m de altura e 0,20m de espessura, já que a permeabilidade elevada da areia permite a percolação de percolado em tempos bem menores quando comparada ao solo argiloso.

O monitoramento da eficiência do sistema foi feito através da coleta de amostra de percolado na base das células usando piezômetros instalados (Figura 3.10 e 3.11) em pontos considerados estratégicos.



Figura 3.10 - Detalhe do Piezômetro.

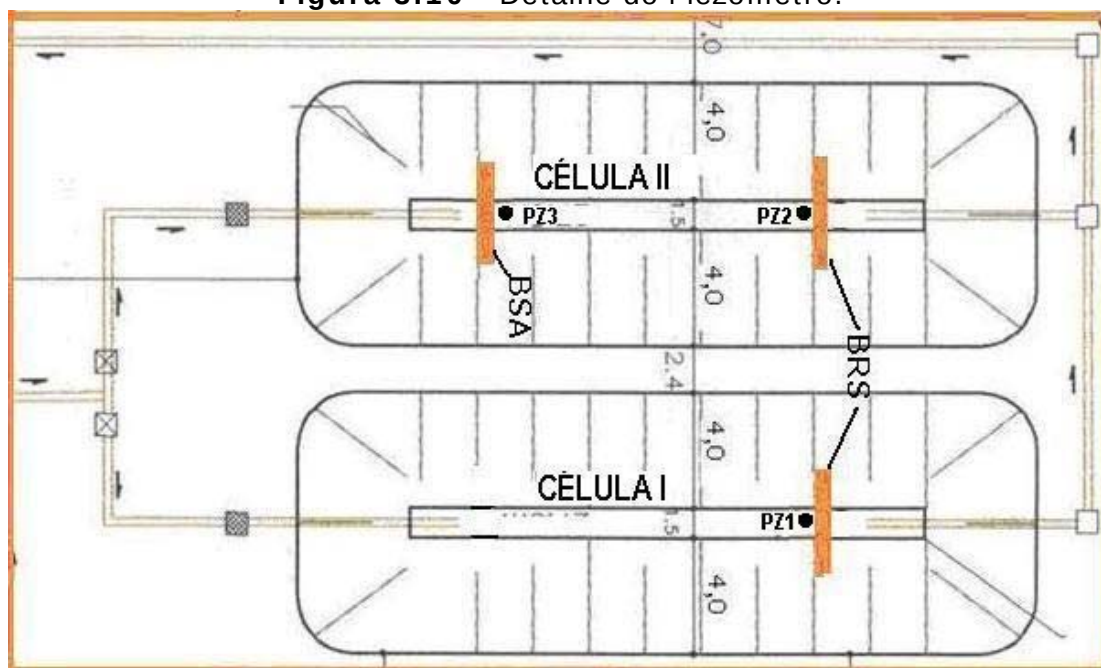


Figura 3.11 – Pontos de coleta através Piezômetro.

O percolado tratado no SBQ é o efluente da 3ª lagoa facultativa da ETC cuja alimentação é por gravidade, sendo introduzido nas células através do dispositivo de entrada mostrado na Figura 3.12.

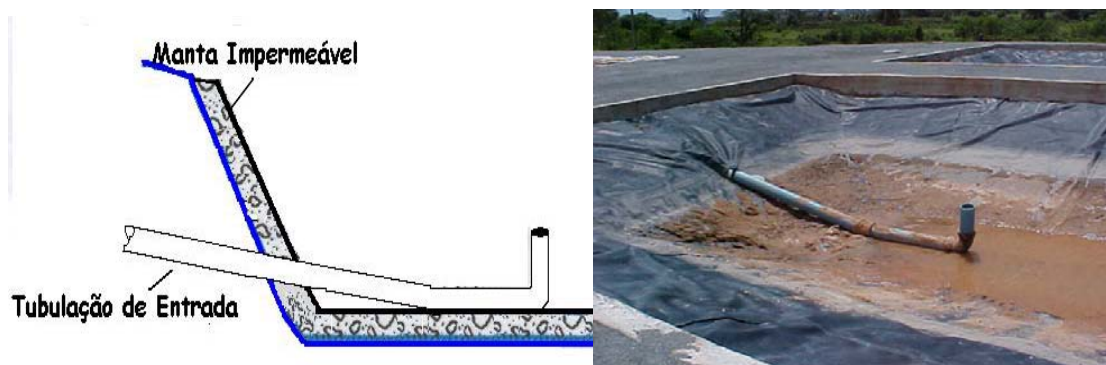


Figura 3.12 - Dispositivo de entrada do efluente.

O efluente tratado no SBQ é canalizado por gravidade para o Rio Jaboatão através de um dispositivo de saída com curva de 90°, Figura 3.13.

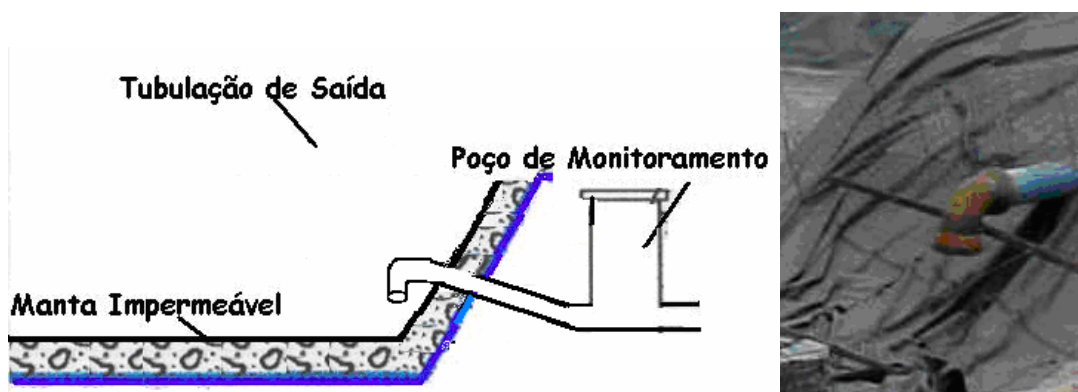


Figura 3.13 - Dispositivo de saída do efluente.

3.4 EXECUÇÃO DAS CÉLULAS

As Células I e II foram construídas (escavação e revestimento) na mesma época. Porém, a adição do leito de pedras, da cobertura de solo, da barreira reativa e das Taboas ocorreu em épocas diferentes: 2º semestre de 2002 e 2º semestre de 2004, respectivamente. A seguir serão detalhadas as características de cada uma das células, bem como a descrição do seu enchimento. Além disso, são também descritas as alterações e melhorias realizadas em função das necessidades observadas a partir da prática em campo.

Célula I

Além da manta de PEAD foram colocadas duas camadas de geotêxtil na parte central onde foi construído um leito de brita de granulometria entre 19 e 25 mm no centro e pedras rachinha nas laterais. O reforço com geotêxtil teve como objetivo proteger a manta de eventuais perfurações com partes pontiagudas dos gabiões usados para confinar as pedras, Figura 3.14.

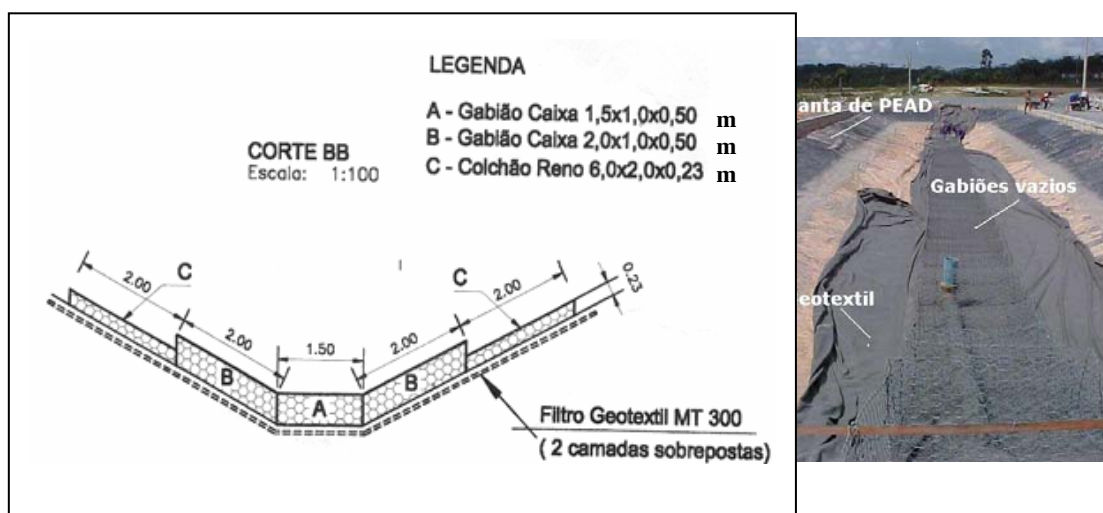


Figura 3.14 - Distribuição dos gabiões na Célula I.

A opção pelo uso de gabião foi no intuito de executar o leito de pedras estável em relação à distribuição das britas. Os arames que formam a malha dos gabiões e a armação da barreira são revestidos com liga zinco-alumínio e recobertos por uma camada contínua de PVC (cloreto de polivinila). Pois, segundo o fabricante, esse tipo de arame tem proteção contra a corrosão o que os torna eficientes para uso em marinas, ambientes poluídos e/ou quimicamente agressivos ao seu revestimento metálico.

Na camada de cobertura foram usados: solo argiloso (na parte inferior) e turfoso (para receber as mudas de taboas). O mesmo solo argiloso da cobertura foi usado no enchimento da barreira. Foi colocado um piezômetro antes da barreira, porém o mais próximo possível dela, para facilitar a coleta

de amostras de efluentes antes de transpassar o solo. Além desse ponto de amostragem, foram estabelecidos outros dois pontos de coleta: um na entrada da célula e outro na saída (ver Figura 3.11).

Após a preparação do leito foram transplantadas para a célula 325 mudas de Taboa. A distância média entre as mudas foi de 50 cm, isto porque a Taboa necessita de espaço para se propagar livremente através de rizomas. A Figura 3. mostra uma seqüência de imagens da Célula I no período de novembro de 2002 a janeiro de 2005



Figura 3.15 - Seqüência de imagens da Célula I: a) e b) enchimento e cobertura do leito de perdas; c) mudas de Taboia transplantadas; d), e), f) e g) crescimento de novas mudas de Taboia após três meses da célula em operação (limpeza e retirada da vegetação “invasora”); h) e i) substituição da armação de arame e nylon pela estrutura de alumínio após um período de ≈ 4 meses; j) e k) crescimento máximo atingido pela Taboia (≈ 100 dias depois do transplante); l) e m) inflorescência após nove meses do transplante; n), o) e p) mudas atrofiadas das gerações que sucederam a primeira.

Célula II

Na Célula II foi construído um leito de brita de granulometria 19 e 25 mm e pedra rachinha, usada para ancorar as estruturas de alumínio das barreiras, Figura 3.16. Diferente do que ocorreu na Célula I, nesse leito não foram usados gabiões, devido, principalmente, a dois fatores: a dificuldade operacional gerada com a presença da armação de arame e o elevado custo. Outra diferença com relação à Célula I é a execução da BSA para melhorar a retenção de sólidos suspensos na entrada da célula.



(a) pedras rachinha usadas para ancorar a barreira.

(b) execução do leito de pedra

Figura 3.16 - Disposição de pedras na Célula II.

Na camada de cobertura foi usado solo argiloso local, também utilizado no enchimento da barreira de saída. Foram colocados piezômetros depois da barreira de areia e antes e depois da barreira de solo argiloso. Além desses pontos de amostragem, foram mantidos os pontos na entrada e outro na saída do efluente submetido ao tratamento. Mudanças de Taboa foram plantadas a uma distância de 0,5m umas das outras, Figura 3.17.



Figura 3.17 - Distribuição da taboa na Célula II.

Devido a problemas operacionais, na Célula II não foi possível obter em tempo hábil para essa pesquisa um leito vegetado como da Célula I. As mudas plantadas inicialmente decaíram rapidamente em consequência do contato direto com percolato imediatamente após o transplante, sem que houvesse o período de adaptação necessário. Assim sendo, optou-se por operar o sistema sem vegetação e avaliar o efeito do leito de pedras isoladamente.

A Figura 3.18 mostra uma seqüência de imagens com detalhes da Célula II no período de julho de 2004 a janeiro de 2005.

A Figura 3.19 mostra um desenho esquemático do corte longitudinal das Células I e II, onde se observa a concepção do layout com barreira única (Célula I) e com duas barreiras (Célula II).

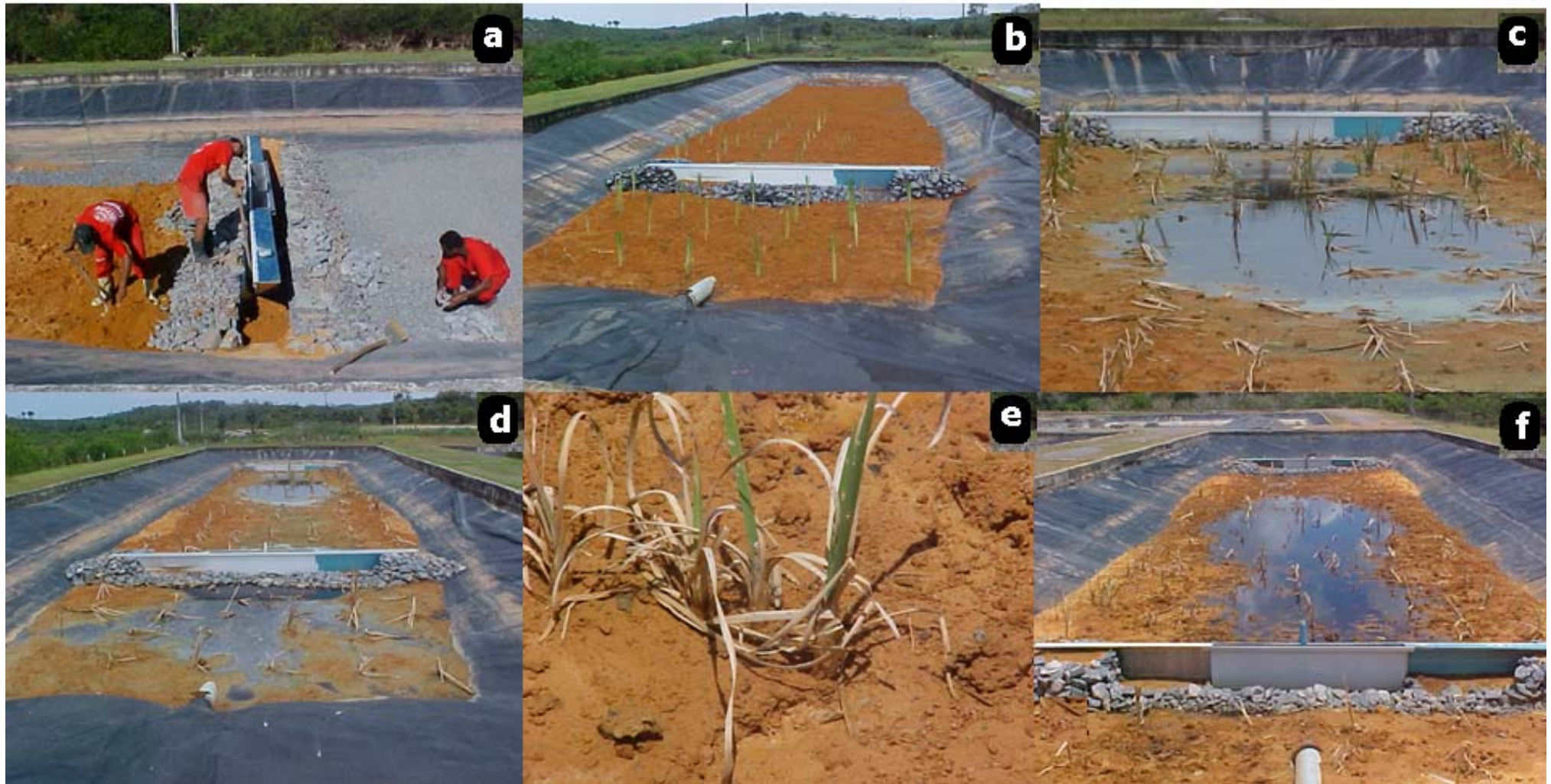


Figura 3.18 - Seqüência de imagens da Célula II: a) enchimento e cobertura do leito de perdas; b) mudas de Taboa transplantadas; c) e d) decaimento das mudas de Taboa após um mês da célula em operação; e) detalhe do surgimento de um broto doente em ≈ 2 meses; f) mudas totalmente decaídas com menos de três meses após os transplantes.

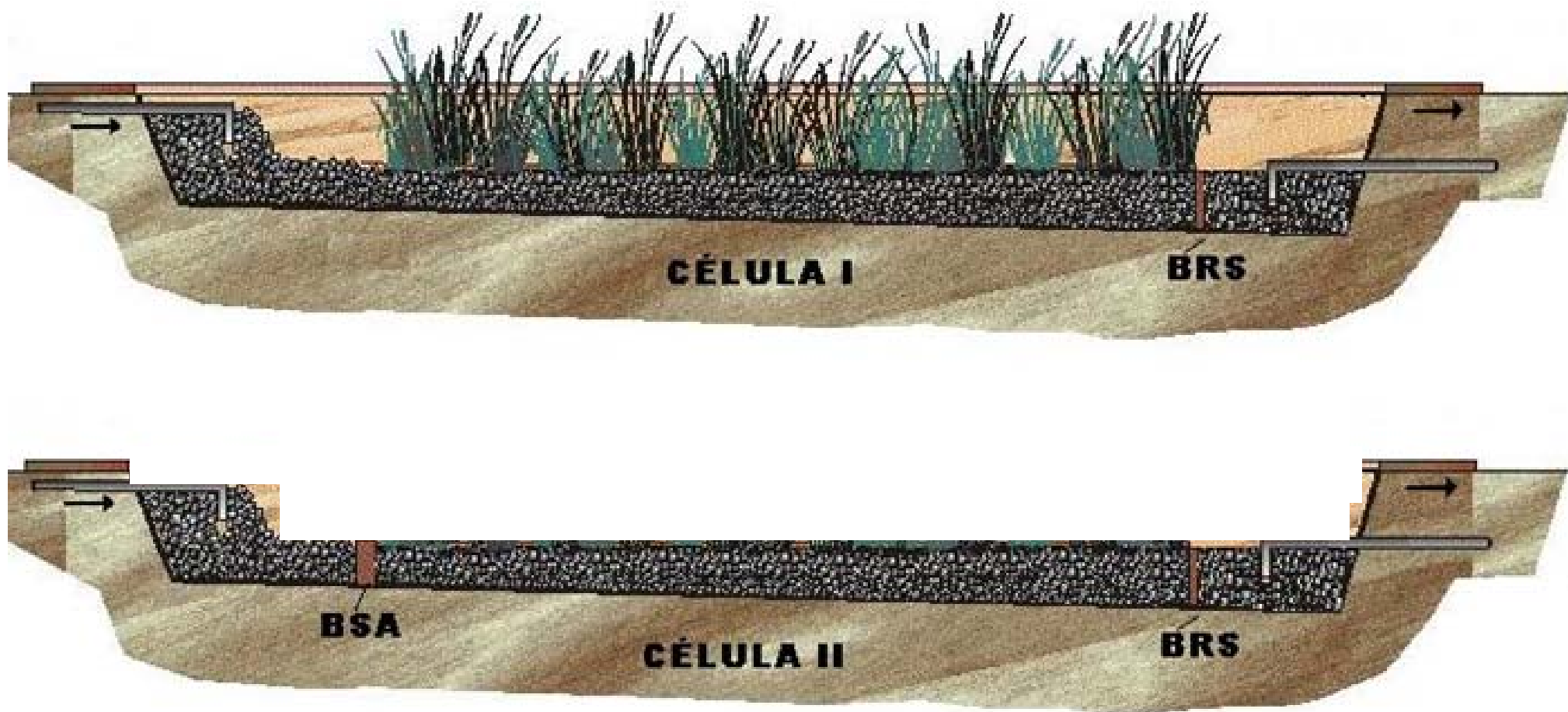


Figura 3.19 - Desenho esquemático do corte longitudinal das Células I e II.

3.5 CAPACIDADE VOLUMÉTRICA DAS CÉLULAS

As células foram projetadas para operar – preferencialmente - com o fluxo subsuperficial, ou seja, através do meio poroso abaixo da camada de solo na qual estão plantadas as mudas de Taboa. Porém, em épocas de vazão elevada como, por exemplo, na estação chuvosa, as células podem operar com um fluxo superficial de até 0,2m de altura acima da camada de solo. A escolha da profundidade foi feita com base nos diferentes valores propostos na literatura (0,3 a 0,75m por CRITES, 1994; 0,6 a 0,8m por DIAS et al, 1999; 0,8 e 0,9m por BULC et al, 1997). Devido à geometria trapezoidal das células, para o cálculo dos volumes de enchimento do leito de pedras foi usada a fórmula de tronco de pirâmide.

3.5.1 VOLUME ÚTIL NA CÉLULA I

A altura útil do enchimento da Célula I foi de 0,60m (0,5m do leito de pedras e 0,10m da cobertura de solo). A porosidade³ do leito de pedras foi, aproximadamente, 45% e o volume total do enchimento usado foi 36 m³. Assim sendo, o volume útil subsuperficial (V_{ss}) adotado foi de 16 m³.

3.5.2 VOLUME ÚTIL NA CÉLULA II

A altura útil do enchimento foi de 1 m (0,9m do leito de pedras e 0,10m da cobertura). A opção pelo aumento da altura do leito de pedras se deveu a necessidade de tratar uma vazão maior do que a proposta no projeto original. A porosidade do leito de pedras é a mesma da Célula I (45%) e o volume total do enchimento usado foi de 93m³. Assim sendo, o volume útil subsuperficial (V_{ss}) adotado foi de 42 m³.

³ Para determinação da porosidade (n) foram feitos ensaios usando um recipiente de volume conhecido completamente cheio com o material de enchimento, simulando a composição do leito de pedras usado no SBQ, no qual foi adicionada água até que todos os vazios estivessem preenchidos. Assim sendo, o valor de *n* foi calculado usando a seguinte equação: $n = V_v / V_T$, onde V_v = volume de água e V_T = volume total do recipiente.

3.6 VAZÃO AFLUENTE E TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA

O volume útil total do SBQ é igual a 58 m^3 (soma dos volumes das Células I e II, item 4.5), sendo 27,6% referente ao volume da Célula I e 72,4% da Célula II. Pelo projeto da ETC, a vazão máxima (Q_M) canalizada da Lagoa Facultativa III para o SBQ é de $43,2 \text{ m}^3/\text{d}$. Considerando as devidas proporções (27,6% e 72,4%) ter-se-á uma Q_M igual a $12 \text{ m}^3/\text{d}$ na Célula I e de $31 \text{ m}^3/\text{d}$ na Célula II.

Na prática, a vazão afluyente ao SBQ foi limitada pela capacidade volumétrica das células em operação e a permeabilidade (k) do material que compunha a BRS na saída do sistema.

Uma avaliação preliminar dos solos usados nas BRS apresentou permeabilidade de amostras compactadas, em ensaio de *Proctor normal*, da ordem de 10^{-6} cm/s , o que não tornaria viável o sistema. Por outro lado, a execução das BRS no campo não permite que a compactação seja rigorosamente exercida. Desta forma, as barreiras executadas no campo possuíram permeabilidade mais elevadas do que aquelas avaliadas no ensaio, viabilizando assim o tempo de detenção hidráulica do percolado no SBQ.

A permeabilidade no campo foi estimada através de ensaios de laboratório em amostras de solo das BRS em corpos-de-prova compactados com 10 golpes para simular as condições de campo, vale salientar que 10 foi o menor número de golpes possível para confecção do corpo-de-prova fisicamente estável. Os resultados obtidos foram entre $3,2 \times 10^{-4}$ a $3,6 \times 10^{-6} \text{ m/s}$. Ressalta-se que, mesmo sendo confeccionado com um número menor de golpes, o corpo-de-prova é melhor compactado do que o solo no interior da barreira. Levando-se em consideração que a permeabilidade avaliada no laboratório é supostamente menor que a encontrada no campo e que o tempo mínimo de permanência do percolado verificado na célula foi de ± 2 dias, estimou-se a permeabilidade da barreira em $3 \times 10^{-3} \text{ cm/s}$.

O tempo de detenção hidráulica (TDH) é definido como: tempo gasto pelo fluxo para completar o percurso entre a entrada e a saída do sistema de tratamento. O TDH em cada etapa é proporcional à velocidade de percolação

do fluxo e às dimensões do meio poroso. No caso do SBQ, a velocidade máxima se dá no leito de pedras e a velocidade mínima acontece na BRS.

A equação que expressa o TDH em meios porosos como o leito de pedras é dado por:

$$TDH = \frac{nV}{Q} \quad \text{Equação 3.1}$$

onde: n = porosidade

V = volume (m³)

nV = volume útil (m³)

Q = vazão

Nas BRS a vazão pode ser definida pela Lei de Darcy que preconiza que a vazão (Q) através da área transversal (A) está relacionado ao coeficiente de permeabilidade (k) e o gradiente hidráulico (i) da seguinte forma:

$$Q = kiA \quad \text{Equação 3.2}$$

3.6.1 CÉLULA I

Aplicando a equação 3.1 para os parâmetros do leito de pedras da Célula I, temos:

$$TDH = 0,45 \times 36 \text{m}^3 / 12 \text{m}^3 \text{d}^{-1} = 1,4 \text{d}$$

Na BRS a porosidade dos solos foi em torno de 29% e o volume igual a 150.000 cm³ (100 cm de altura x 150 cm de largura x 10 cm de espessura). Portanto, o volume de vazios (volume disponível para o fluxo) é dado por: nV = 0,29 x 150000 = 43.500 cm³.

Para a BRS com k estimado em 3x10⁻³ cm/s (subitem 3.6) temos:

$$TDH_{BRS} = 43.500 \text{cm}^3 / (3 \times 10^{-3} \text{cm/s} \times 0,01 \times 15000 \text{cm}^2) = 96.667 \text{s} (1 \text{d}).$$

Somados o TDH do leito de pedras e da BRS temos que o TDH teórico na Célula I foi 2,4 dias.

3.6.2 CÉLULA II

Aplicando a equação 3.1 para os parâmetros do leito de pedras da Célula II, temos:

$$TDH = 0,45 \times 93 \text{m}^3 / 31 \text{m}^3 \text{d}^{-1} = 1,3 \text{d}$$

As estruturas de alumínio para a execução das barreiras da Célula II foram concebidas com 1,5 m de altura para dispor de uma margem de segurança para eventuais períodos de elevada precipitação pluviométrica, porém, a altura útil considerada foi 1,2m.

Na BSA a porosidade da areia foi em torno de 40% e o volume igual a 360.000 cm^3 (120 cm de altura x 150 cm de largura x 20 cm de espessura). Portanto, o volume de vazios (volume disponível para o fluxo) é dado por: $nV = 0,37 \times 360000 = 144.000 \text{ cm}^3$

$$TDH_{BSA} = 0,144 \text{m}^3 / 28,6 \text{m}^3 \text{d}^{-1} = 0,005 \text{d}$$

Na BRS a porosidade dos solos foi em torno de 29% e o volume igual a 180.000 cm^3 (120 cm de altura x 150 cm de largura x 10 cm de espessura). Portanto, o volume de vazios (volume disponível para o fluxo) é dado por: $nV = 0,29 \times 120000 = 52.200 \text{ cm}^3$.

Para a BRS com k estimado em $3 \times 10^{-3} \text{ cm/s}$ temos:

$$TDH_{BRS} = 52.200 \text{cm}^3 / (3 \times 10^{-3} \text{cm/s} \times 0,01 \times 18000 \text{cm}^2) = 96.667 \text{s} (1 \text{d}).$$

Somados o TDH do leito de pedras e das barreiras temos que o TDH teórico na Célula II foi 2,4 dias.

4 METODOLOGIA

Este Capítulo apresenta o programa de investigação laboratorial e de campo realizados nesta pesquisa, cujo principal objetivo foi avaliar a eficiência de remoção de poluentes do sistema proposto. A avaliação foi realizada através das análises do percolado afluente e efluente ao sistema, além do estudo do comportamento de diferentes tipos de solo (BRS com e sem adição de carvão de coco) e da macrófita aquática *Typha domingensis* (Taboa) quando submetidos ao contato com percolado.

4.1 AVALIAÇÃO PRÉVIA DO COMPORTAMENTO DA *TYPHA DOMINGENSIS* NA PRESENÇA DE PERCOLADO.

A fim de obter informações a respeito do comportamento da Taboa quando submetida ao contato com percolado, foram construídos protótipos do que viria a ser o sistema Bioquímico. A simulação foi feita em tanques cujas dimensões estão apresentadas na Figura 4.1.

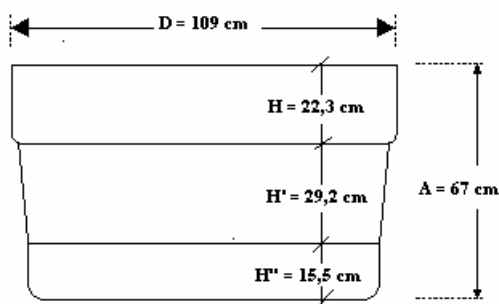


Figura 4.1 - Dimensões do tanque experimental.

Foram transplantadas para o tanque, contendo camadas de brita, areia grossa e solo argiloso, 20 mudas adultas de Taboa encontradas na área do Aterro da Muribeca. As plantas foram distribuídas entre si a uma distância de, aproximadamente, 20 cm. As plantas tinham, em média, folhas de 1,95 m, rizomas entre 10 e 25 cm e raiz de 15 cm, Figura 4.2.

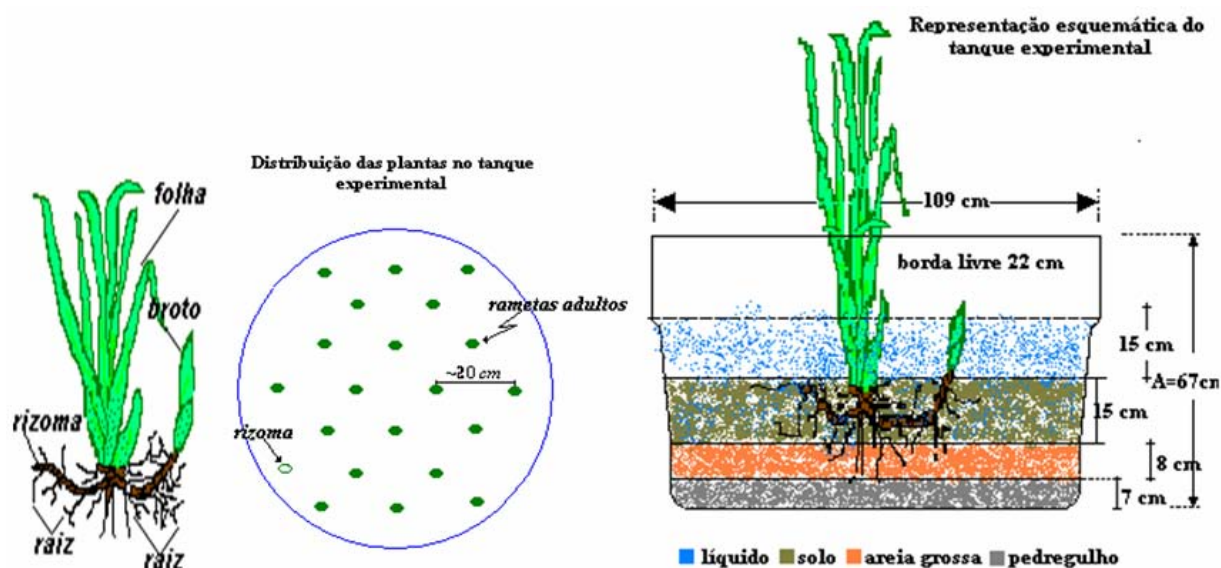


Figura 4.2 - Partes constituintes da Taboa; distribuição das plantas no tanque; desenho esquemático do tanque.

Por conveniência e para tornar o transplante menos agressivo às plantas, foi utilizado o solo existente no próprio aterro, ao qual a Taboa já estava adaptada. Inicialmente, durante o período de adaptação e fixação, foi colocada água ao invés de percolado. Após 42 dias, com as plantas visivelmente adaptadas e firmadas, a água foi substituída por percolado. Inicialmente, por percolado pouco concentrado⁴ e, depois, por percolado concentrado⁵. O tempo de duração de cada etapa foi estabelecido em 14 dias. No início (dia “0”) e no fim (dia “14”) de cada etapa foram coletadas amostras de percolado para serem encaminhadas aos laboratórios de análises físico-químicas, para determinação do pH e das concentrações de DQO, sólidos, nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal e metais.

4.2 ANÁLISE GEOTÉCNICA DO MATERIAL QUE COMPÕE A BARREIRA.

Nas duas células, foi avaliada a eficiência de remoção de poluentes em barreiras de diferentes tipos de solo. Cada solo foi denominado como BRS (barreira reativa de solo) seguido do algarismo romano que identifica a seqüência cronológica da sua execução, a barreira de areia da Célula II foi

⁴ Percolado com DQO $\cong$ 2000 mg/L.

⁵ Percolado com DQO $\cong$ 4700 mg/L.

dominada de BSA (barreira de solo arenoso). Assim sendo, foram objetos de estudo os enchimentos das barreiras listados na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 - Materiais que compuseram as barreiras e os seus respectivos períodos de operação.

		Composição (em peso)	Período
Célula I	BRS-I	100% solo argiloso	dez/02 a mar/03
	BRS-II	99% areia e 1% de carvão de coco*	agos/03 a nov/03
	BRS-III	94% solo argiloso e 6% de carvão de coco	nov/03 a abr/04
	BRS-IV	90% solo argiloso e 10% de carvão de coco	maio/04 a jan/05
Célula II	BRS-V	100% solo argiloso	agos/04 a jan/05
	BSA	100% Areia	agos/04 a jan/05

* Ver Tabela 4.2.

Os solos foram retirados de jazidas localizadas nas imediações do Aterro da Muribeca. O carvão de coco possui a composição apresentada na Tabela 4.2. Nas BRS II e III foi usado o carvão com granulometria entre 0,338 e 0,85 mm, na BRS IV foi usado um carvão mais graúdo (entre 1,4 e 3,35 mm).

Tabela 4.2 - Análise química do carvão da casca de coco de dendê.

Carbono (%)	Hidrogênio (%)	Nitrogênio (%)	Total*
74,93	0,66	0,48	76,1

*Os 24% restantes são compostos, principalmente, de silício, ferro e potássio.

O carvão ativado é uma forma de carbono puro, de grande porosidade podendo conter macro, meso ou micro poros, que adsorvem moléculas, sem contudo promover modificações químicas no produto tratado. Apresenta notáveis propriedades atribuídas à sua energia superficial, (forças de atração física do tipo Wan Der Walls), com excelente poder de clarificação, desodorização e purificação de líquidos ou gases. Uma das formas de obtenção de carvão ativo é a queima controlada com baixo teor de oxigênio da casca do coco do dendê, de altíssima dureza, a uma temperatura entre 800°C

a 1000°C. O controle serve para que não ocorra a queima total da casca, para que seja mantida sua estrutura porosa. O carvão ativado utilizado foi produzido a partir de matéria-prima específica (casca do coco do dendê), previamente selecionada e lavada para que fossem retiradas as matérias indesejadas ao processo, produzindo um carvão de baixa densidade, com granulometria finíssima e grande área superficial.

Amostras de solos foram coletadas durante a execução das barreiras (solo virgem) e após um período de exposição ao percolado (solo contaminado), que variou de 78 a 222 dias, em função de questões operacionais. Os parâmetros determinados no estudo foram obtidos segundo as metodologias apresentadas na Tabela 4.3.

Tabela 4.3 - Parâmetros analisados no solo.

Parâmetro Analisado	Referência
Caracterização geotécnica do solo	NBR – 6467/86: Preparação de amostras
	NBR – 7181/88: Análise granulométrica
	NBR – 6459/84: Limite de Liquidez (LL)
	NBR – 7180/88: Limite de Plasticidade (LP)
	NBR – 6508/84: Peso específico dos grãos
Cond. Elétrica (mmhos/cm)	Método EMBRAPA Solos
íons trocáveis (meq/l)	
pH	
CTC (cmol/dm ³)	
mat. orgânica (%)	
Parâmetros semi-quantitativos	Análise quantitativa e semi-quantitativa por espectrometria de fluorescência de raios-x, ASTM D4326-94
Permeabilidade/ensaio de coluna	Método com permeâmetro de parede flexível, segundo a norma ASTM 5084/90

4.3 ANÁLISE QUÍMICA DO PERCOLADO

Tendo como objetivo quantificar as concentrações de DBO, DQO, ferro, manganês, cromo, cobre, zinco, cobalto, chumbo, cádmio e níquel no percolado, antes e depois de submetido ao tratamento no SBQ, foi aplicada a metodologia de coletas e investigação físico-química de efluentes conforme APHA ET AL (1995).

A composição média do percolado Aterro da Muribeca é descrita na Tabela 4.4. Vale lembrar que essa composição varia constantemente, influenciada por vários fatores, principalmente pelas condições climáticas, grau de infiltração pluviométrica e, estado de decomposição dos resíduos.

Tabela 4.4 - Composição do lixiviado do Aterro da Muribeca no período de 2003 a 2004.

Parâmetro	Entrada	Média	Valor Max.	Valor Min.
pH	8,10	8,50	8,79	8,10
Turbidez (UT)	37,60	6,50	37,60	0,81
STD (mg/l)	7.170	4.881	9.840	803
Condut.Elétrica (uS/cm)	14.370	10.299	19.630	19,56
Alcalinidade (mg/l em CaCO ₃)	3.760	4.519	6.100	1.720
Dureza (mg/l)	880	920	1.500	100
Cálcio (mg/l)	192,00	214,68	360,36	32,03
Magnésio (mg/l)	97,00	89,02	155,65	24,32
Sódio (mg/l)	1.416	1.321	3.225	600
Potássio (mg/l)	1.836	1.613	2.415	836
Cloretos (mg/l)	2.640	2.289	3.400	1.200
Sulfatos (mg/l)	400,00	294,04	654,48	17,50
Nitrito (mg/l)	2,30	2,58	5,60	0,68
Nitrato (mg/l)	2,88	2,03	3,96	0,76
Amônia (mg/l)	78,00	11,86	78,00	0,11
Fósforo		5,84	15,18	0,67
Ferro (mg/l)	52,15	30,01	87,28	5,15
Cobre (mg/l)	0,69	0,74	1,48	0,20
Zinco (mg/l)	0,02	2,14	9,57	0,02
Cádmio	ND	0,043	0,090	0,010
Cobalto	0,04	0,17	0,34	0,04
Manganês (mg/l)	1,48	0,84	1,48	0,17
Chumbo		0,36	0,85	0,19
Níquel		0,44	0,77	0,21
Cromo (mg/l)	0,64	0,39	0,96	0,06

As coletas foram feitas mensalmente, durante os períodos em que o sistema esteve em operação. Vale salientar que em alguns meses durante a pesquisa foram necessárias algumas paradas para se fazer a manutenção do SBQ: troca do solo da barreira, limpeza de vegetação indesejável, inspeção e correção de danos na manta de PEAD e reposição de mudas de Taboa. A Figura 4.3 apresenta a localização dos pontos de coleta.

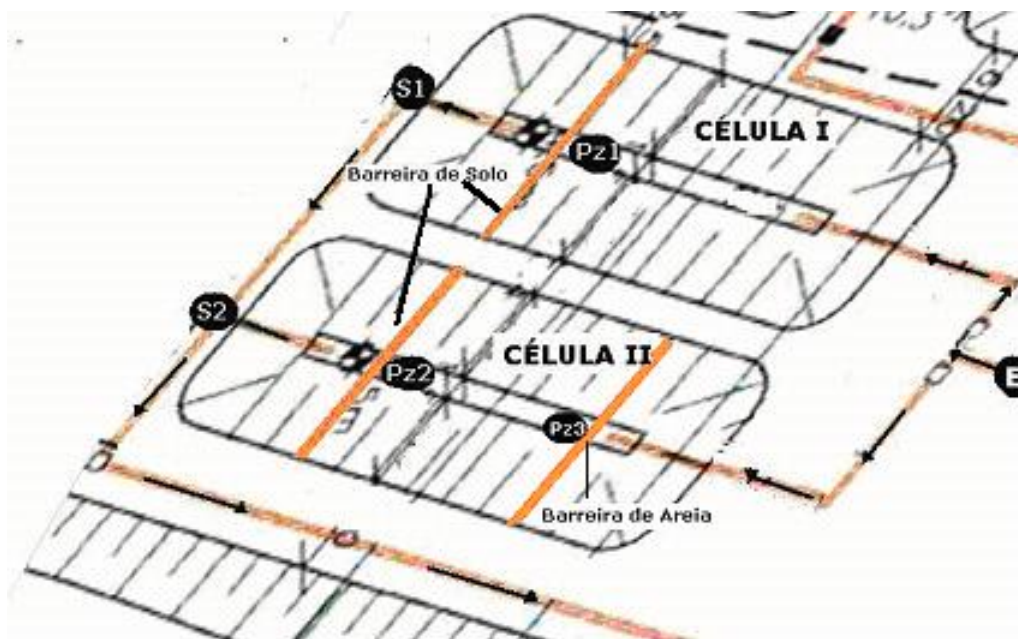


Figura 4.3 - Localização dos pontos de coleta: (E) entrada no SBQ; (Pz1) piezômetro antes da barreira de solo da Célula I; (Pz2) piezômetro antes da barreira de solo da Célula II; (Pz3) piezômetro depois da barreira de areia da Célula II; (S1) saída da Célula I; (S2) saída da Célula II.

O objetivo das amostras coletadas de acordo com cada ponto de coleta foi: E, analisar o percolado afluyente ao sistema; Pz1, avaliar a contribuição do leito de pedras e Taboas; S1, avaliar a contribuição da barreira de solo e qualidade do percolado efluente da Célula I; Pz3, avaliar a contribuição da barreira de areia; Pz2, avaliar a contribuição do leito de pedras; S2, avaliar a contribuição da barreira de solo e qualidade do percolado efluente da Célula II.

A opção de monitoramento dos metais citados anteriormente foi feita levando-se em consideração o fato de que os mesmos são tóxicos e estão presentes em quantidades significativas no percolado do Aterro da Muribeca. A Resolução CONAMA nº. 357, de 17 de março de 2005, estabelece o enquadramento dos corpos de água e os níveis de máximos de metais que podem apresentar para atender a qualidade requerida para cada classe, além dos níveis aceitáveis para o lançamento de efluentes, sendo estes, portanto, os níveis máximos requeridos o lançamento de percolado cujo valor norteia esse trabalho, Tabela 4.5.

Tabela 4.5 - Valor máximo permitido para concentrações de metais em corpos de água de acordo com a Resolução CONAMA nº. 357, de 17 de março de 2005.

Classificação	Valor máximo admitido para concentração de metais								
	Ferro	Manganês	Cromo	Cobre	Zinco	Cobalto	Chumbo	Cádmio	Níquel
Águas doces - Classes I e II	0,3mg/L	0,1mg/L	0,05mg/L	9 µg/l	0,18µg/l	0,05mg/L	1µg/l	1µg/l	25µg/l
Águas doces - Classes III	5mg/L	0,5mg/L	0,05mg/L	13µg/l	5mg/L	0,2mg/L	33µg/l	0,01mg/L	25µg/l
Águas salinas - Classes I	0,3mg/L	0,1mg/L	0,05mg/L	5µg/l	0,09mg/L		0,1mg/L	5µg/l	25µg/l
Águas salinas - Classes II			1,1mg/L	7,8µg/l	0,12mg/L		0,21mg/L	0,04mg/L	74µg/l
Águas salobras - Classes I	0,3mg/L	0,1mg/L	0,05mg/L	5µg/l	0,09mg/L		0,01 mg/L	5µg/l	25µg/l
Águas salobras - Classes II			1,1mg/L	7,8µg/l	0,12mg/L		0,21mg/L	0,04mg/L	74µg/l
Lançamento de efluentes*	15mg/L	1mg/L	0,5mg/L	1mg/L	5mg/L		0,5mg/L	0,2mg/L	2 mg/L

* Classificação em que se enquadra o lançamento do percolado.

4.4 AVALIAÇÃO DA INTERAÇÃO SOLO-CONTAMINANTE NA BARREIRA DE SOLO

Procurou-se entender os mecanismos de interação entre o solo das BRS e os contaminantes, tanto em solução sintética quanto no percolado. Para tanto, foram realizados dois tipos de ensaios: ensaio de equilíbrio em lote (EEL) para avaliar a capacidade de sorção dos materiais das barreiras e ensaio de coluna (EC) para definir os parâmetros de transporte dos contaminantes através das BRS.

4.4.1 ENSAIO DE EQUILÍBRIO EM LOTE

A avaliação da sorção foi feita através de ensaios de equilíbrio em lote seguindo a norma da EPA/530/SW-87/006-F, visto que este ensaio ainda não está normatizado pela ABNT.

Nos ensaios de sorção foram analisados os seguintes elementos: Mn, Cr, Fe. O ensaio de equilíbrio em lote, usado no estudo da sorção, quantifica a distribuição do contaminante entre a solução e o solo, através da função do coeficiente de partição (K). O ensaio consiste em misturar uma determinada massa de solo seco com uma solução contendo o contaminante a uma concentração inicial conhecida. Após um determinado período de agitação, suficiente para que ocorram as reações químicas entre o solo e o contaminante, realiza-se a separação entre as fases sólida e a líquida (sobrenadante) através de centrifugação. A análise química do sobrenadante revela quanto do soluto foi adsorvido na superfície das partículas do solo através da diferença entre a concentração inicial e concentração medida após o período de agitação.

A Figura 4.4 apresenta o fluxograma do ensaio equilíbrio em lote e os equipamentos utilizados.

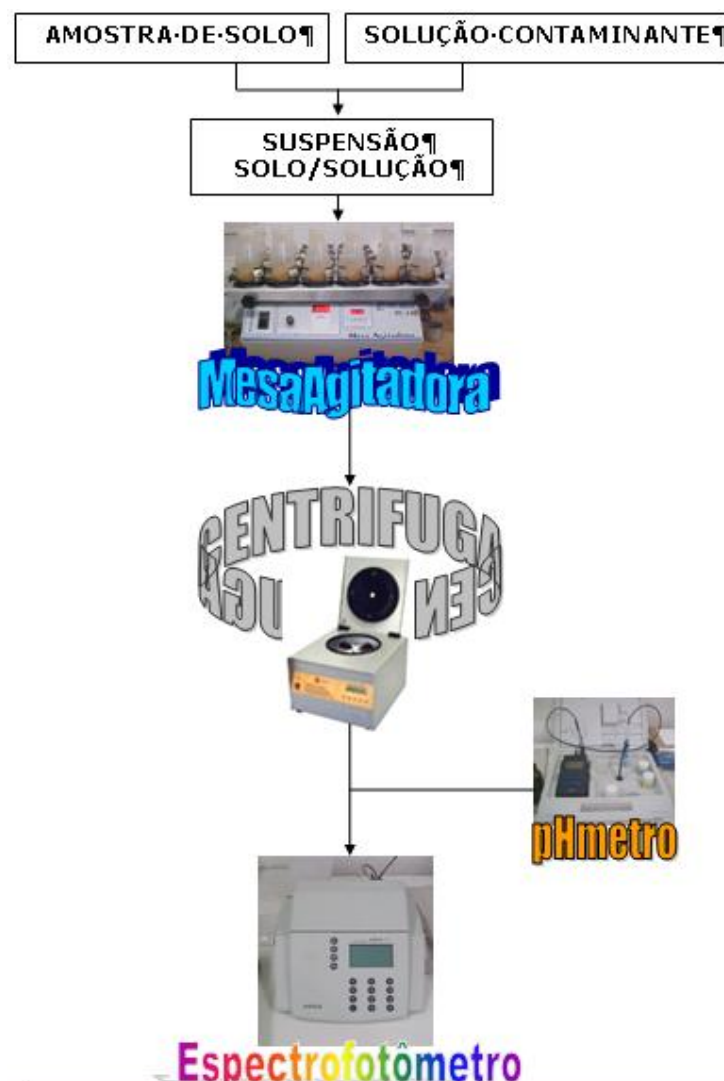


Figura 4.4 - Fluxograma do ensaio de equilíbrio em lote.

4.4.1.1 ENSAIO PRELIMINAR COM MONOSOLUÇÃO DE MANGANÊS

Os ensaios preliminares foram feitos com amostras de solo argiloso e monosolução de Mn, tendo como objetivo estabelecer os parâmetros a serem utilizados, a saber: tempo e velocidade de agitação da suspensão solo/monosolução; tempo de centrifugação; e variações na concentração da solução. Estabelecidos esses parâmetros, foi dado prosseguimento às análises usando monosoluções de Cr e Fe, além de percolado.

Foram ensaiadas amostras com 100% do solo argiloso de preenchimento da barreira e com a mistura com 90 % desse solo e 10% de carvão (BRS IV), em peso seco, com monosoluções de Mn, Cr e Fe.

Amostras dos solos argilosos de preenchimento da BRS IV com e sem carvão foram utilizadas nos ensaios preliminares sob as seguintes condições:

- Suspensão na proporção 1:4, 25g de amostra de solo para 100ml de monosolução de Mn.
- Temperatura de 24°C.
- Tempo de agitação de 48hs com velocidade de 150 rpm.
- Centrifugação da suspensão a 4000 rpm durante 20 minutos. O processo de centrifugação foi feito numa centrífuga para tubos da Quimis.

Após a centrifugação o material sobrenadante era encaminhado para análise química cuja finalidade era determinar a concentração de equilíbrio, em que foi usado o espectrofotômetro Merck modelo NOVA 60.

Foram usadas concentrações iniciais da monosolução de Mn em mg/L na faixa de valores encontrados no percolado da Muribeca: 1,5; 3,0; 4,5; 6,0; 7,5 e 9,0.

4.4.1.2 ENSAIOS COM MONOSOLUÇÃO DE MANGANÊS, CROMO E FERRO

Os ensaios foram feitos com amostras da mistura de 90 % do solo argiloso de preenchimento da BRS IV e 10% de carvão. Como solução contaminante foram utilizadas monosoluções de Mn, Cr e Fe.

Foram utilizados os mesmos equipamentos citados no item anterior e as seguintes condições de ensaio:

- Suspensão na proporção 1:8, 25g de amostra de solo para 200ml de monosolução.
- Temperatura de 24°C.
- Tempo de agitação de 48hs a uma velocidade de 200 rpm.
- Centrifugação da suspensão a 4000 rpm durante 20 minutos.

- Concentração das diluições das monosoluções de Mn, Cr e Fe com água deionizada, conforme Tabela 4.6.

Para esse ensaio optou-se por usar uma faixa de concentração mais ampla que no ensaio preliminar, a fim de viabilizar a construção de uma isoterma na qual fosse possível observar o potencial sortivo além da faixa onde a relação entre a massa sorvida e a concentração de equilíbrio é linear.

Tabela 4.6- Concentração das diluições das monosoluções de Mn, Cr e Fe com água deionizada, utilizadas nos ensaios com solo da BRS IV.

Conc. (mg / L)	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7	D8	D9	D10	D11
Mn	1,5	3,0	6,0	10	20	50	100	200	400	800	1200
Cr	1,0	2,0	3,0	10	20	50	100	200	400	800	1200
Fe	1,5	3,0	6,0	10	20	50	100	200	400	800	1200

4.4.1.3 ESTUDO DA SORÇÃO COM PERCOLADO.

O uso de monosoluções pode revelar o potencial sortivo da amostra. Porém, o percolado é uma solução multicomponente onde há competição entre os diversos componentes no processo de sorção. Desta forma, foram executados ensaios semelhantes ao citado anteriormente, exceto no que diz respeito ao uso da monosolução que foi substituída pelo percolado oriundo do Aterro da Muribeca.

Os ensaios foram realizados com amostras do material de preenchimento da BRS IV (mistura de 90 % do solo argiloso e 10% de carvão), na proporção de 1:8 (25g de amostra de solo para 200ml de percolado) e com amostras do material de preenchimento da BRS-V (100% solo argiloso), na proporção 1:4 (25g de amostra de solo para 100ml de percolado).

Para que o percolado pudesse ser usado nos ensaios com diferentes concentrações foi necessário se utilizar do artifício da diluição, o que foi feito usando-se água deionizada. As Tabelas 4.7 e 4.8 apresentam as concentrações de Mn, Cr e Fe utilizadas para o ensaio com amostras da BRS IV e BRS V, respectivamente.

Tabela 4.7 - Concentração em mg/L de Mn, Cr e Fe no percolado e após as diluições com água deionizada, utilizadas nos ensaios com solo da BRS IV.

Conc. (mg/L)	Percolado Bruto	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7	D8	D9	D10
Mn	4,24	1,91	2,12	2,33	2,54	2,76	2,97	3,18	3,6	3,82	4,03
Cr	0,55	0,26	0,29	0,31	0,34	0,36	0,39	0,44	0,47	0,49	0,52
Fe	3,16	1,51	1,66	1,81	1,96	2,11	2,27	2,57	2,72	2,87	3,0

Tabela 4.8 - Concentração em mg/L de Mn, Cr e Fe no percolado e após as diluições com água deionizada, utilizadas nos ensaios com solo da BRS V.

Conc. (mg/L)	Percolado Bruto	D1	D2	D3	D4	D5
Mn	9,50	2,0	3,5	5,0	6,5	8,0
Cr	0,80	0,2	0,3	0,4	0,5	0,7
Fe	3,09	0,7	1,1	1,6	2,1	2,6

4.4.2 ENSAIO DE COLUNA

Através do ensaio de coluna pretendeu-se avaliar a permeabilidade da BRS quando percolada com água, com solução e com percolado, bem como os parâmetros de transporte de alguns elementos poluentes presentes em soluções sintéticas e no percolado. Inicialmente, foi feito um estudo para definir as condições de moldagem dos corpos-de-prova para o ensaio de coluna. Foram confeccionados, no molde usado no ensaio *Proctor*, dois corpos-de-prova com 90% de solo argiloso e 10% de carvão. O primeiro foi moldado com 25 golpes de soquete, segundo a norma padronizada pela ABNT. Como no campo a barreira é compactada manualmente, portanto com uma densidade bem menor que a do corpo-de-prova compactado, optou-se por utilizar apenas 10 golpes de soquete para representar o mais proximamente possível as condições de campo. Ainda assim a densidade do corpo-de-prova se apresentou maior que a da barreira no campo. Por outro lado, a estabilidade do corpo-de-prova não pode ser atingida para um número de golpes menor que 10, tendo-se considerado o corpo-de-prova com 10 golpes

(descrito detalhadamente no item 5.4.2.1) como representativo da BRS no campo.

Depois de prontos, os corpos-de-prova foram submetidos inicialmente ao ensaio de permeabilidade à água no Permeômetro de parede flexível Tri-Flex, Figura 4.5. Em seguida foram feitos ensaios de permeabilidade a soluções contaminantes e ao percolado, ao mesmo tempo em que a contaminação das espécies de interesse eram medidas no decorrer do ensaio para avaliação do transporte dessas espécies ao longo do corpo-de-prova.



Figura 4.5 - Permeômetro de Parede flexível Tri-Flex.

4.5 ANÁLISE DA TABOA

Para avaliar os efeitos do contato da Taboa com o percolado foram feitas análises químicas de mudas crescidas em torno do aterro sem contato direto com o percolado e mudas crescidas dentro SBQ da Célula I, antes e depois da BRS. Foram investigadas as concentrações de manganês, cromo, ferro, nitrito, nitrato, sódio, e fósforo.

A metodologia empregada seguiu o fluxograma mostrado na Figura 4.6, que consta das seguintes etapas: coleta de amostras seguindo os critérios da

representatividade; limpeza das amostras em água corrente; separação da parte aérea da raiz; secagem à sombra; secagem em estufa regulada em 60-70°C por durante um período de 48 a 72 horas; pulverizar; e preparar o extrato para análise química. O solvente ou o conjunto de solventes usados na preparação do extrato depende do elemento que se deseja extrair. As análises químicas foram feitas usando o espectrofotômetro Merck modelo NOVA 60.



a) coleta de amostras; b) limpeza; c) seleção de mudas; d), e) e f) separação das partes constituintes da amostra.

Figura 4.6 - Esquema simplificado da metodologia de análise da Taboa.

4.5.1 EVAPOTRANSPIRAÇÃO

Com objetivo de avaliar efeito da evapotranspiração da Taboa na diminuição da vazão foi montado um experimento em dois tanques, com capacidade para 500 litros (cada um) cujas dimensões foram apresentadas na Figura 4.1. No primeiro tanque (CT), contendo uma camada de brita e uma cobertura fina de solo argiloso, foram transplantadas 50 mudas do vegetal com tamanhos variados. O segundo tanque (ST) foi montado de forma semelhante ao primeiro exceto no que se refere à presença das plantas, que nesse caso foi inexistente, como mostra a Figura 4.7. A altura do meio suporte (brita e solo) foi de 30 cm. Em seguida ambos os tanques foram cheios até o topo com uma mistura de água e percolado.



Figura 4.7 - Tanques usados no experimento para medir o potencial da evapotranspiração das Taboas.

O experimento foi realizado entre os dias 11 de agosto e 1 de setembro de 2003. Em cada tanque, foram estabelecidos os quatro pontos de medição do nível da água mostrados no detalhe da Figura 4.7. O valor da transpiração foi obtido através da diferença entre o volume de água nos tanques CT e ST.

Inicialmente (durante os três primeiros dias) foram feitas leituras diárias do nível de água no tanque. Em seguida, devido a mudanças climáticas que promoveram dias com índices de evapotranspiração muito elevados, a frequência de leitura passou a ser de três vezes ao dia e após o 13º dia as leituras voltaram a ser diárias. Vale ressaltar que, em alguns dias a ocorrência de chuvas impossibilitou a obtenção dos dados leitura.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Este Capítulo apresenta os resultados das investigações laboratoriais e de campo realizados nesta pesquisa, bem como, as discussões pertinentes a cada resultado.

5.1 AVALIAÇÃO PRÉVIA DO COMPORTAMENTO DA *TYPHA DOMINGENSIS* (TABOA) NA PRESENÇA DE PERCOLADO.

O tempo de adaptação das mudas transplantadas para o tanque mostrado na Figura 4.2 foi em torno de 40 dias. Após esse período foi observado que as plantas apresentaram viço semelhante ao encontrado no local de origem (folhas com maciez e coloração uniforme verde-cana). Também tornou-se visível a sua reprodução através do aumento significativo mudas no tanque.

5.1.1 COMPORTAMENTO DA TABOA NA PRESENÇA DE PERCOLADO POUCO CONCENTRADO⁶.

No início da simulação feita com percolado pouco concentrado havia no tanque 26 mudas nascidas durante o período de adaptação das plantas. Das mudas originalmente transplantadas restaram apenas 4.

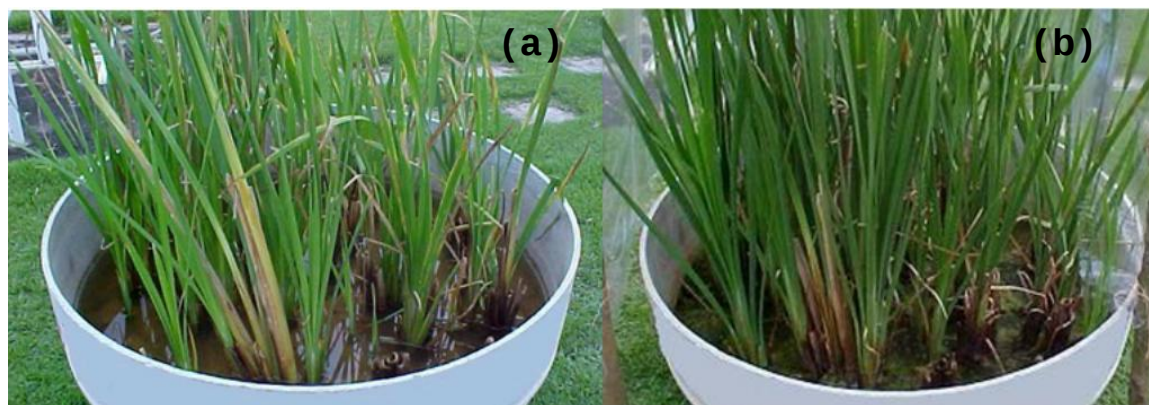
Com a Taboa submetida ao percolado pouco concentrado, observou-se que:

- No dia “0” havia no tanque 4 Taboas de tamanho grande, 19 de tamanho médio, e 7 de tamanho pequeno⁷.
- Após 14 dias do contato das plantas com percolado, havia no tanque 34 plantas, sendo 13 de tamanho grande, 9 de tamanho médio, e 12 de tamanho pequeno.
- Não foram observados maus odores e nem atração de vetores durante os 14 dias.

⁶ DQO: ± 2000 mg/L.

⁷ Tamanhos: grande – altura superior a 1,10m; médio – altura entre 0,80 e 1,10m; pequeno – altura inferior a 0,80.

A Figura 5.1 mostra as Taboas antes e depois da adição de percolado pouco concentrado. É possível observar um aumento do viço das plantas depois da adição do percolado, através do verde e da ausência dos sinais de ressecamento na parte superior das folhas.



a) plantas transplantadas após 42 dias (período de adaptação) .

b) plantas após 14 dias em contato com percolado pouco concentrado.

Figura 5.1 - Desenvolvimento das Taboas no Tanque experimental.

5.1.2 COMPORTAMENTO DA TABOA NA PRESENÇA DE PERCOLADO CONCENTRADO⁸.

O percolado pouco concentrado da etapa anterior foi substituído pelo mais concentrado cujo tempo de detenção no tanque também foi de 14 dias. Com a Taboa submetida ao percolado concentrado, observou-se que:

- No dia “0” havia no tanque 34 Taboas, das quais 13 eram de tamanho grande, 9 de tamanho médio, e 12 de tamanho pequeno.
- Passados os 14 dias, foi feita uma nova avaliação onde foi possível constatar que tanto o nascimento como decaimento das plantas foi maior em relação à condição anterior (percolado pouco concentrado). O balanço entre o número de novas mudas e o de mudas decaídas foi igual a 8,82% na presença do percolado concentrado enquanto que na condição anterior foi de 13,33%, como mostra a Figura 5.2.

⁸ DQO: ± 4700 mg/L.

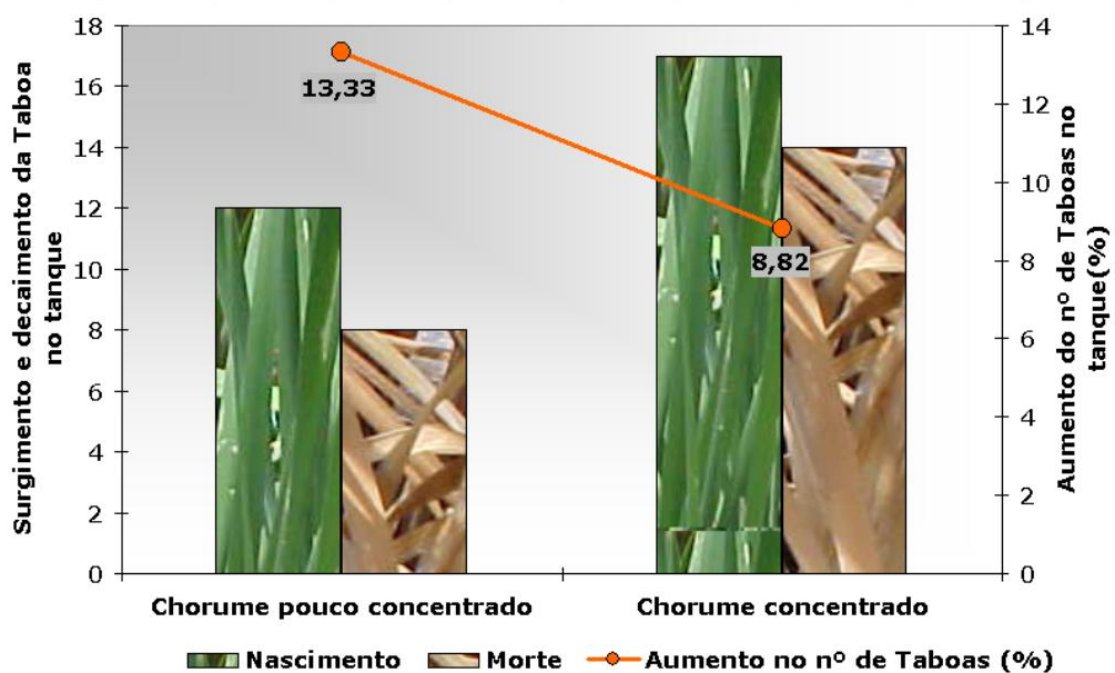


Figura 5.2 - Número de nascimento e morte das plantas em meio ao percolado de concentrações diferentes.

- Foi observado um odor desagradável, porém diferente do odor característico do percolado. O mau cheiro pode estar relacionado ao apodrecimento de rizomas o qual deu origem a uma lama formada a partir da mistura do percolado concentrado com as partes constituintes dos vegetais mortos.
- Outro fato observado foi o ressecamento nas laterais das folhas adultas mostrado na Figura 5.3, que também pode ser atribuído às condições desfavoráveis do meio.



Figura 5.3 - Ressecamento lateral das folhas adultas, em meio ao percolado concentrado.

5.1.3 RESULTADOS DAS ANÁLISES

Os resultados das análises físico-químicas para determinar pH e as concentrações de DQO, sólidos, nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal e metais no início e no fim de cada etapa serão apresentados a seguir:

•pH

O pH do percolado manteve-se alcalino durante todo experimento, independentemente de estar muito ou pouco concentrado. A faixa de variação foi de 8,16 a 8,51. A manutenção do pH se deve a presença de concentrações elevadas de hidróxidos de Na, Mg e Ca no percolado conferindo-lhe capacidade de tamponamento. Essa estabilidade é importante porque as reações enzimáticas da degradação biológica são sensíveis à alterações de pH. Além disso, o pH se mantém dentro da faixa permitida pela legislação ambiental para o lançamento de efluentes.

•DQO

A concentração inicial de DQO do percolado pouco concentrado foi de 1.933 mg/L. Após 14 dias de confinamento no tanque experimental esse valor caiu para 595 mg/L, portanto, houve uma redução de 69%. A diminuição da DQO pode ser atribuída à sedimentação dos sólidos suspensos, à degradação da microbiota do percolado e do solo, bem como a assimilação dos nutrientes pelas taboas.

•Sólidos

As concentrações de sólidos totais dissolvidos (STD) no percolado no início (dia “0”) e após 14 dias de confinamento no tanque experimental são apresentadas na Tabela 5.1, onde se observa que houve uma redução maior na presença do percolado mais concentrado. Uma possível explicação para isso é o fato da densidade de plantas no tanque ser maior no momento em que se usou o percolado concentrado. Assim sendo, existiu uma rizosfera maior e, conseqüentemente, um maior potencial de crescimento da biomassa que, por sua vez, aumenta a degradação no sistema, a retenção de sólidos pela rizosfera e, conseqüentemente, a sedimentação.

Tabela 5.1 - Resultados das análises de STD no percolado do tanque experimental.

Percolado	Concentração (mg / L)		
	Dia "0"	Dia "14"	Redução (%)
Pouco concentrado	6.310	2.510	60
Concentrado	8.830	1.550	82

•Nitrogênio amoniacal, Nitrito e Nitrato

As percentagens de variação das concentrações dos compostos nitrogenados NH_4 , NO_2 e NO_3 presentes no percolado no início (dia "0") e após 14 dias de confinamento no tanque experimental são apresentadas na Figura 5.4.

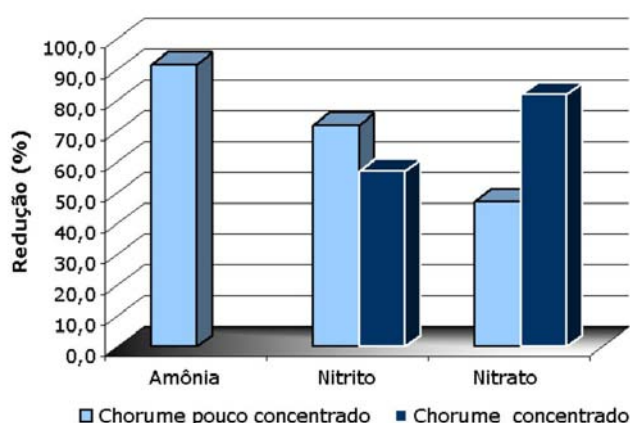


Figura 5.4 - Variação percentual da nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato no tanque experimental em meio ao percolado de concentrações diferentes (avaliação prévia).

Observa-se na Figura 5.4 que a redução do nitrato foi em torno de 35% a mais no sistema com percolado mais concentrado. Assim como ocorreu com o STD, esse comportamento pode estar relacionado ao aumento da quantidade da biomassa no momento em que se usou o percolado concentrado. Visto que, o número total de Taboas no dia da coleta do percolado pouco concentrado após 14 dias no tanque foi de 34, dessas 13 já tinham atingido ou se aproximavam da altura máxima esperada para uma muda adulta de Taboa nas condições do experimento.

Por outro lado, quando se coletou o percolado concentrado (também após 14 dias no tanque) havia no tanque 37 mudas no total, sendo apenas 8 mudas adultas. Portanto, enquanto que na primeira situação havia 21 mudas em fase de crescimento, na segunda situação, havia 29 e, conseqüentemente, maior necessidade de assimilação de nitrato para desenvolvimento das plantas. A Figura 5.5 mostra as variações na quantidade e no tamanho das mudas de Taboa durante o experimento.

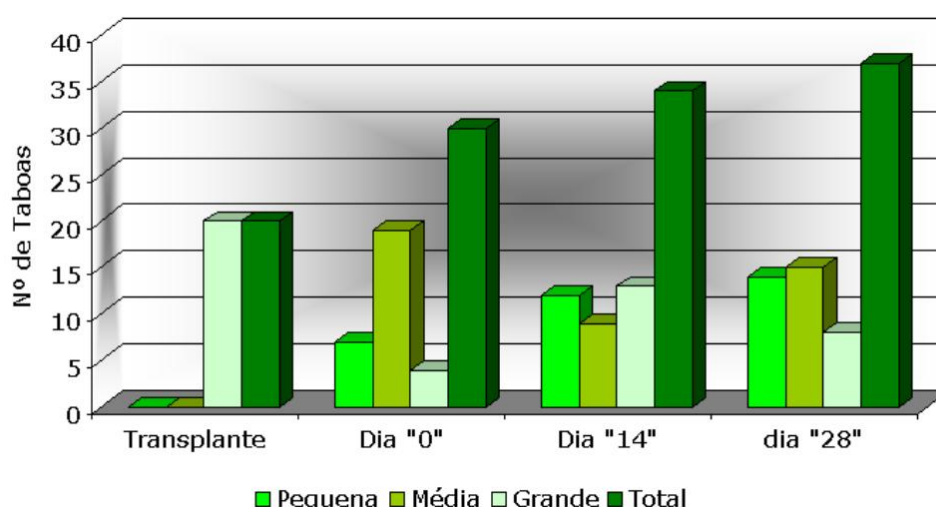


Figura 5.5 - Variações na quantidade e no tamanho das mudas de Taboa durante o experimento: no momento do transplante; Dia "0", substituição da água por percolado pouco concentrado; Dia "14", avaliação após 14 dias com percolado pouco concentrado e substituição do percolado por outro mais concentrado; Dia "28", avaliação após 14 dias com percolado concentrado.

• Metais

Nesse experimento foram analisadas as concentrações de Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, P, Pb, Zn e Fe cujos resultados são apresentados na Tabela 5.2.

Observa-se que independente da concentração do percolado houve reduções significativas de Cr, Ni e P, assim como houve um aumento nas concentrações de Mn, Pb e Zn, quando comparados os resultados obtidos no dia "0" e após 14 dias. Entretanto para o Cd, Cu e o Fe os resultados variaram de acordo com a concentração, quando na presença de percolado pouco concentrado

houve redução, ao contrário do que ocorreu na presença do percolado mais concentrado.

A diminuição do P já era esperada já que o mesmo é parte das exigências nutricionais da Taboa. A redução de Cr e Ni podem estar associadas ao potencial bioacumulador das plantas em relação a esses metais. Quanto ao aumento das concentrações de Mn, Pb e Zn, os resultados podem ser atribuídos à lixiviação desses elementos presentes no material suporte (brita e solo). A diferença nos resultados de Cd, Cu e o Fe pode estar relacionada à capacidade de retenção do solo utilizado no material suporte que, quando o sistema operou com percolado concentrado, pode já ter atingido a saturação química após o contato com o percolado da etapa anterior.

Tabela 5.2 - Resultados das análises de metais no percolado do tanque experimental.

Parâmetro Analisado (mg/L)	Resultados	
	Dia "0"	Dia "14"
Percolado pouco concentrado		
Cd	0.001<	0.001<
Cr	0,09	0,02
Cu	0,16	0,06
Mn	0,29	0,40
Ni	0,11	0,06
P	6,83	1,21
Pb	0,09	0,28
Zn	2,78	11,3
Fe	5,89	0,95
Percolado concentrado		
Cd	0.001<	0,022
Cr	0,17	0,07
Cu	0,08	0,15
Mn	0,33	1,34
Ni	0,17	0,05
P	8,90	3,28
Pb	0,10	0,44
Zn	0,33	4,83
Fe	2,57	3,40

5.2 ANÁLISE GEOTÉCNICA DO MATERIAL QUE COMPÕE A BARREIRA

Neste subitem será apresentada a análise geotécnica dos solos utilizados nas barreiras (solo virgem). Assim como, as novas análises geotécnicas realizadas após um período de exposição ao percolado (solo contaminado) com a finalidade de se avaliar a influência da contaminação.

5.2.1 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DO SOLO

A caracterização do solo foi feita de acordo com as normas listadas na Tabela 4.3. Serão apresentados os resultados da distribuição granulométrica, atividade e limite de liquidez dos solos usados nas BRS das Células I e II.

BRS I. O solo é composto de 28% de argila, 26% de silte, 38% de areia fina, 6% de areia média, 1% de areia grossa e 1% de pedregulho. Sua distribuição granulométrica é contínua e bem graduada, com percentual de partículas inferior a 2 μ m igual a 10%. Após o contato com percolado este percentual subiu para 36%. A Figura 5.6 mostra a curva granulométrica desse solo virgem e contaminado.

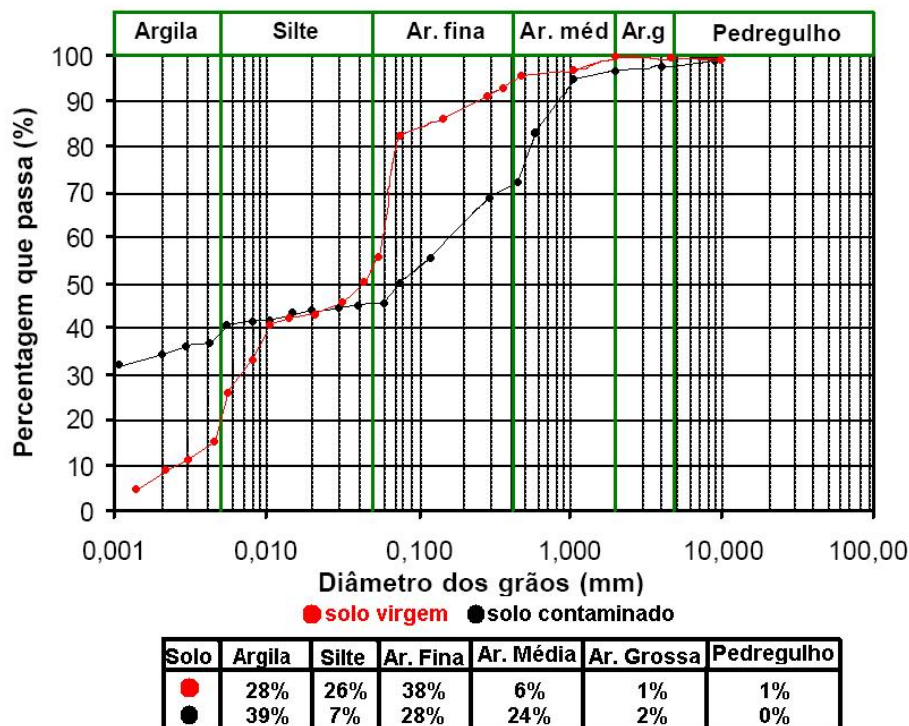


Figura 5.6 - Curva granulométrica do solo da BRS-I: virgem e contaminado.

Os limites de Atterberg determinados para este solo virgem foram: LL = 53% e LP de 29%. O índice de plasticidade (IP) foi de 24%. Portanto, de acordo com o Sistema Unificado de Classificação do Solo (USCS), um material considerado intermediário entre argila e silte (SC-SM). Este material apresentou índice de atividade (A) igual a 2,4, o que o caracteriza como solo um solo ativo ($A > 1,25$). Após a contaminação, o IP caiu para 18%, portanto o índice de atividade foi reduzido a 0,5, assim sendo, o solo passou a ser classificado como inativo ($A < 0,75$).

BRS II. Composição na proporção 99% de areia e 1% de carvão (em peso) cuja distribuição gravimétrica foi de 40% de areia fina, 43% de areia média, 9% de areia grossa e 8% de pedregulho. O solo não apresentou partículas inferiores a 0,07mm. Após o contato com percolado o percentual de partículas inferior a 2 μ m foi igual a 2% e inferior a 0,07mm igual a 8%. A Figura 5.7 mostra a curva granulométrica desse solo virgem e contaminado.

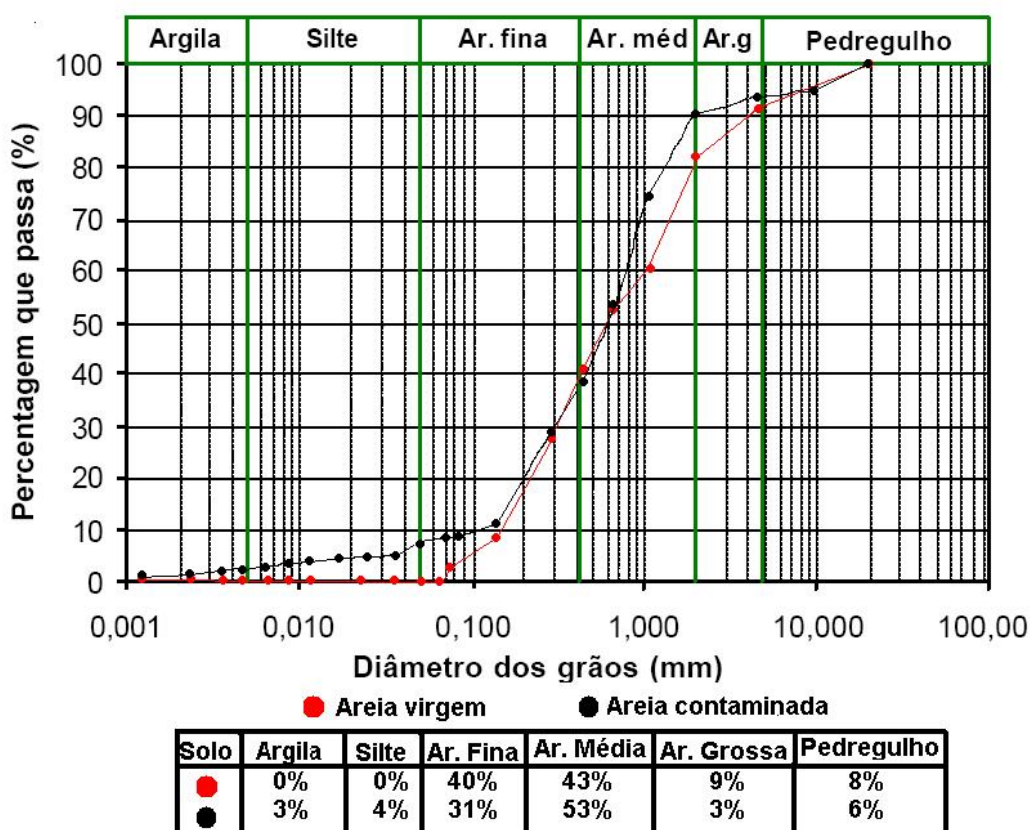


Figura 5.7 - Curva granulométrica do solo da BRS-II: virgem e contaminado.

BRS III. Composição de solo argiloso e carvão de coco na proporção 94% de solo e 6% de carvão (em peso) cuja distribuição gravimétrica foi 25% de argila, 15% de silte, 26% de areia fina, 30% de areia média, 4% de areia grossa e 0% de pedregulho. O solo apresentou um percentual de partículas inferior a 2 μ m igual a 12%. Após o contato com percolado este percentual subiu para 23%. A Figura 5.8 mostra a curva granulométrica desse solo virgem e contaminado.

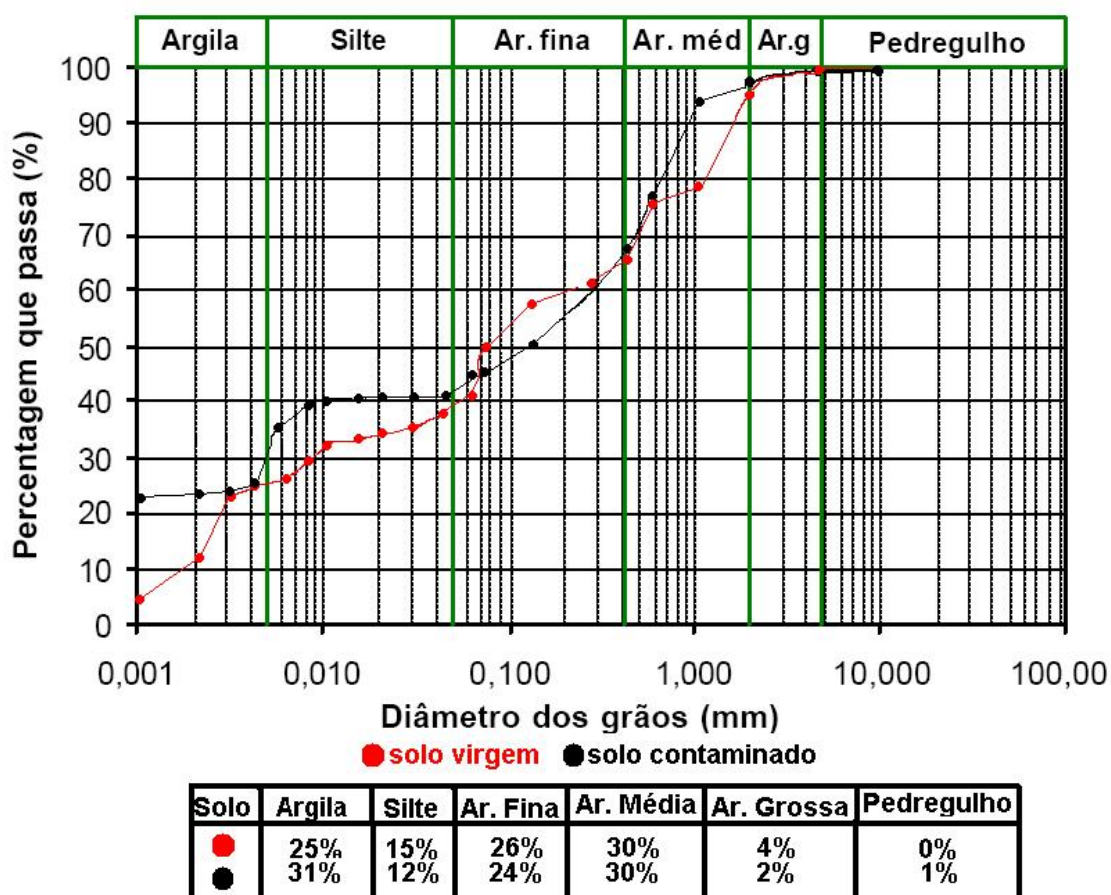


Figura 5.8 - Curva granulométrica do solo da BRS-III: virgem e contaminado.

Os limites de Atterberg determinados para este solo virgem foram: LL = 55% e LP de 30%. O índice de plasticidade (IP) foi de 25%. Portanto, de acordo com o Sistema Unificado de Classificação do Solo (USCS), um material considerado de intermediário entre argila e silte (SC-SM). Este material apresentou índice de atividade igual a 2,0, o que o caracteriza como solo um

solo ativo. Após a contaminação o IP caiu para 15%, portanto o índice de atividade foi reduzido a 0,65, sendo classificado como inativo.

BRS IV. Composição de solo argiloso e carvão de coco na proporção 90% de solo e 10% de carvão (em peso) cuja distribuição gravimétrica foi 25% de argila, 15% de silte, 23% de areia fina, 28% de areia média e 9% de areia grossa. O solo apresentou granulometria contínua e bem graduada, com percentual de partículas inferior a $2\mu\text{m}$ igual a 12%. Após o contato com percolato este percentual subiu para 34%. A Figura 5.9 mostra a curva granulométrica do solo virgem e contaminado.

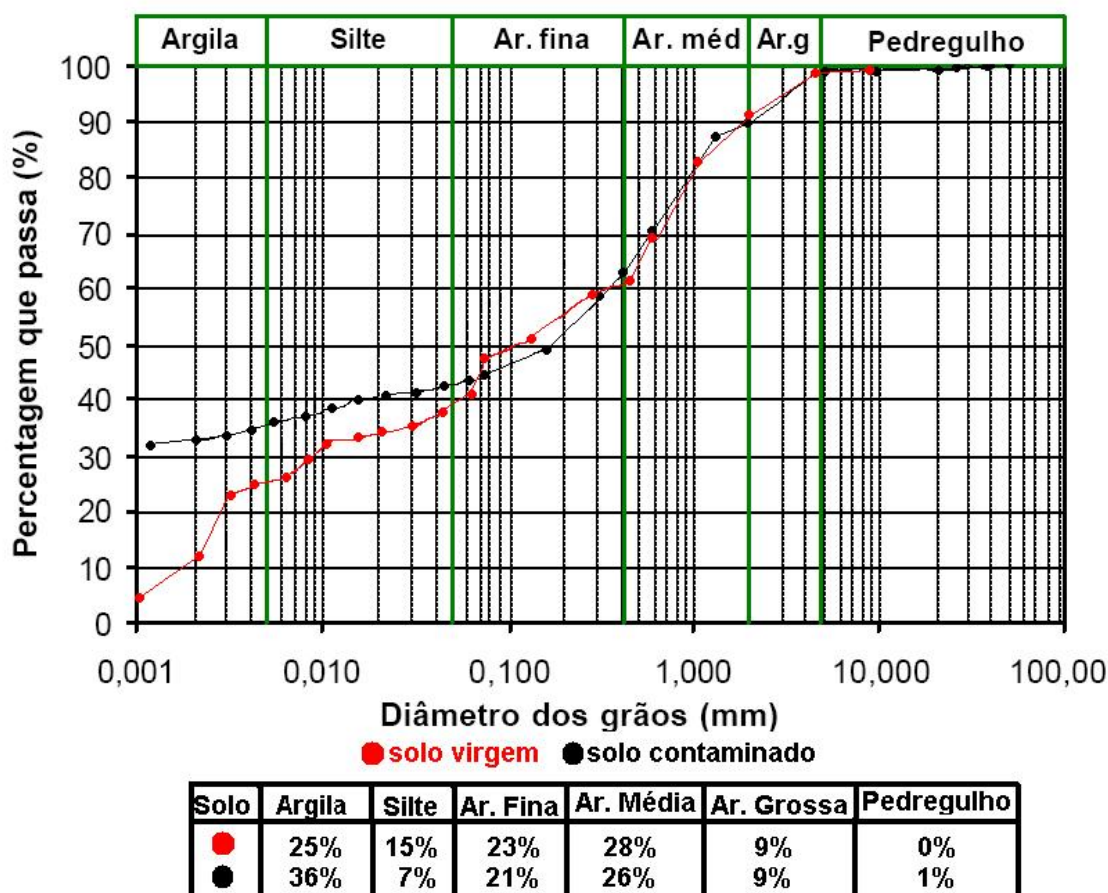


Figura 5.9 - Curva granulométrica do solo da BRS-IV: virgem e contaminado.

Os limites de Atterberg determinados para este solo virgem foram: LL = 62% e LP de 29%. O índice de plasticidade (IP) foi de 33%, classificado como (SC-SM). Este material virgem apresentou índice de atividade igual a 2,5, o

que o caracteriza como um solo ativo. Após oito meses em contato com percolato o IP caiu para 23% e atividade foi reduzida para 0,7, sendo classificado como inativo.

BSA: Inicialmente a distribuição gravimétrica foi de 1% de silte, 40% de areia fina, 46% de areia média, 11% de areia grossa e 2% de pedregulho. Após o contato com percolato o percentual de silte subiu para 8%. Esse aumento pode estar relacionado ao surgimento da biomassa que forma o biofilme. A Figura 5.10 mostra a curva granulométrica desse solo virgem e contaminado.

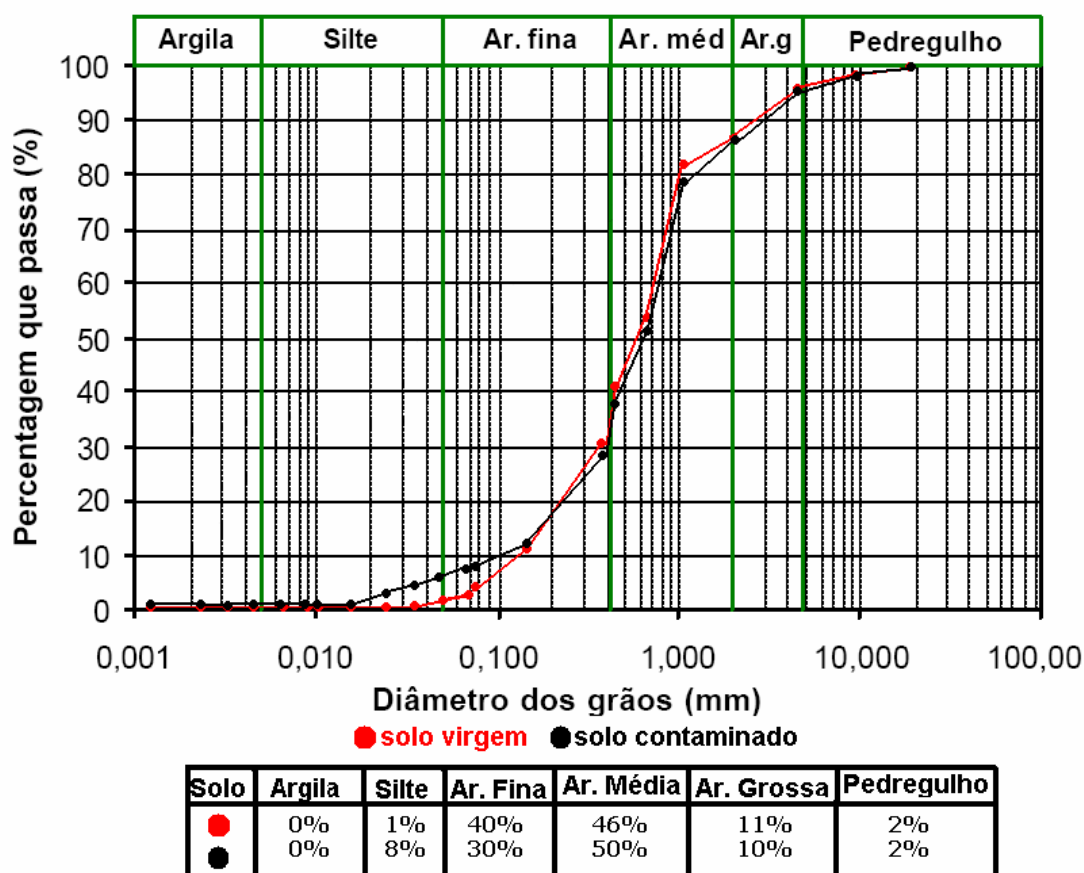


Figura 5.10 - Curva granulométrica da BRS de areia da Célula II: virgem e contaminado.

BRS-V: O resultado da análise gravimétrica mostrou que a composição do solo virgem era: 37% de argila, 7% de silte, 17% de areia fina, 29% de areia média, 9% de areia grossa e 1% de pedregulho. Após o contato com percolato esses percentuais passaram ser: 42% de argila, 6% de silte, 16%

de areia fina, 26% de areia média, 9% de areia grossa e 1% de pedregulho. A Figura 5.11 mostra a curva granulométrica desse solo virgem e contaminado, onde se observa um discreto aumento na porção argila, silte e areia fina.

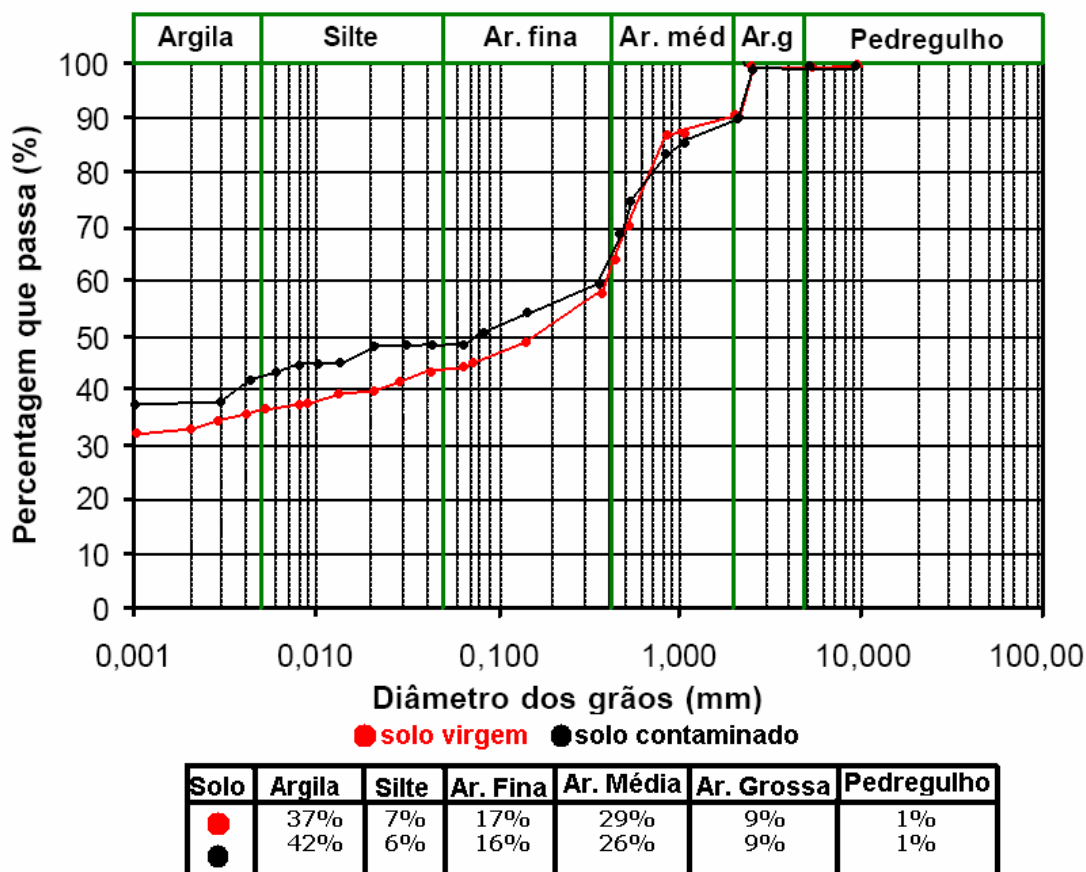


Figura 5.11 - Curva granulométrica da BRS argilosa da Célula II: virgem e contaminado.

Os limites de Atterberg determinados para este solo virgem foram: LL = 60% e LP de 27%. O índice de plasticidade (IP) foi de 33%. Portanto, de acordo com o Sistema Unificado de Classificação do Solo (USCS), um material considerado argiloso de alta compressibilidade (CH). Este material apresentou índice de atividade (A) igual a 1,0, o que o caracteriza como solo normal ($0,75 < A < 1,25$). Após a contaminação o índice de plasticidade e o percentual de finos foram de 32% e 38%, respectivamente. Reduzindo a atividade do solo para 0,85, assim sendo, continuando na faixa da normalidade, porém mais próximo da inatividade.

5.2.1.1 ANÁLISE DOS RESULTADOS

As alterações nas características e propriedades dos solos das BRS argilosas podem ser atribuídas à alcalinização do solo. O pH médio do percolado foi de ± 8 (alcalino), enquanto que o pH inicial dos solos foi ± 5 (ácido). Após a contaminação o pH dos solos tornou-se praticamente neutro. Esse aumento do pH do solo, atribuído ao fenômeno de troca de base na presença de altas concentrações de sódio, deve ter promovido a dispersão do solo. Isso ocorre devido ao aumento do raio de hidratação das partículas, após a adsorção do Na^+ , visto que, as forças atrativas (forças de Van der Waals, ligações hidrogênio, outras forças eletrostáticas a tensão superficial) eram inicialmente mais fortes que as forças repulsivas entre as partículas devido à pequena distância entre elas.

A repulsão entre as partículas e, conseqüentemente, a sua desaglomeração contribuiu para o um aumento significativo da porcentagem de finos, diminuindo a atividade do solo mesmo tendo ocorrido um pequeno aumento da CTC como conseqüência da elevação da superfície específica. Segundo YAMADA (2004), o aumento da matéria orgânica eleva o valor do LP sem elevar simultaneamente o LL. Portanto, a formação d biofilme pode diminuir o IP - cujo valor é dado pela diferença entre o LL e o LP - e a atividade do solo nas BRS também, já que são proporcionais ($\text{Ac} = \text{IP} / \% < 2\mu\text{m}$).

As BRS II e BSA permaneceram, praticamente, inalteradas após a contaminação (Figuras 5.7 e 5.10) ratificando o comportamento inerte das areias, visto que, o baixo percentual ou a ausência da fração argilosa inviabiliza as trocas iônicas entre solo e o percolado.

5.2.2 PARÂMETROS SEMI-QUANTITATIVOS

Os resultados das análises químicas semi-quantitativas mostraram que o contato do solo com o percolado alterou a composição química das BRS, sobre tudo no que se refere ao teor de perda ao fogo (PF, quantidade de água de constituição e/ou matéria orgânica), Tabela 5.3. Devido às instabilidades no meio, as alterações ocorreram de forma irregular. O aumento da PF dos solos após o contato com percolado, possivelmente está relacionado à colmatação e/ou à formação do biofilme na superfície dos grãos.

Tabela 5.3 - Composição química do solo virgem e contaminado de BRS das Células I e II.

CÉLULA I						CÉLULA II					
Elemento	BRS-II (virgem)	BRS-II (cont.)	Elemento	BRS-III (virgem)	BRS-III (cont.)	Elemento	BRS-V (virgem)	BRS-V (cont.)	Elemento	Areia (virgem)	
MgO	0,11	0,10	MgO	0,05	0,05	MgO	0,05	0,09	MgO	0,05	
Al ₂ O ₃	7,05	6,33	Al ₂ O ₃	24,91	16,84	Al ₂ O ₃	22,11	19,90	Al ₂ O ₃	5,47	
SiO ₂	70,58	56,38	SiO ₂	46,64	29,19	SiO ₂	45,50	44,12	SiO ₂	79,62	
P ₂ O ₅	1,71	1,73	P ₂ O ₆	0,99	0,80	P ₂ O ₃	1,03	1,07	P ₂ O ₃	1,32	
SO ₃	0,14	1,21	SO ₃	0,20	0,29	SO ₃	0,27	0,19	SO ₃	0,29	
K ₂ O	11,01	10,79	K ₂ O	1,45	1,48	K ₂ O	1,34	2,94	K ₂ O	8,88	
CaO	1,55	3,33	CaO	0,27	0,97	CaO	0,59	0,91	CaO	1,11	
Cr ₂ O ₃	0,34	0,38	Cr ₂ O ₃	0,05	0,03	Cr ₂ O ₃	0,04	0,06	Cr ₂ O ₃	0,04	
MnO	0,04	0,05	MnO	0,03	0,02	MnO	0,03	0,04	MnO	0,04	
Fe ₂ O ₃	3,05	3,92	Fe ₂ O ₃	13,55	10,6	Fe ₂ O ₃	17,11	13,67	Fe ₂ O ₃	1,21	
TiO ₂	1,90	1,88	TiO ₂	2,43	1,63	TiO ₂	2,45	2,19	TiO ₃	0,66	
NiO	0,03	0,03	NiO	0,02	0,02	NiO	0,02	0,02	BaO	0,25	
Nb ₂ O ₅	0,01	0,01	ZnO	0,01	0,01	ZnO	0,02	0,02	Na ₂ O	0,17	
BaO	0,37	0,34	Ga ₂ O ₃	0,02	0,02	Ga ₂ O ₃	0,02	0,02	NiO	0,02	
Rb ₂ O	0,05	0,05	Nb ₂ O ₅	0,01	0,01	As ₂ O ₃	0,01	0,01	ZnO	0,01	
SrO	0,10	0,12	Rb ₂ O	0,01	0,01	Nb ₂ O ₅	0,01	0,01	As ₂ O ₃	0,01	
ZrO ₂	0,26	0,23	SrO	0,01	0,02	Rb ₂ O	0,01	0,02	Rb ₂ O	0,03	
Subtotal	98,30	86,88	ZrO ₂	0,26	0,2	SrO	0,01	0,03	SrO	0,06	
P.F.	1,70	12,99	PbO ₂	tr	0,01	ZrO ₂	0,31	0,28	ZrO ₂	0,13	
Total	100,00	99,87	Subtotal	90,91	62,20	Cl	0,04	0,97	Cl	0,07	
			P.F.	9,08	37,63	Subtotal	90,97	86,56	Subtotal	99,44	
			Total	99,99	99,83	P.F.	9,01	13,50	P.F.	0,60	
						Total	99,98	100,06	Total	100,04	

5.3 DESEMPENHO DO SISTEMA BIOQUÍMICO

No Aterro da Muribeca, o percolado que chega à Estação de Tratamento de Chorume (ETC) é a uma mistura de todo percolado do aterro, tanto aquele gerado a partir de lixo novo com elevada biodegradabilidade quanto pelo material aterrado há anos que possui grande quantidade de substâncias recalcitrantes. Portanto, o percolado que entra na ETC sofre variações aleatórias na razão DQO/DBO, que dependem, entre outras coisas, do tipo de percolado predominante na mistura.

Devido ao processo de sedimentação, parte das substâncias recalcitrantes vêm se acumulando progressivamente no fundo das lagoas que compõem a ETC. Isso ocorre porque os microrganismos comumente encontrados nas lagoas têm dificuldade e/ou são incapazes de degradar essas substâncias naturalmente. Segundo MESQUITA (2004), para aumentar a taxa de degradação e reduzir o tempo do contaminante no meio, deve ser usada suplementação do meio com nutrientes e ajuste de pH.

O resultado de análises realizadas entre dezembro de 2002 e dezembro de 2004 no Aterro da Muribeca revela uma tendência de crescimento da razão DQO/DBO ao longo desses dois anos (Figura 5.12), fato este que pode estar relacionado ao surgimento de recalcitrância.

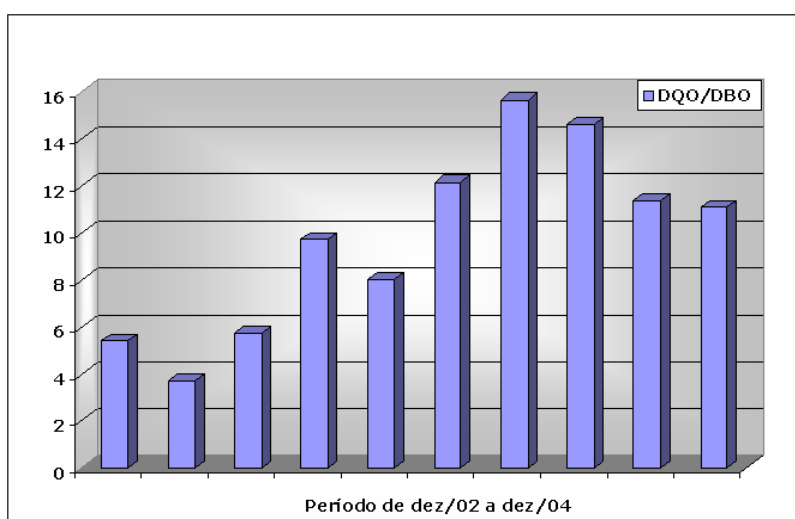


Figura 5.12 - Razão DQO/DBO do percolado coletado na saída da ETC entre dezembro de 2002 e dezembro de 2004 no Aterro da Muribeca.

Neste sub-item serão apresentados os resultados de DBO, DQO e metais do percolado afluente e efluente às Células I e II que compõe o SBQ.

As células foram analisadas separadamente de acordo a configuração particular de cada uma.

Na Célula I, foi estudado o desempenho isolado do leito vegetado (leito de pedras, cobertura de solo e Taboas) e da BRS, além do SBQ como um todo. Na Célula II, foi estudado o desempenho isolado do leito de pedras (leito de pedras com cobertura sem Taboas) e dos dois tipos de barreiras (com areia e com solo argiloso), além do SBQ como um todo. Em seguida, foi comparado o desempenho das duas células em relação aos parâmetros estudados.

5.3.1 DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (DBO)

5.3.1.1 CÉLULA I

Na Célula I, os valores da DBO na entrada variaram entre 66 e 2094 mg/L, assim como na saída variaram entre 115 e 508 mg/L, Tabela 5.4. As variações entre as concentrações de DBO na saída de cada fase da Célula I em relação à entrada são mostradas nas Figuras 5.13 a 5.15.

Tabela 5.4 - Valores mínimos, máximos e médios da concentração de DBO em cada fase do SBQ da Célula

	Concentração de DBO em mg /L								
	Leito Vegetado			BRS			SBQ		
	min.	max.	média	min.	max.	média	min.	max.	média
Entrada	66	2.904	682	99	1.180	378	66	2.904	682
Saída	99	1.180	378	115	508	277	115	508	277

Leito Vegetado

A maioria dos resultados do leito vegetado da Célula I registrou valores de DBO na saída, menores que os da entrada, Figura 5.13.

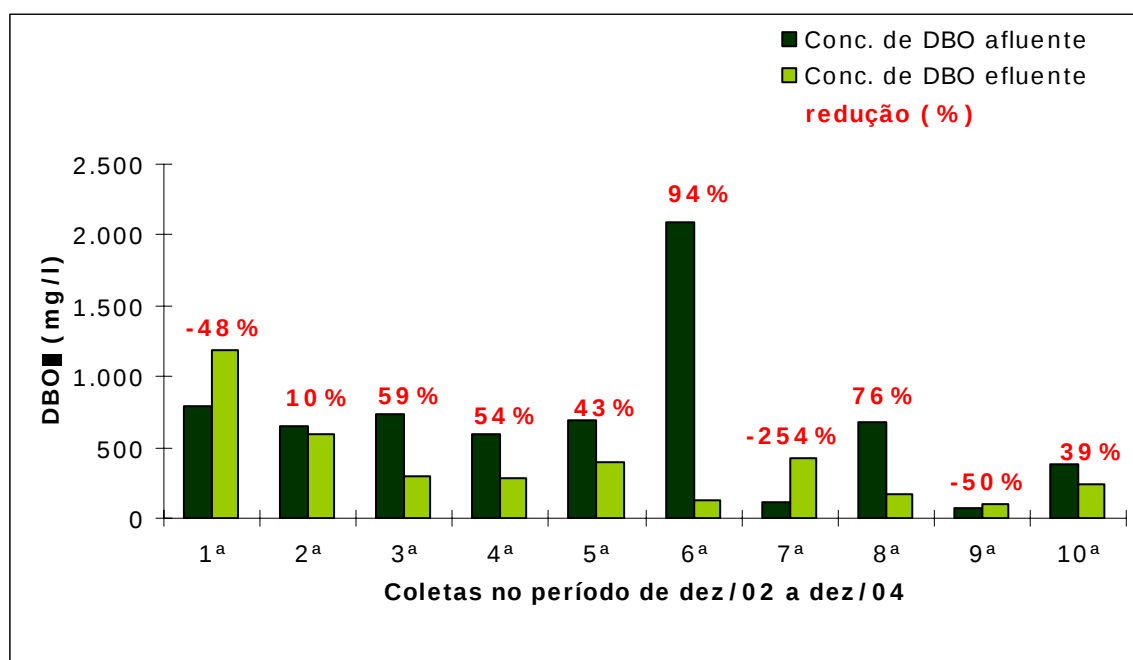


Figura 5.13 - Concentração de DBO no percolato afluyente e efluente ao leito vegetado do SBQ da Célula I.

Considerando a 2ª, 3ª, 4ª, 5ª, 6ª, 8ª e 10ª coleta, a média de remoção foi de 54%. Essa redução é devido, principalmente, aos processos de sedimentação e de degradação da matéria orgânica por parte dos microrganismos presentes na rizosfera e aderidos às pedras.

Na 1ª, 7ª e 9ª coleta houve um aumento de DBO efluente em relação à DBO afluyente. Na 1ª coleta, quando a vegetação ainda não estava consolidada, o aumento da DBO pode estar relacionado ao decaimento das mudas de Taboa transplantadas e, conseqüentemente, à decomposição dos rizomas produzindo biomassa putrefaça.

Entre a 6ª e a 7ª coleta houve uma mudança brusca nas características do percolato quanto à relação DQO/DBO, de 1,15 para 16,2. Na 6ª coleta o valor baixo da relação DQO/DBO pode ter favorecido a biodegradação e promovido a redução de 94% da DBO afluyente. Na 7ª coleta, o somatório das toxicidades dos componentes inorgânicos presentes em altas concentrações, criaram condições extremamente

desfavoráveis no meio, promovendo o decaimento das Taboas e a inibição da biodegradação.

Na 9ª coleta, entre os metais analisados, o Ni foi o único que apresentou a concentração elevada, igual 77 mg/L que representa um valor 100% acima da média observada no percolado do Aterro da Muribeca. Embora o Fe, Cu, Zn, Cd, Co, Mn, Pb e Cr estivessem abaixo da média, a relação DQO/DBO registrada foi bastante elevada (44,37). Portanto, esse aumento da DBO efluente pode ter sido causado pela inibição da biodegradação devido à toxicidade da alta concentração de Ni e outras substâncias inorgânicas presentes no percolado.

Barreiras Reativas de Solo

As BRS usadas na Célula I apresentaram resultados bastante dispersos. Na Figura 5.14 verifica-se que na maior parte das análises (1ª, 2ª, 5ª, 6ª, 7ª e 8ª.) houve redução da DBO após passagem pelo leito vegetado. No entanto, as análises realizadas nas 3ª, 4ª, 9ª e 10ª coletas, apresentaram um aumento na DBO efluente.

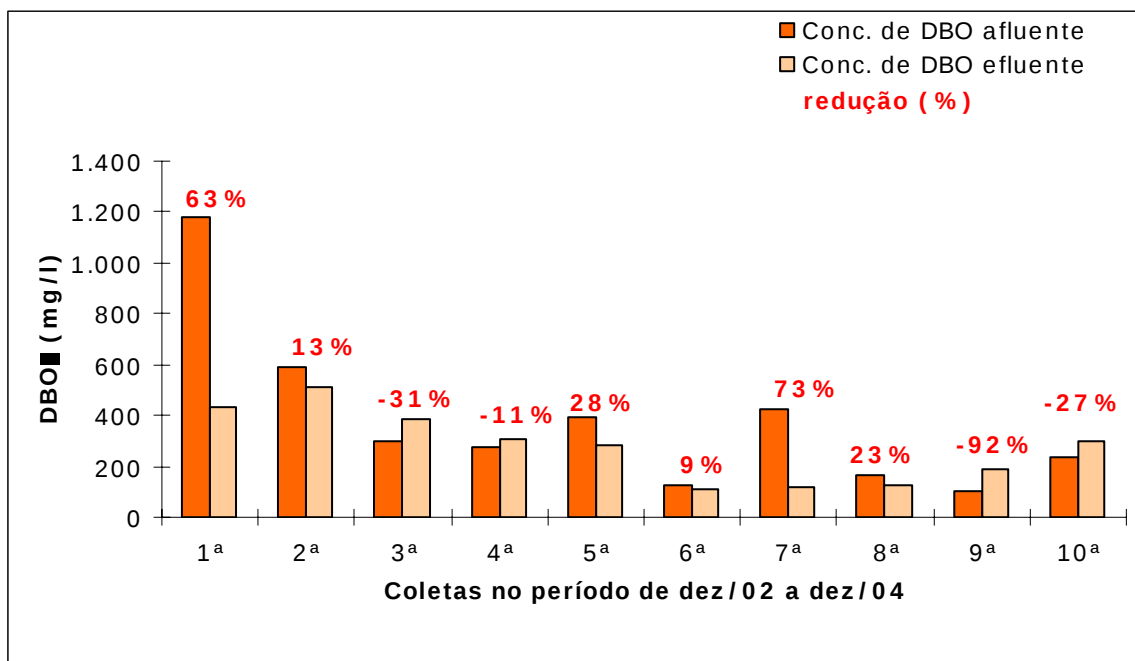


Figura 5.14 - Concentração de DBO no percolado afluente e efluente à barreira de solo do SBQ da Célula I.

As reduções de DBO registradas tanto podem ser atribuídas à degradação por microrganismos presentes no solo como a retenção física de sólidos. Por outro lado, o aumento da DBO efluente pode estar relacionado ao desprendimento de matéria orgânica aderida nas partículas do solo através do processo de colmatação ou em forma de biofilme, passível de ser lixiviada por aumentos de vazão.

Sistema Bioquímico

Quando considerada a totalidade (leito vegetado e BRS) do sistema Bioquímico da Célula I a diferença do que entra de DBO em relação ao que sai foi de 47% em média, Figura 5.15. Os valores de DBO registrados na saída foram menores que os da entrada, exceto para a 9ª coleta quando a relação DQO/DBO foi de 44,37 prejudicando a eficiência do tratamento em todas as etapas do processo. O bom desempenho do sistema mostrado na 6ª coleta ratifica a influência da quantidade de substâncias inorgânicas presentes no percolado, visto que o melhor desempenho foi obtido quando a relação DQO/DBO foi de apenas 1,15.

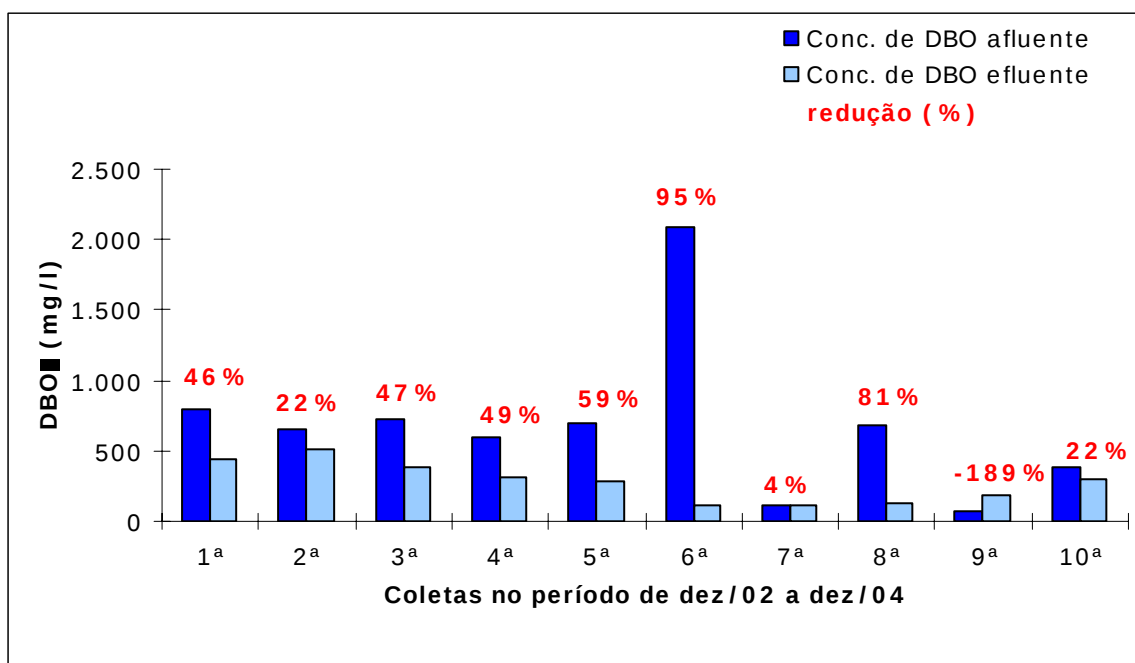


Figura 5.15 – Concentração de DBO no percolado afluyente e efluente ao SBQ da Célula I.

Os resultados mostram que em certos casos a deficiência em alguma fase foi compensada com o bom desempenho de outra fase, ou seja, a DBO liberada no leito vegetado ficava retida na barreira ou a desorção de matéria orgânica na barreira foi significativamente inferior à DBO retida no leito vegetado.

5.3.1.2 CÉLULA II

Neste subitem serão abordados os resultados de DBO do período de agosto a dezembro de 2004 obtidos a partir das análises feitas nas amostras coletadas na Célula II¹. O número de coletas foi relativamente pequeno, acarretando uma avaliação que não tem caráter conclusivo. Na Célula II, os valores da DBO na entrada do SBQ variaram entre 66 e 2094 mg/L e entre 50 e 197 mg/L na saída. As variações entre as concentrações de DBO na saída de cada fase da Célula II em relação à entrada são mostradas nas Figura 5.16 a Figura 5.19.

Barreiras de Areia

Na Célula II, a barreira de areia se mostrou potencialmente eficiente na retenção de DBO. Essa retenção é, praticamente, física já que não há tempo suficiente para ocorrer biodegradação. A Figura 5.16 mostra que a concentração na saída foi inferior à da entrada em quatro das cinco coletas efetuadas. Lembrando que o percolado de entrada da 4ª coleta na Célula II equivale ao percolado de entrada da 9ª coleta na Célula I, portanto a coleta na qual a concentração de DBO na saída foi maior do que na entrada refere-se a uma relação DQO/DBO de 44,37.

Leito de Pedras

A Figura 5.17 mostra os resultados do leito pedras da Célula II. Observa-se que a concentração de DBO na saída foi significativamente maior do que na entrada a partir do terceiro mês do sistema em operação (3ª. coleta).

¹ Não houve tempo suficiente para o surgimento da vegetação, portanto só está sendo contabilizado o efeito das pedras no tratamento.

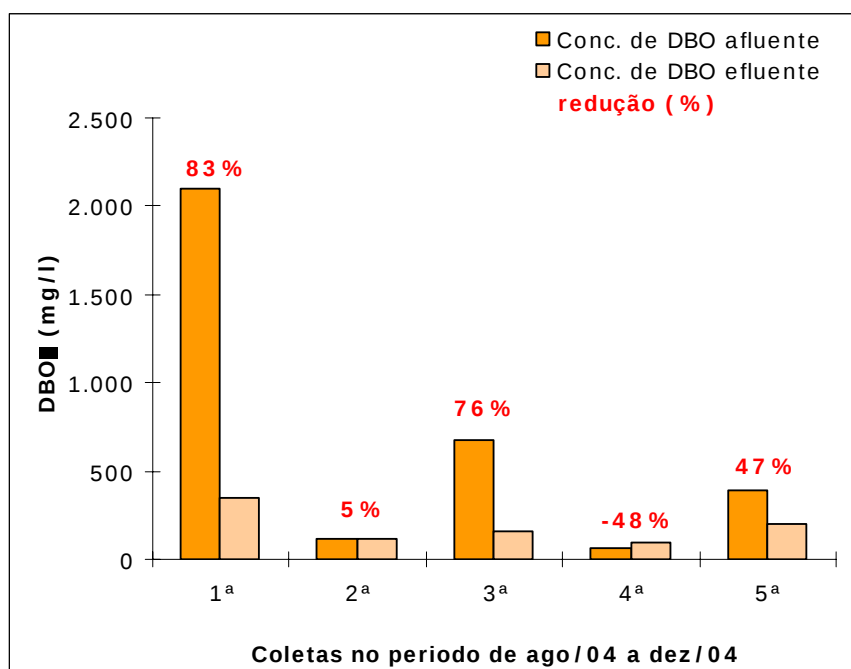


Figura 5.16 - Concentração de DBO no percolado afluente e efluente à barreira de areia do SBQ da Célula II.

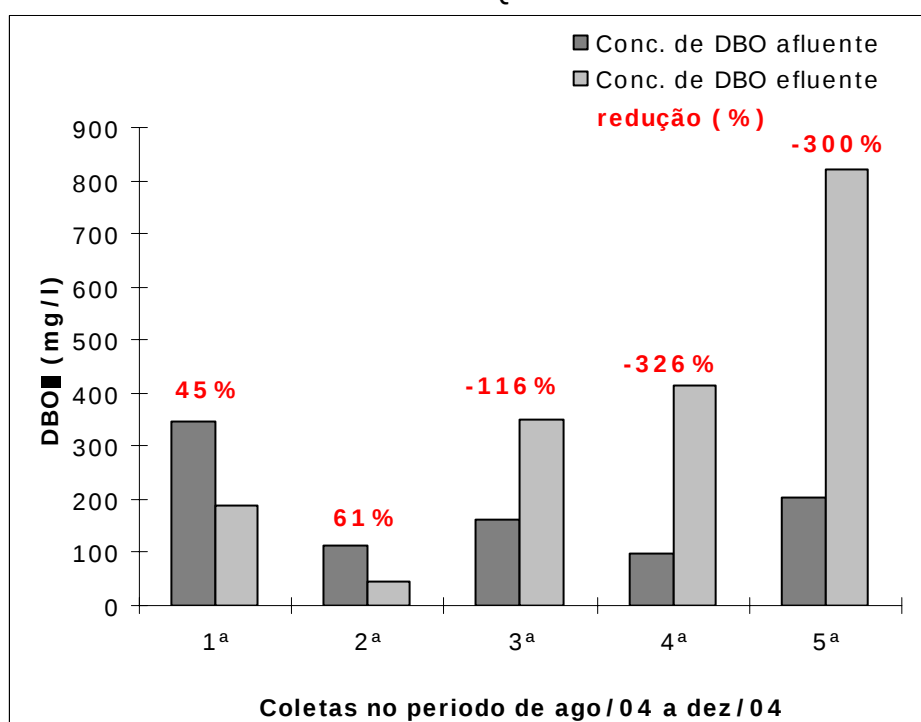


Figura 5.17 - Concentração de DBO no percolado afluente e efluente ao leito de pedra do SBQ da Célula II.

O aumento da DBO no leito de pedras pode estar relacionado ao processo de sedimentação devido ao acúmulo de sedimentos no fundo da célula, visto que, no período das coletas as concentrações de sólidos totais

foram elevadas, como mostra a Tabela 5.5. O baixo desempenho do leito de pedras quando comparado ao leito vegetado (pedras + Taboa, sub-item 6.3.1.1) indica o potencial de redução de DBO da fitorremediação.

Tabela 5.5 - Concentração de sólidos totais em mg/L na entrada do leito de pedras.

1ª Coleta	2ª Coleta	3ª Coleta	4ª Coleta	5ª Coleta
5.866	6.916	7.528	9.203	11.770

Barreira Reativa de Solo

A BRS usada na Célula II apresentou resultados satisfatórios a partir da 3ª coleta, Figura 5.18. Assim como ocorreu na Célula I, as reduções de DBO tanto podem ser atribuídas à degradação por microrganismos presentes no solo, como à retenção física de sólidos em suspensão.

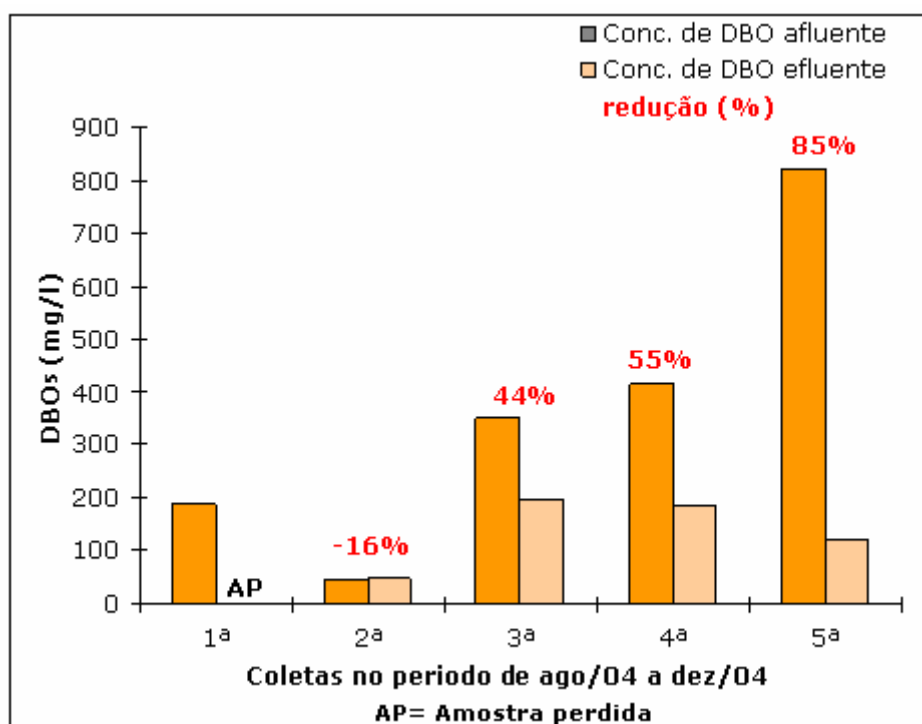


Figura 5.18 - Concentração de DBO no percolado afluente e efluente à barreira de solo do SBQ da Célula II.

Sistema Bioquímico

Quando considerada a totalidade (BRS de areia, leito vegetado e BRS de argila) do sistema Bioquímico na Célula II, a Figura 5.19 indica que o sistema estudado é um potencial redutor de DBO. Assim como ocorreu na Célula I, o mau desempenho de uma etapa pode ter sido compensado pelo bom desempenho de outra etapa. Na Célula II, o resultado do leito de pedras sem a vegetação foi insatisfatório, no entanto a BRS argilosa demonstrou eficiência na retenção, contribuindo para o bom resultado do sistema com um todo.

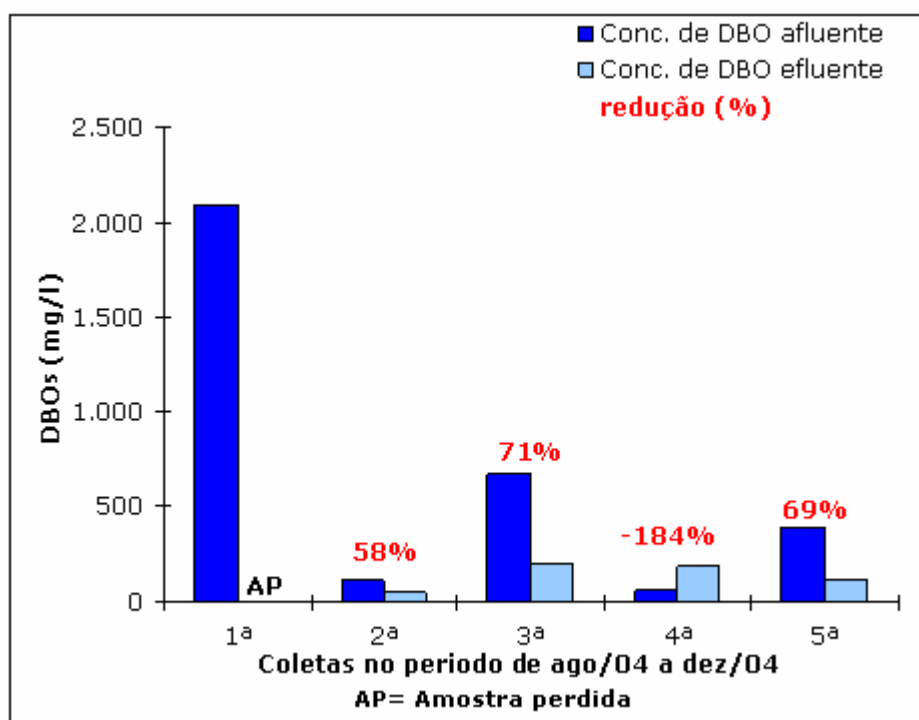


Figura 5.19 - Concentração de DBO no percolado afluente e efluente SBQ da Célula II.

5.3.1.3 CÉLULA I VERSUS CÉLULA II

Neste subitem serão comparados os desempenhos de ambas as células a partir de agosto de 2004 quando a Célula II entrou em operação. Vale lembrar que, desse mês em diante os sistemas passaram a operar paralelamente, tendo como afluente o mesmo percolado proveniente da lagoa facultativa 3 da ETC do aterro da Muribeca. Portanto, a entrada da 6ª, 7ª, 8ª, 9ª e 10ª coletas da Célula I equivale à entrada da 1ª, 2ª, 3ª, 4ª e 5ª coleta da

Célula II, repectivamente. A Figura 5.20 mostra o desempenho das duas células em relação às concentrações de DBO afluentes e efluentes ao sistema.

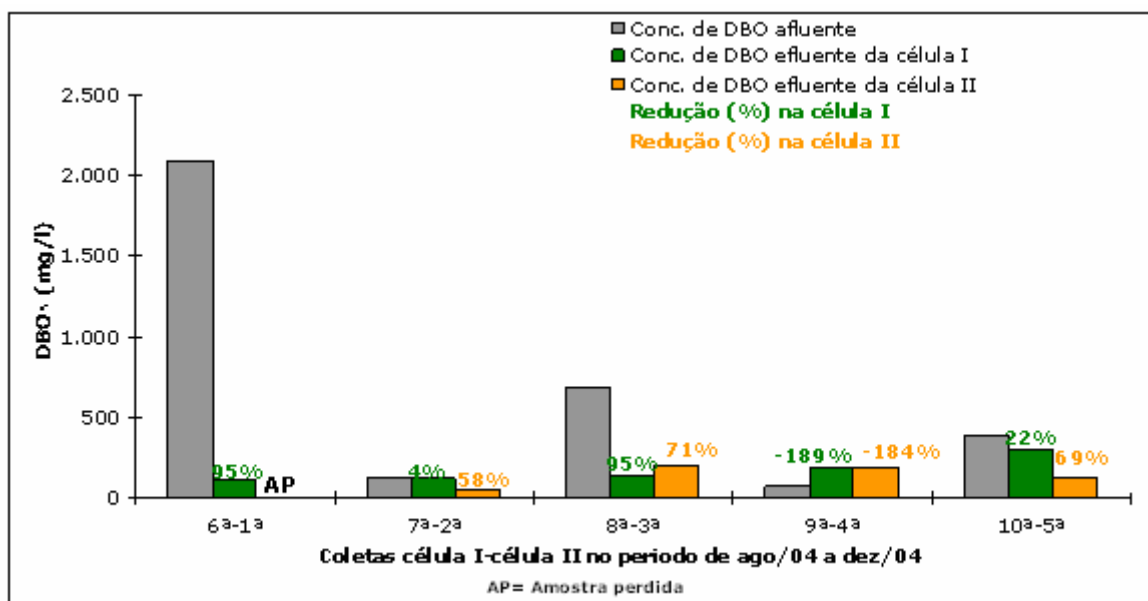


Figura 5.20 - Concentração de DBO no percolado afluente e efluente SBQ das Células I e II.

Como pode ser visto na Figura 5.20, comparativamente os resultados das Células I e II não foram conclusivos. Na 6^a-1^a coleta houve uma redução significativa (95%) da DBO na Célula I. As Figuras 5.16 e 5.17 apontam para uma também expressiva redução na Célula II. Na 10^a-5^a coleta embora tenha ocorrido um aumento significativo da DBO no leito de pedras da Célula II (Figura 5.17), fazendo com que a DBO afluente à barreira de solo fosse de 821mg/L, a DBO do efluente final após a BRS foi de 120mg/L. Enquanto que, na Célula I a DBO afluente à barreira de solo foi 237mg/L e a efluente foi de 301mg/L. Portanto, nesse caso, a BRS argilosa da Célula II foi o fator determinante na superioridade do resultado final em relação à Célula I. Vale lembrar que, as BRS das Células I e II foram preenchidas com diferentes tipos de solo e a BRS da Célula I entrou em operação quatro meses antes da barreira da Célula II.

5.3.2 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO)

5.3.2.1 CÉLULA I

Na Célula I, os valores da DQO na entrada variaram entre 1.931 e 4.363 mg/L, assim como na saída variaram entre 1.385 e 3.341 mg/L, Tabela 5.6. As variações entre as concentrações de DQO na saída de cada fase da Célula I em relação à entrada são mostradas nas Figura 5.21 e Figura 5.23.

Tabela 5.6 - Valores mínimos, máximos e médios da concentração de DQO em cada fase do SBQ da Célula I.

	Concentração de DQO em mg/L								
	Leito Vegetado			BRS			SBQ		
	min.	max.	média	min.	max.	média	min.	max.	média
Entrada	1.931	4.363	2.951	1.269	4.219	2.555	1.931	4.363	2.951
Saída	1.269	4.219	2.555	1.385	3.341	2.223	1.385	3.341	2.223

Leito Vegetado

A maioria dos resultados do leito vegetado da Célula I registrou valores de DQO na saída menores que os da entrada, Figura 5.21.

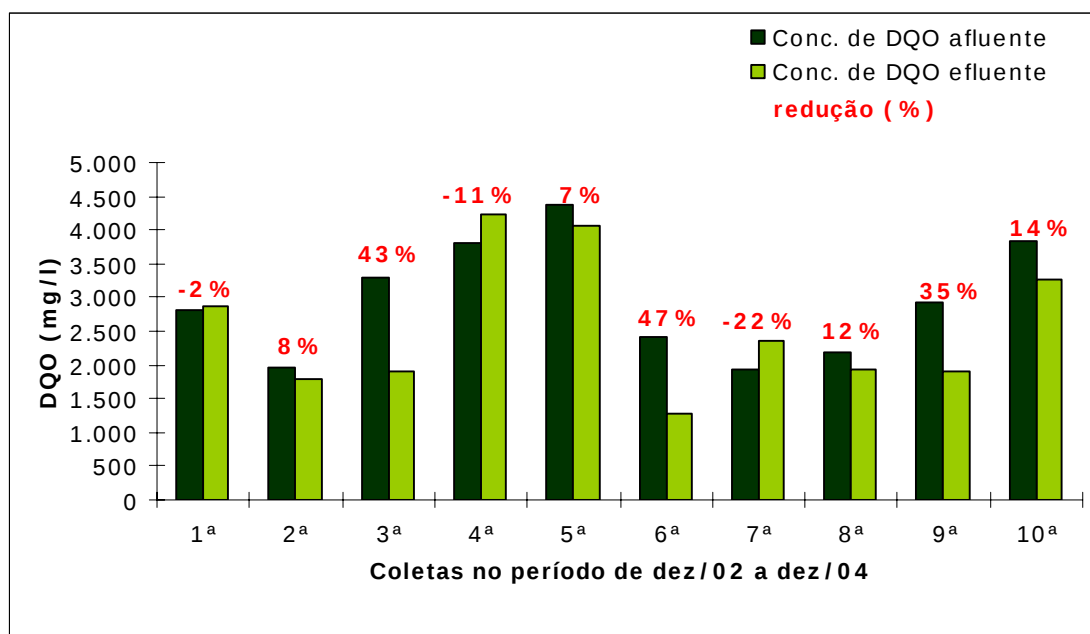


Figura 5.21 - Concentração de DQO no percolado afluyente e efluente ao leito vegetado do SBQ da Célula I.

Considerando a 2^a, 3^a, 5^a, 6^a, 8^a, 9^a e 10^a coleta, a média de remoção foi de 24%. Essa redução pode ser devida aos processos químicos e físicos de complexação, floculação e sedimentação de substâncias inorgânicas; e absorção radicular.

Na 1^a, 4^a e 7^a coleta houve um aumento de DQO efluente em relação à DQO afluente. Na 1^a coleta o aumento da DQO pode ser atribuído ao decaimento das mudas de Taboa transplantadas, assim como na 4^a e na 7^a coleta o aumento da DQO pode ter sido provocado pela decomposição da rizosfera putrefaça cuja composição é formada por vários elementos químicos, como Cr, Fe, Mn, Ni, NH_4^+ , P, NO_3 , Cl^- , Zn, etc. O fato da vegetação apresentar um aumento no grau de atrofiamento a cada nova geração ratifica a possibilidade de acúmulo de toxicidade nas Taboas. O aumento progressivo (2%, 11% e 22%) na DQO efluente em relação à afluente, nos períodos em que ocorreu o decaimento (1^a, 4^a e 7^a coleta) da vegetação pode ser reflexo da decomposição de uma rizosfera putrefaça cada vez mais tóxica. Além disso, a eventual desorção de substâncias aderidas ao leito de pedra pode contribuir para aumentar a DQO nesta região.

Barreiras Reativas de Solo

Os diferentes tipos de BRS usadas na Célula I apresentaram resultados diferenciados quanto à redução de DQO do percolado afluente, Figura 5.22. Em metade das análises realizadas o resultado foi positivo. Na outra metade houve um pequeno aumento na DQO efluente a BRS.

As reduções de DQO registradas podem ser atribuídas à biodegradação da matéria orgânica por microrganismos presentes no solo e à sorção de substâncias inorgânicas. Por outro lado, o aumento da DQO efluente pode estar relacionado à desorção das substâncias sorvidas anteriormente e facilmente liberadas por alteração nas características do percolado, por exemplo, pH e temperatura.

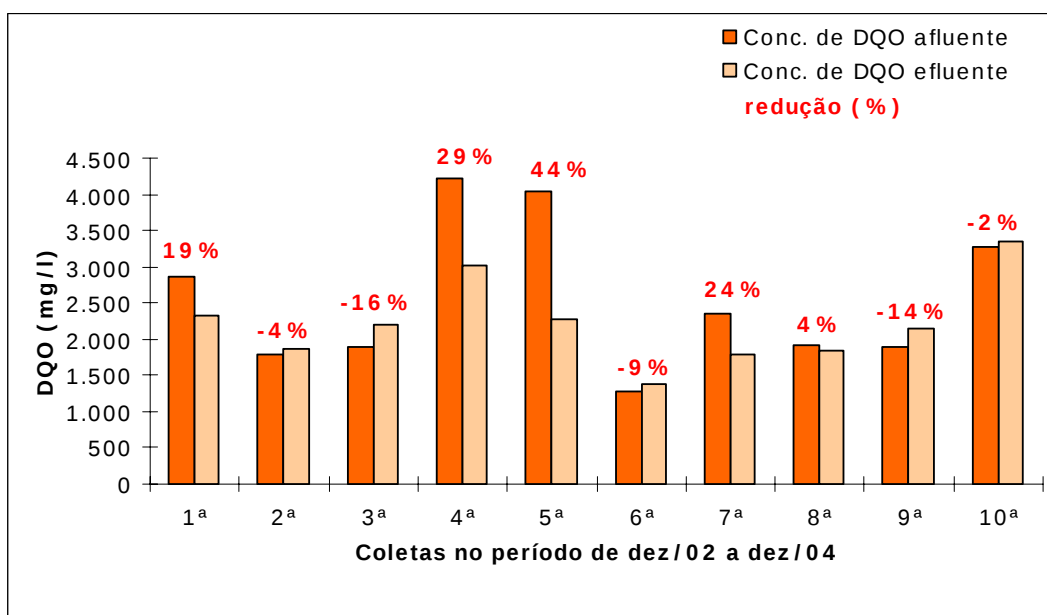


Figura 5.22 - Concentração de DQO no percolado afluente e efluente à barreira de solo do SBQ da Célula I.

Sistema Bioquímico

Quando considerada a totalidade (leito vegetado e BRS) do sistema Bioquímico da Célula I a diferença do que entra de DQO em relação ao que sai foi de 23% em média, Figura 5.23. Em todas as coletas os valores de DQO registrados na saída foram menores que os da entrada.

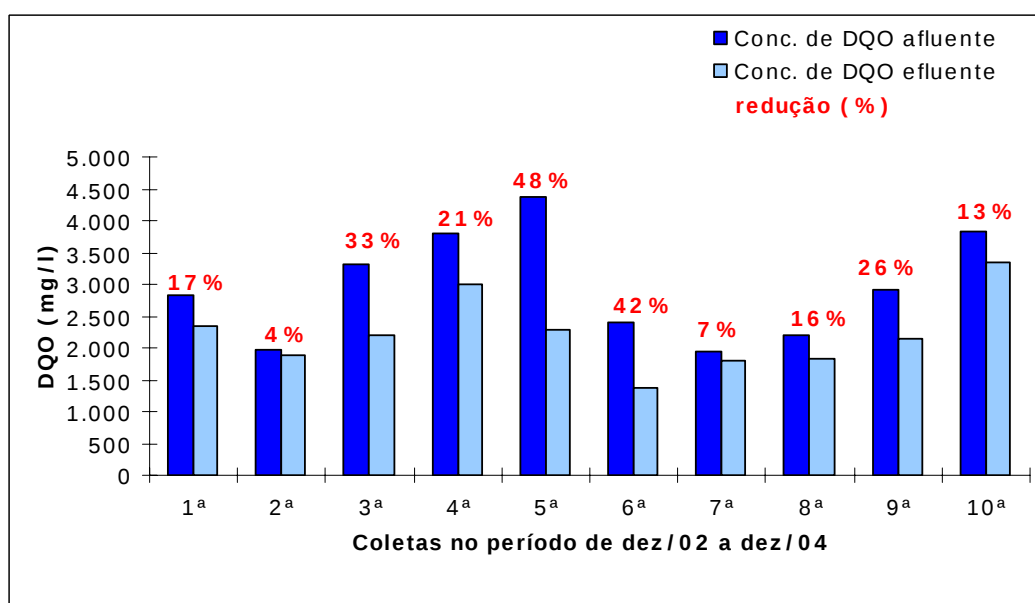


Figura 5.23 - Concentração de DQO no percolado afluente e efluente ao SBQ da Célula I.

5.3.2.2 CÉLULA II

Na Célula II, os valores da DQO na entrada do SBQ variaram entre 1.931 e 3.828 mg/L e entre 1.784 e 3.714 mg/L na saída, Tabela 5.7. As variações entre as concentrações de DQO na saída de cada fase da Célula II em relação à entrada são mostradas nas Figura 5.24 a Figura 5.27.

Tabela 5.7 - Valores mínimos, máximos e médios da concentração de DQO em cada fase do SBQ da Célula II.

	Concentração de DQO em mg/L											
	BRS (areia)			Leito de Pedras*			BRS			SBQ		
	min	max	méd	min	max	méd	min	max	méd	min	max	méd
Entrada	1.931	3.828	2.664	1.833	3.460	2.312	896	3.634	2.277	1.931	3.828	2.664
Saída	1.833	3.460	2.312	896	3.634	2.277	1.784	3.714	2.310	1.784	3.714	2.310

*Não houve tempo suficiente para o surgimento da vegetação, portanto só está sendo contabilizado o efeito das pedras no tratamento.

Barreiras de Areia

Na Célula II, a barreira de areia se mostrou potencialmente eficiente na retenção de DQO. Essa retenção é, praticamente, física já que não há tempo suficiente para ocorrer biodegradação e formação de biofilme. A Figura 5.24 mostra que a concentração na saída foi inferior a da entrada nas cinco coletas efetuadas.

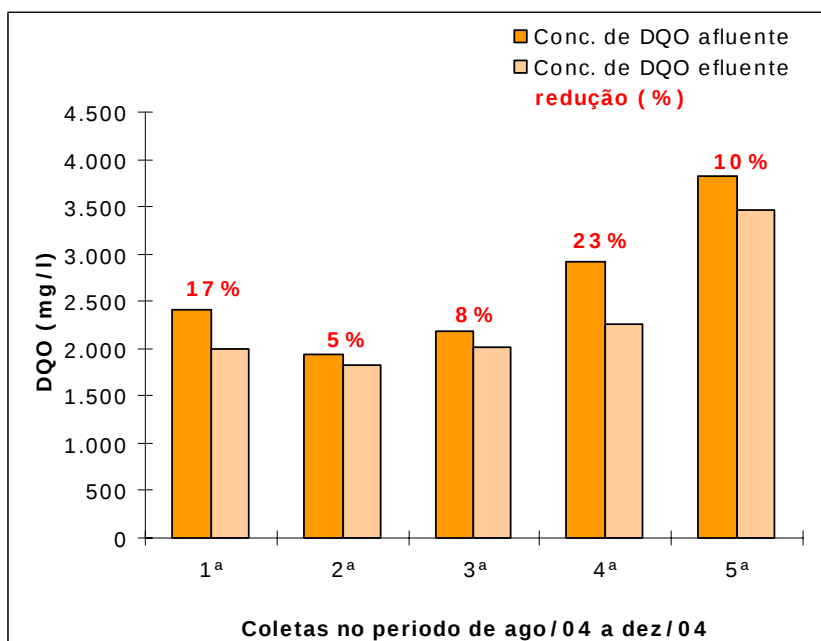


Figura 5.24 - Concentração de DQO no percolado afluente e efluente à barreira de areia do SBQ da Célula II.

Leito de Pedras

A Figura 5.25 mostra os resultados do leito pedras da Célula II. Observa-se que a concentração de DQO na saída foi maior do que na entrada a partir do terceiro mês do sistema em operação, semelhantemente ao que ocorreu com a DBO (Figura 5.17). Portanto, o aumento da DQO no leito de pedras também pode estar relacionado ao acúmulo de sedimentos no fundo da célula, principalmente à fração não-volátil acumulada durante o período das coletas. As concentrações da fração não-volátil afluentes ao leito de pedras são mostradas na Tabela 5.8.

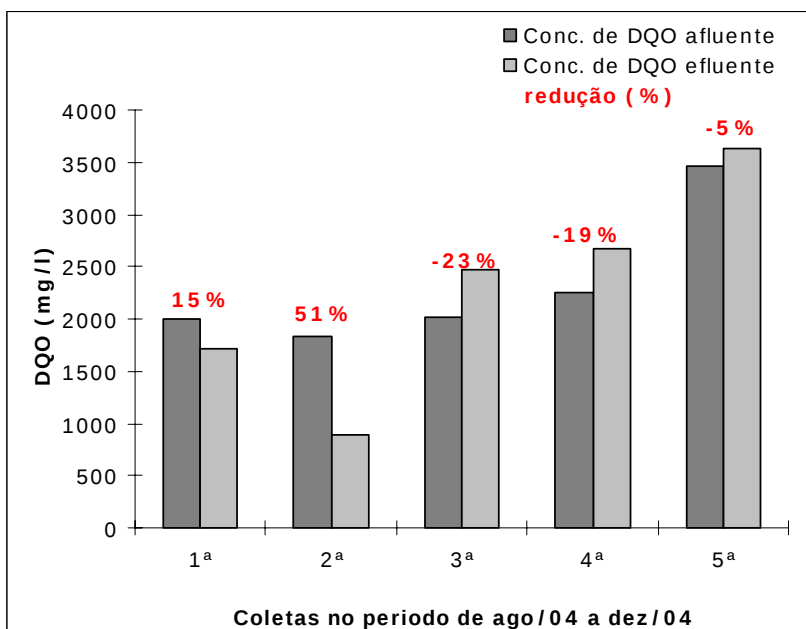


Figura 5.25 - Concentração de DQO no percolado afluente e efluente ao leito de pedra do SBQ da Célula II.

Tabela 5.8 - Concentração de sólidos não-voláteis em mg/L na entrada do leito de pedras.

	1ª Coleta	2ª Coleta	3ª Coleta	4ª Coleta	5ª Coleta
Afluente	4.573	5.454	6.128	7.552	9.303

Barreira Reativa de Solo

Os resultados de DQO na BRS usada na Célula II foram dispersos, Figura 5.26. Nas duas coletas feitas nos dois primeiros meses de operação do

sistema houve um aumento na concentração de DQO na saída em relação à entrada. Na 3ª e 4ª coleta, a concentração de DQO efluente à BRS foi 22 e 15% menor que a afluyente, respectivamente. Na quinta coleta a concentração de DQO da saída foi 2% acima da concentração na entrada.

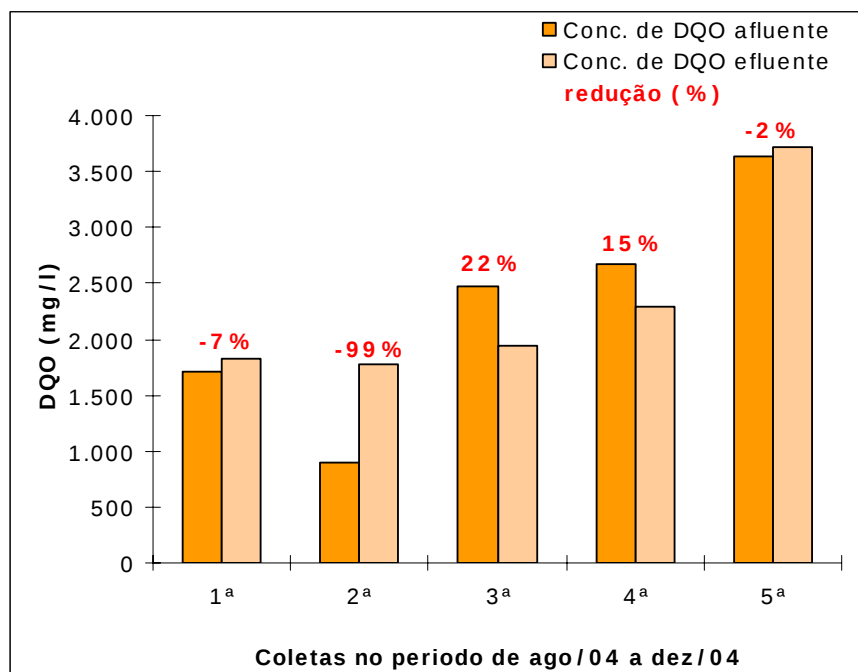


Figura 5.26 - Concentração de DQO no percolato afluyente e efluente à barreira de solo do SBQ da Célula II.

Os resultados mostrados na Figura 5.26 podem estar relacionados à vazão de entrada no SBQ -que é proporcional à vazão na entrada da ETC, e/ou à relação DQO/DBO. Na Tabela 5.9 são apresentadas as vazões na entrada da ETC e as relações DQO/DBO na entrada do SBQ referente aos dias de coleta. A lixiviação de substâncias inorgânicas presentes na barreira referente à 1ª e 2ª coletas, pode ter sido provocada pela vazão relativamente alta. Na segunda coleta, quando a concentração de DQO da saída foi 99% acima da entrada, além da maior vazão, o valor da relação DQO/DBO também foi alto. O melhor resultado foi obtido na 3ª coleta (DQO efluente 22% menor que a afluyente), verifica-se que essa coleta ocorreu quando foi registrada a menor vazão (0,45 l/s) bem como a segunda menor relação DQO/DBO (12). Na 4ª coleta, apesar da relação DQO/DBO elevada, houve uma diminuição da concentração DQO efluente, que pode ser atribuída à sorção de substâncias

inorgânicas pelo solo da BRS. Na 5ª coleta, mesmo tendo a relação DQO/DBO inferior e vazão igual à da quarta coleta, o resultado mostra um ligeiro aumento (2%) na DQO efluente, que pode ter sido ocasionado pela saturação da BRS e, consequentemente, desprendimento do material sorvido.

Tabela 5.9 - Resultados de vazão na entrada da ETC e da relação DQO/DBO na entrada do SBQ nos dias de coleta.

	1ª Coleta	2ª Coleta	3ª Coleta	4ª Coleta	5ª Coleta
Vazão (l/s)	1,47	2,02	0,45	0,78	0,78
DQO/DBO	6	16	12	23	17

Sistema Bioquímico

Quando considerada a totalidade (BRS de areia, leito de pedras e BRS de argila) do sistema Bioquímico na Célula II apresenta-se como um sistema potencialmente capaz de reduzir DQO. Assim como ocorreu na Célula I, em todas as coletas foram registradas concentrações de DQO na saída menores do que na entrada, Figura 5.27.

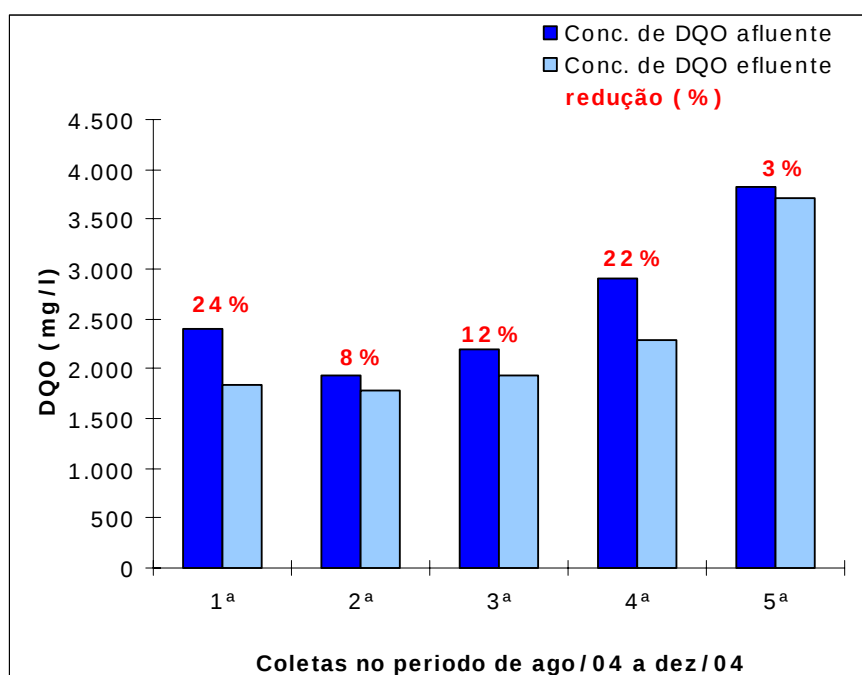


Figura 5.27 - Concentração de DQO no percolado afluyente e efluente SBQ da Célula II.

5.3.2.3 CÉLULA I VERSUS CÉLULA II

Os resultados da DQO efluente das Células I e II, operando em paralelo e tendo como afluente o percolado tratado na ETC, são apresentados na Figura 5.28, onde pode-se observar a concentração de DQO afluente das duas células, assim como as concentrações na saída de cada uma delas.

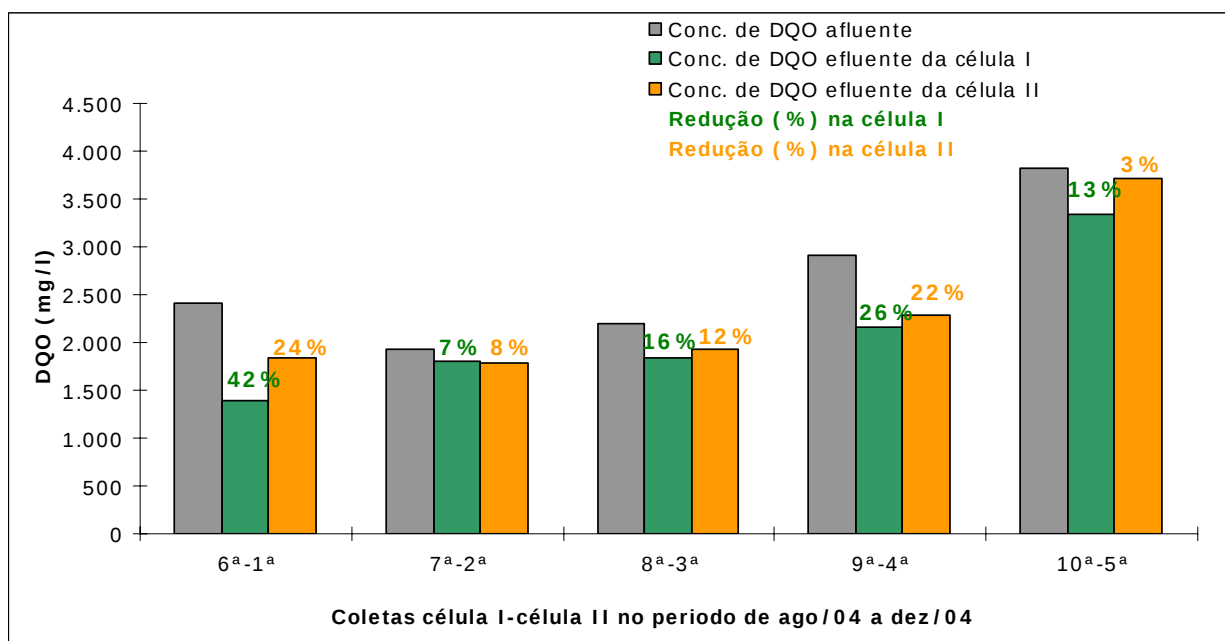


Figura 5.28 - Concentração de DQO no percolado afluente e efluente SBQ das Células I e II.

Tanto na Célula I como na Célula II as concentrações de DQO na saída foram sempre inferiores às da entrada. Porém, a Célula I apresentou melhores resultados em todas as coletas. Na Célula I, o leito vegetado foi, ao que tudo indica, a etapa do tratamento que mais contribuiu para redução da DQO, exceto na 7^a coleta onde a BRS foi mais eficiente (Figuras Figura 5.21 a Figura 5.22). Este fato pode estar relacionado à presença de solo nos vazios do leito, pois, parte da camada de solo da cobertura se infiltrava no leito durante as operações de manutenção e replantio das mudas de Taboa. Na Célula II, cada uma das etapas foi destaque na redução da DQO de uma ou mais coleta: a barreira de areia na 1^a, 4^a e 5^a; o leito de pedras na 1^a e 2^a; e a BRS na 3^a e na 4^a (Figura 5.24 a Figura 5.27).

5.3.3 METAIS

Foram analisadas as concentrações de Fe, Mn, Cr, Cu, Zn, Co, Pb, Cd e Ni do percolado afluente e efluente às Células I e II, nas várias etapas do SBQ, e os resultados são apresentados a seguir.

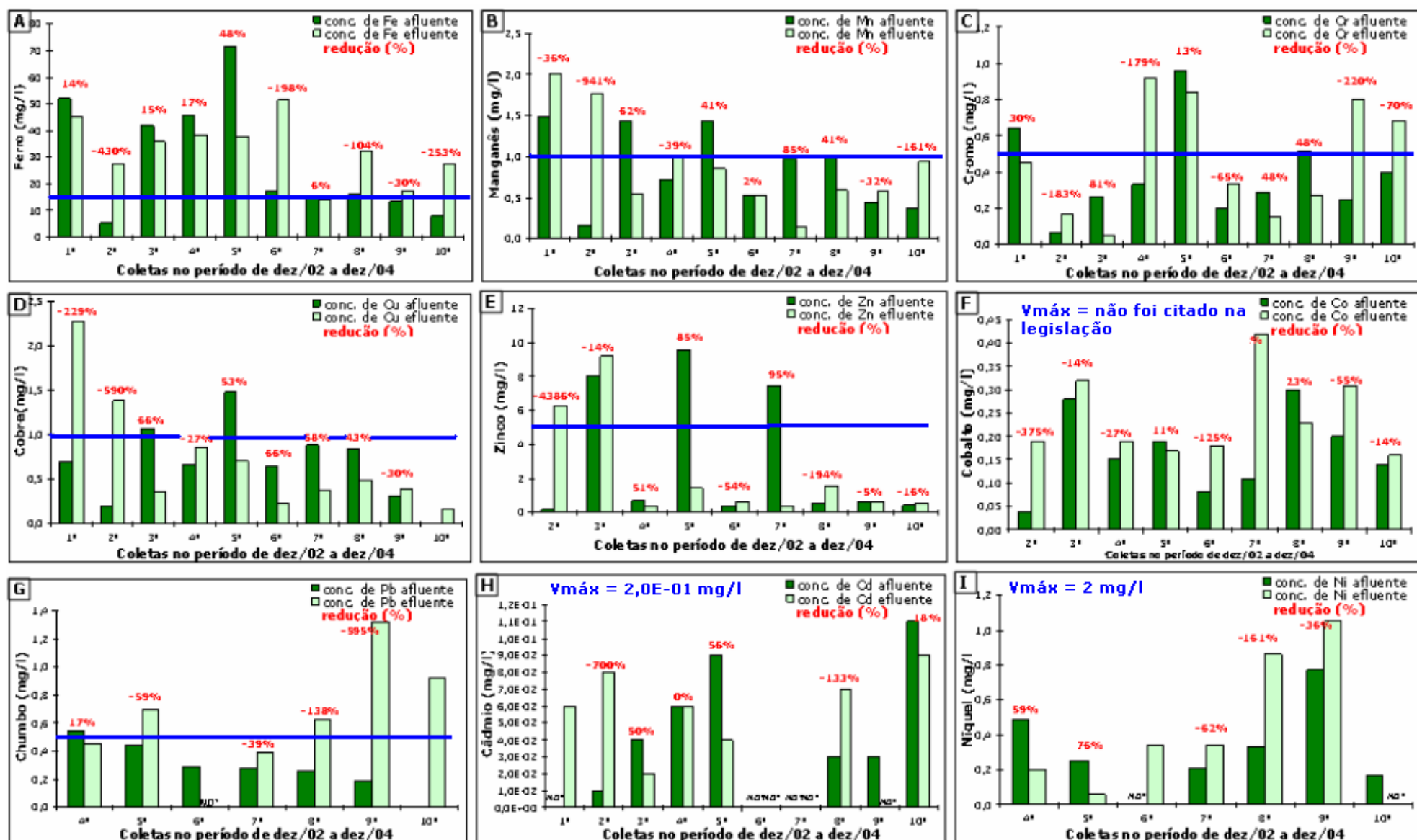
5.3.3.1 CÉLULA I

As Figuras 5.29 a 5.31 mostram os resultados referentes à Célula I. A falta de regularidade na remoção dos metais pode ser observada tanto no leito vegetado quanto na barreira de solo e, conseqüentemente, no SBQ como um todo.

Leito Vegetado

A Figura 5.29 apresenta a variação dos metais verificada nas análises do percolado no leito vegetado para as várias coletas realizadas. Observa-se que houve uma grande dispersão nos resultados encontrados para todos os metais analisados. Isso pode ter ocorrido como conseqüência da instabilidade química dos sedimentos, visto que os mesmos podem agir como possíveis fontes de poluição de metais pesados, os quais não são permanentemente fixados por eles, podendo ser novamente disponibilizados para o percolado, através de variações nas condições ambientais tais como mudanças de pH, de potencial redox, ou pela presença de quelantes orgânicos.

A mobilização pode ser causada por: a) elevada concentração salina, na qual os cátions de metais alcalinos e alcalino-terrosos podem competir com os íons metálicos sorvidos nas partículas sólidas; b) mudanças da condição redox, geralmente associadas à diminuição do potencial de oxigênio, fazendo com que hidróxidos de ferro e manganês sejam parcial ou completamente dissolvidos, além de liberar parte dos metais pesados incorporados ou sorvidos; c) presença de substâncias que podem formar complexos solúveis de alta estabilidade com metais que se encontram sorvidos a partículas sólidas, LEMES ET AL (2003). Além desses processos pelos quais os metais pesados são disponibilizados do sedimento para o percolado ou para as plantas, existem processos bioquímicos de transformação por processos bioquímicos.



— Valor máximo permitido para lançamento de efluentes (CONAMA, 2005)

Figura 5.29 - Concentração de metais no percolado afluente e efluente ao leito vegetado do SBQ da Célula I. *ND: valor menor que 0,005 mg/L.

Barreiras Reativas de Solo

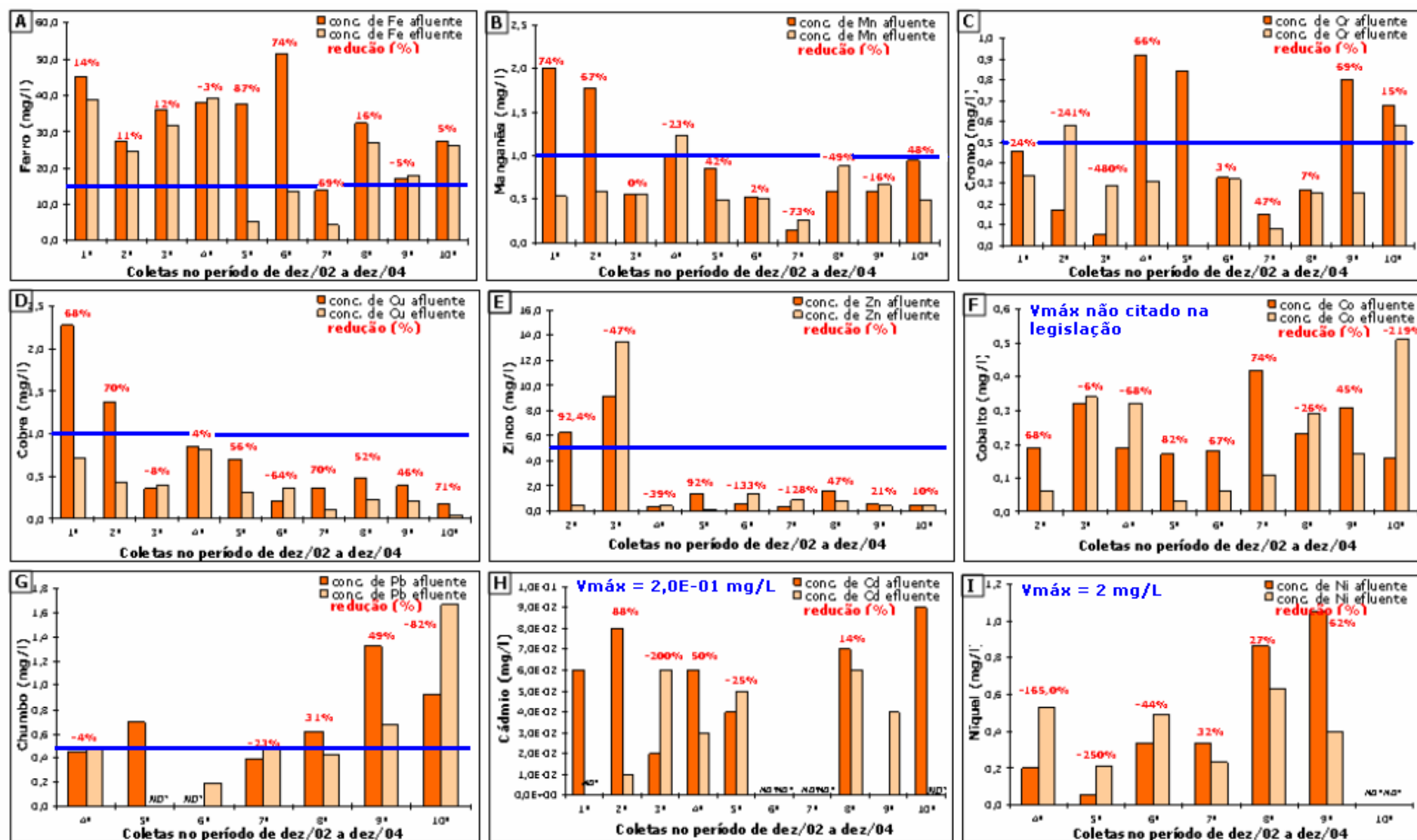
As BRS usadas na Célula I (BRS I a BRS IV) também apresentaram resultados diferenciados em relação à sorção de metais, como mostra a Figura 5.30. A dispersão dos dados pode estar relacionada à instabilidade do meio. Os ensaios que serão apresentados no sub-item 5.4.1.3 mostram que o percolado em contato com o solo promove reações tanto de sorção quanto desorção.

Foram testadas diferentes composições para a BRS. Inicialmente foi usado apenas solo argiloso (BRS I), em seguida foi feita uma opção por uma barreira de areia com 1% de carvão em peso (BRS II). Comparados os resultados entre a BRS I e a BRS II, foi observado que a remoção de DBO e DQO quando o sistema operou com a BRS I foi maior do que com a BRS II. As BRS III e IV também foram feitas de uma mistura de solo argiloso e carvão, com a porcentagem de carvão correspondendo (em peso) a 6% e 10%, respectivamente.

Os materiais usados nas barreiras sofreram mudanças físicas e químicas após o contato com percolado, tanto no material com carvão quanto no solo 100% argiloso. A principal alteração nas características dos solos usados foi em relação à percentagem de finos e, conseqüentemente, à atividade do solo (sub-item 5.2).

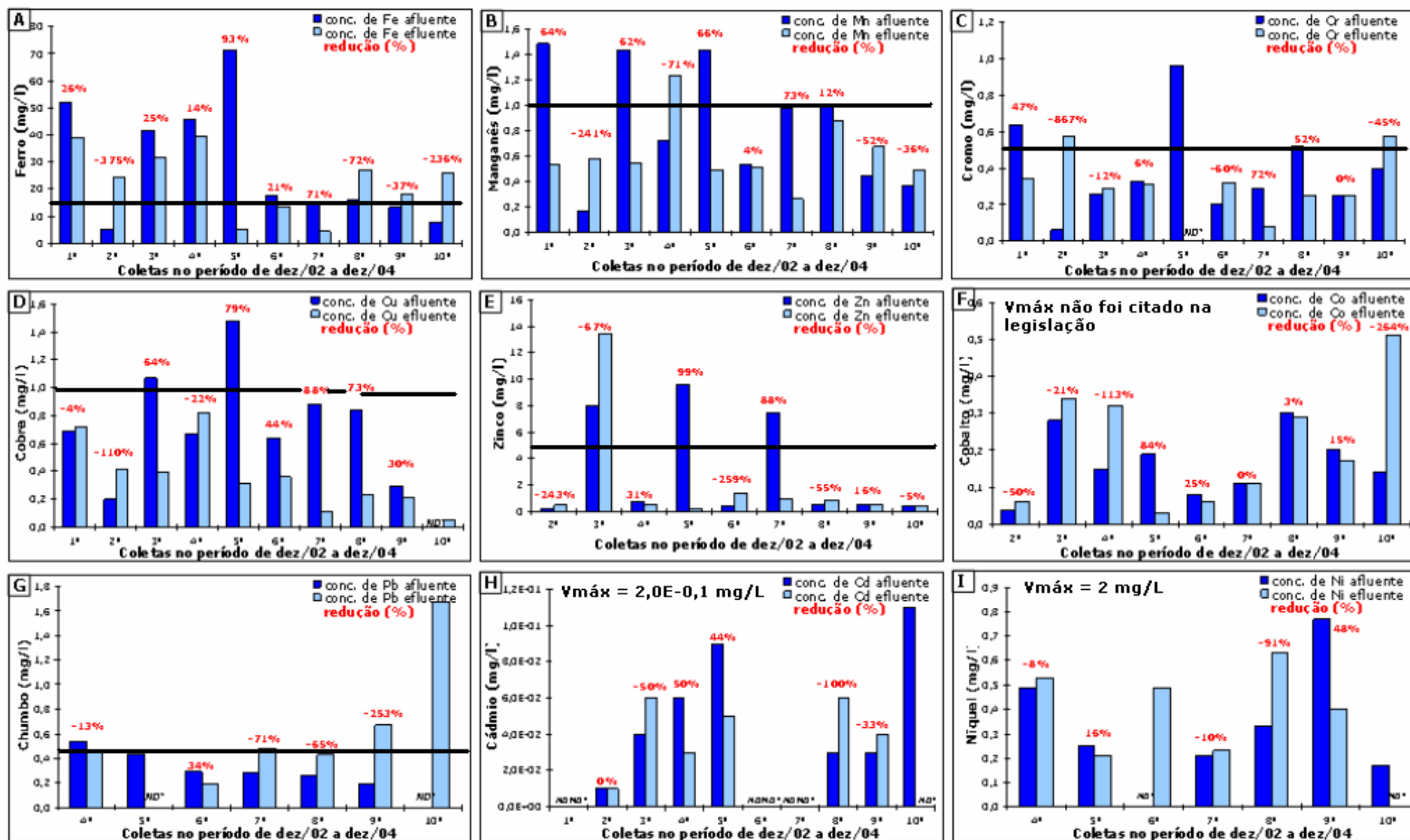
Sistema Bioquímico

O resultado do sistema Bioquímico como um todo foi tão disperso quanto o do leito vegetado e da barreira em separado, Figura 5.31. Isso era esperado, já que o resultado do sistema é consequência do desempenho obtido nas duas fases. Possivelmente, a não regularidade no desempenho do SBQ na remoção dos metais pode ser devido à variabilidade da composição do percolado, que afeta diretamente a biota e promove complexas reações químicas. As modificações no percolado e, conseqüentemente, no meio, tanto pode ser benéfica quanto prejudicial à remoção dos metais.



— Valor máximo permitido para o lançamento de efluentes (CONAMA, 2005)

Figura 5.30 - Concentração de metais no percolado afluente e efluente à barreira de solo do SBQ da Célula I. *ND: valor menor que 0,005 mg/L



— Valor máximo permitido para lançamento de efluentes (CONAMA, 2005)

Figura 5.31. Concentração de metais no percolado afluente e efluente ao SBQ da Célula I. *ND: valor menor que 0,005 mg/L

5.3.3.2 CÉLULA II

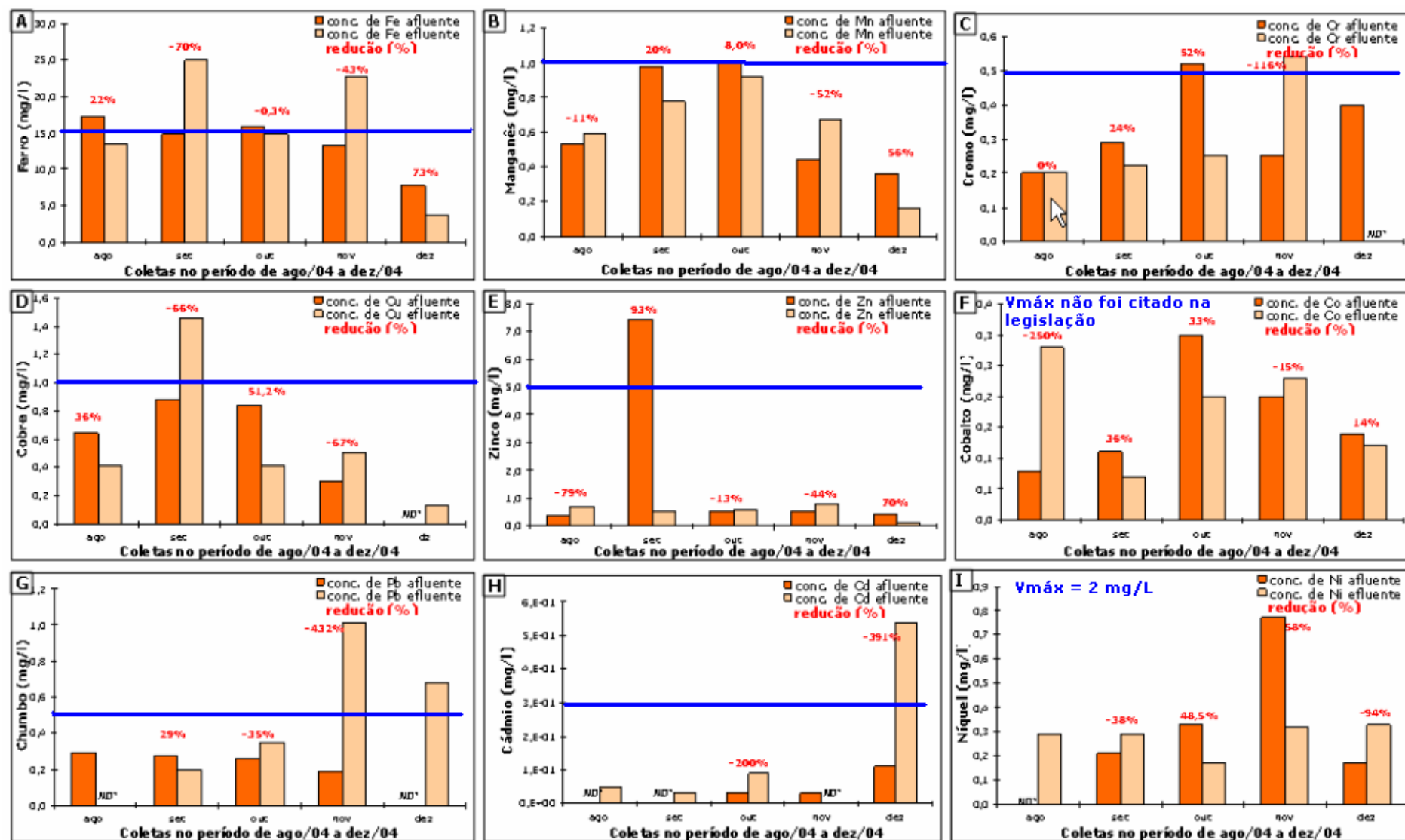
As Figuras de 5.32 a 5.35 mostram os resultados referentes à Célula II. Assim como na Célula I, a falta de regularidade na remoção dos metais pode ser observada em todas as fases do sistema e, conseqüentemente, no SBQ como um todo.

Barreira de Areia

Areias puras são materiais considerados inertes, no entanto, pode haver a retenção de sólidos orgânicos como conseqüência do contato com o percolado. Neste caso pode ocorrer o surgimento de um potencial sortivo. Portanto, possivelmente, as alterações na concentração dos metais apresentadas na Figura 5.32 podem ter sido devido à existência de biofilme nos grãos de areia.

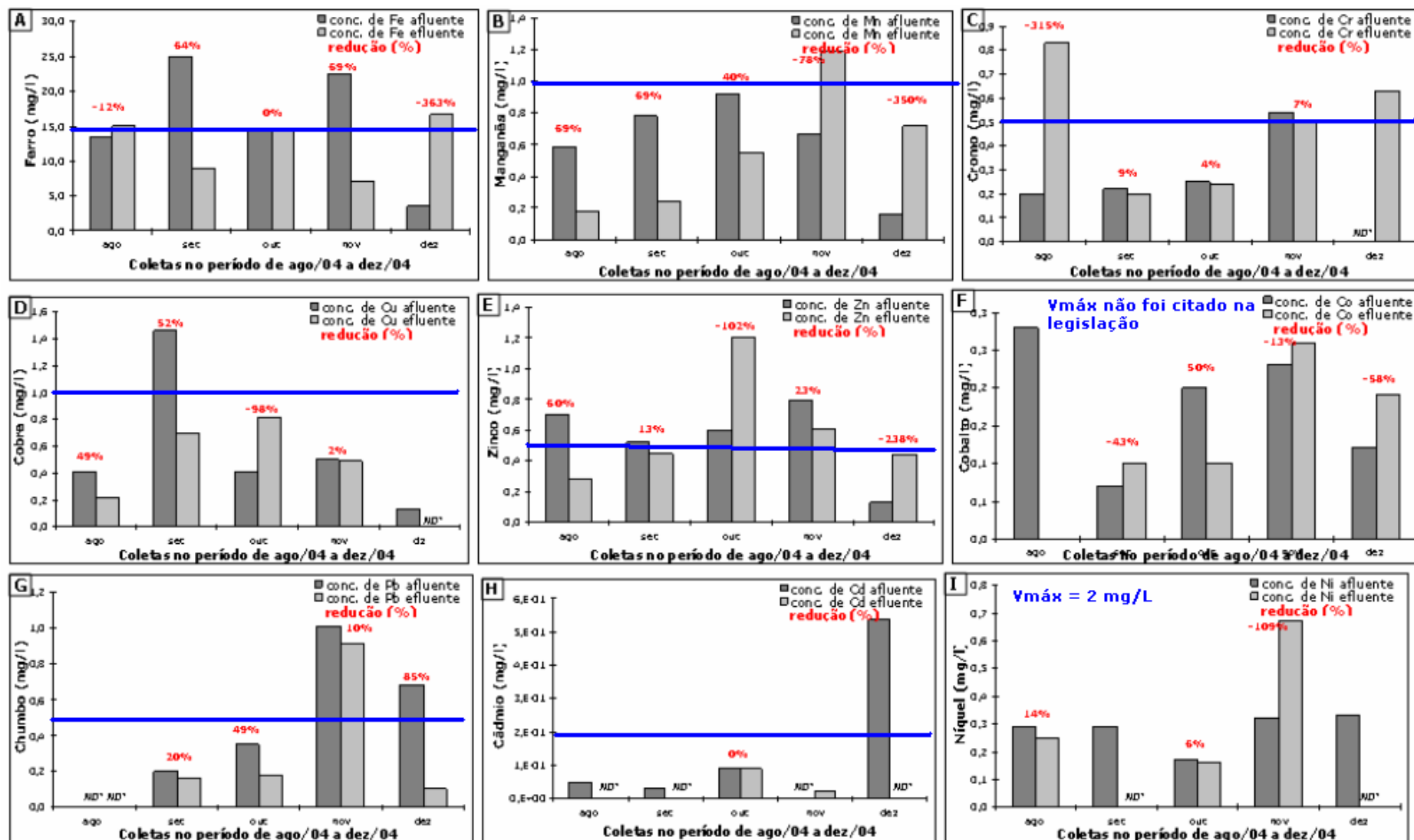
Leito de Pedras

Na Figura observa-se que, assim como ocorreu no leito vegetado da Célula I, os resultados não apresentam regularidade, exceto para as análises de chumbo cuja concentração de saída do percolado foi sempre inferior à da entrada. A heterogeneidade de resultados obtidos está associada às variáveis não controladas, como é o caso do tipo, quantidade e a distribuição do biofilme formado dentro do leito. Além disso, o desempenho inferior na remoção de chumbo registrado na Célula I pode ser devido à presença dos gabiões, cuja composição contém chumbo



— Valor máximo permitido para o lançamento de efluentes (CONAMA, 2005)

Figura 5.31. Concentração de metais no percolato afluente e efluente à barreira de areia do SBQ da Célula II. *ND: valor menor que 0,005.(mg/L)



— Valor máximo permitido para o lançamento de efluentes (CONAMA, 2005)

Figura 5.32 - Concentração de metais no percolato afluente e efluente ao leito de pedra do SBQ da Célula II. *ND: valor menor que 0,005.(mg/L).

Barreira Reativa de Solo

O comportamento da BRS usada na Célula II foi semelhante ao apresentado pelas BRS da Célula I, **Figura 5.33**. A composição da BRS foi de 100% solo argiloso. Após o contato com percolado, o solo sofreu alterações físicas e químicas, com destaque para a mudança na atividade do solo (sub-item 5.2).

Sistema Bioquímico

O resultado do sistema bioquímico da Célula II como um todo foi tão disperso quanto o da Célula I, **Figura 5.34**. Também nesse caso, o resultado do sistema é consequência do desempenho obtido nas três fases, BRS arenosa, leito de pedras e BRS argilosa.

Nos sedimentos formados no leito vegetado (Célula I) e no leito de pedras (Célula II), os materiais inorgânicos, como óxidos, hidróxidos, silicatos, carbonatos e fosfatos, assim como os materiais orgânicos, colóides e microrganismos permitem a ocorrência de trocas químicas com o percolado. Por outro lado, alterações na granulometria e no grau de cristalinidade dos argilominerais do solo influenciam a sorção e a retenção de contaminantes na superfície das partículas. Esses fatores, somados às variações na concentração dos metais no percolado, podem ser a causa da não regularidade do desempenho do sistema bioquímico das Células I e II.

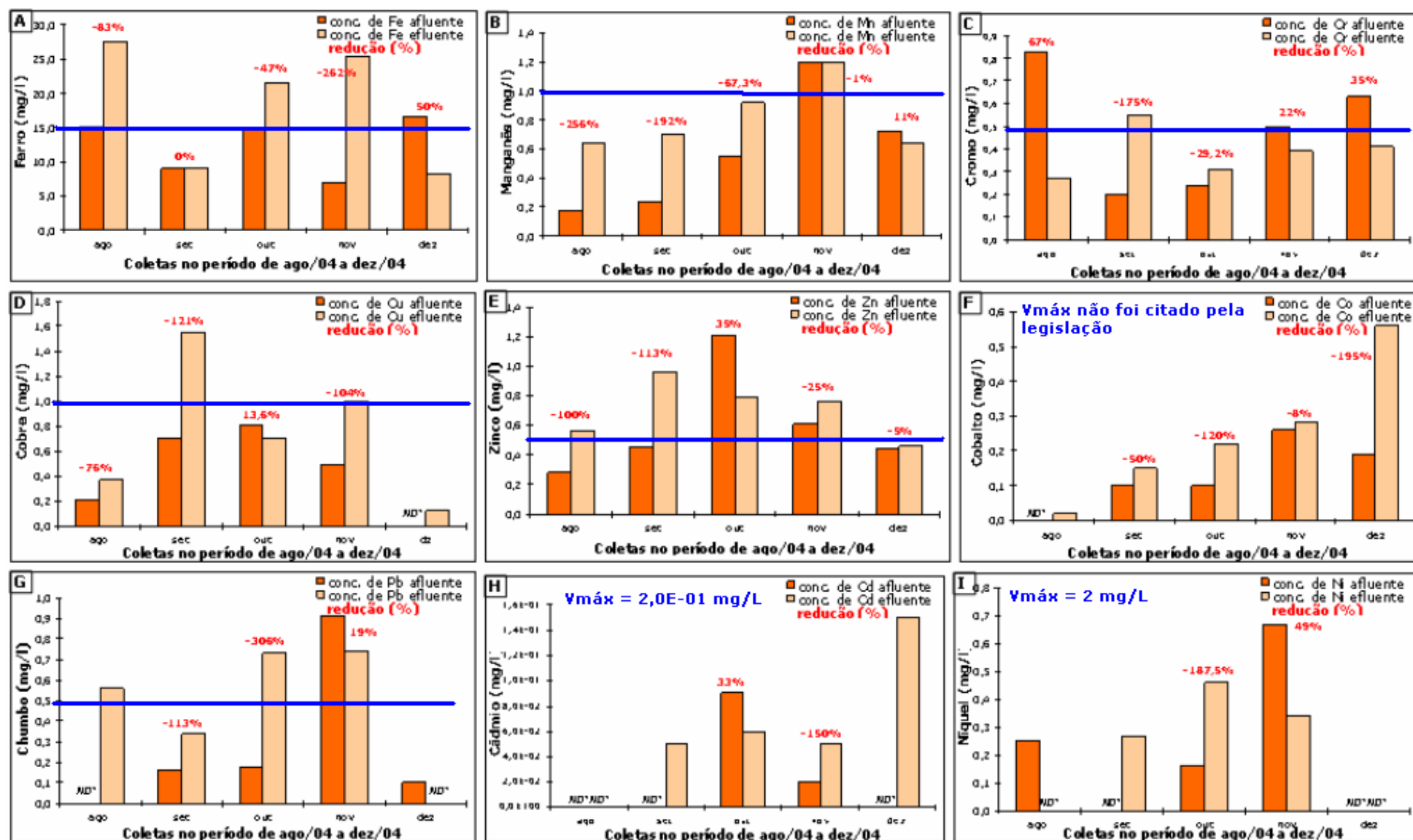
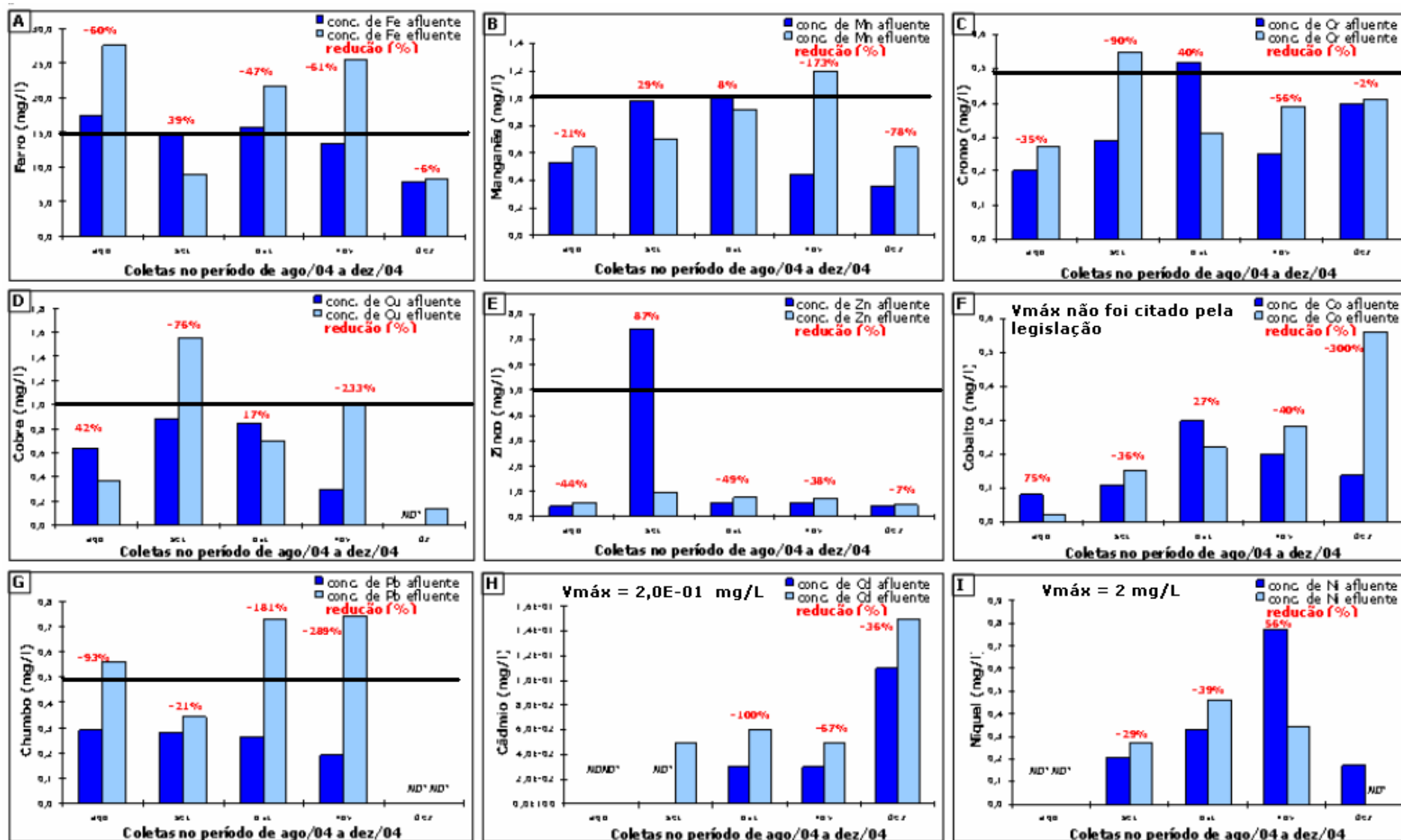


Figura 5.33 - Concentração de metais no percolado afluente e efluente à barreira de solo do SBQ da Célula II. *ND: valor menor que 0,005.(mg/L).



— Valor máximo permitido para o lançamento de efluentes (CONAMA, 2005)

Figura 5.34 - Concentração de metais no percolado afluente e efluente SBQ da Célula II. *ND: valor menor que 0,005.(mg/L).

5.4 AVALIAÇÃO DA INTERAÇÃO SOLO-CONTAMINANTE NA BRS

Neste item é apresentada uma avaliação preliminar da interação solo-contaminante na BRS, tanto em soluções sintéticas quanto no percolado oriundo do Aterro da Muribeca, através dos resultados de ensaios de equilíbrio em lote e coluna.

5.4.1 ENSAIO DE EQUILÍBRIO EM LOTE (EEL)

A seguir serão descritos os resultados obtidos com os ensaios de EEL, inicialmente realizados usando monossoluções de Mn e amostras de solo com e sem carvão de coco. Assim como os resultados das análises usando monossoluções de Cr e Fe, e percolado.

5.4.1.1 ENSAIO PRELIMINAR COM MONOSOLUÇÃO DE MANGANÊS

Os resultados dos ensaios com amostras de solo da BRS IV, com e sem carvão, ensaiadas com monossolução de Mn numa faixa de concentração de 1,5 a 9,0 mg/L, gerou dados que ao serem plotados remetem para isoterma linear. Na Figura 5.35 observa-se uma relação direta e linear entre a quantidade de soluto adsorvido pelo solo (S) e a concentração de equilíbrio (C_e), que é expressa pela equação:

$$S = K_d C_e \quad \text{Eq. 5.1}$$

Onde: S = massa de substância sorvida na fase sólida por unidade de massa seca de sólidos do meio poroso

C_e = concentração do soluto na solução

K_d = coeficiente de distribuição, constante representada pela inclinação da reta.

Observa-se na Figura 5.35 que a adição de carvão elevou significativamente a capacidade de sorção da BRS, traduzido nos valores de K_d . Porém, devido à baixa amplitude da faixa de concentração das soluções, é possível que para concentrações mais elevadas as isotermas possam assumir outros modelos diferentes do linear, como foi observado nos ensaios que se seguem.

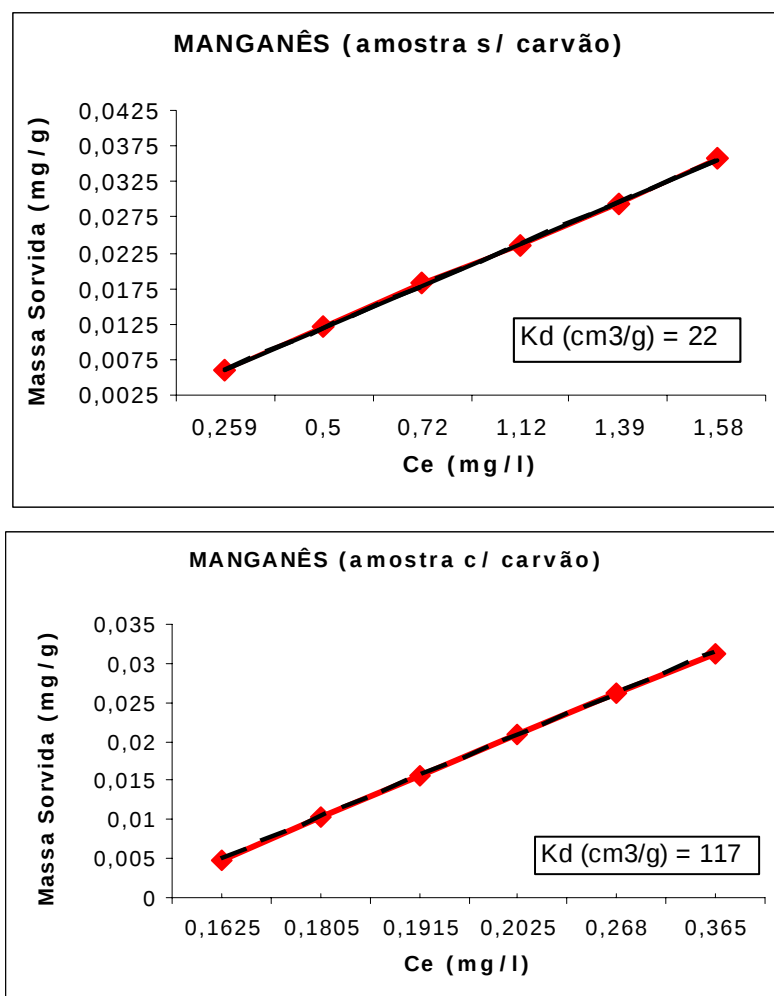


Figura 5.35 - Isotermas obtidas no EEL com amostras de solo da BRS IV, com e sem carvão, ensaiadas com monossolução de Mn.

5.4.1.2 ENSAIOS COM MONOSSOLUÇÃO DE MANGANÊS, CROMO E FERRO

A mistura solo/carvão da BRS IV quando ensaiada com monossolução com concentrações na faixa de 1,5 a 1200 mg/L e, portanto, mais elevadas do que aquelas usadas no ensaio preliminar, gerou dados que ao serem plotados

remetem para isoterma de Freundlich, definida pela equação não linear Eq. 5.2. Porém, ao plotarmos as isotermas usando apenas as monosoluções de Cr e Mn com concentração de até 20mg/L e a de Fe com concentração de até 50mg/L observamos que nessa faixa de concentração a isoterma também apresenta um comportamento linear.

$$S = K C_e^N \quad \text{Equação 5.2}$$

Onde: S = massa de substância sorvida na fase sólida por unidade de massa seca de sólidos do meio poroso

C_e = concentração do soluto na solução

K e N = são coeficientes que dependem do soluto, natureza do meio poroso e condições do ambiente (Freeze & Cherry, 1979).

A Eq. 5.2 linearizada é expressa por:

$$\text{Log } S = \text{Log } K + N \text{ Log } C_e \quad \text{Equação 5.3}$$

Onde, a constante K é proporcional à capacidade de adsorção, e N é a declividade da curva que reflete a intensidade de adsorção com aumento da concentração de equilíbrio.

Para melhor compreender a sorção dos metais estudados, os resultados dos ensaios de equilíbrio em lote foram analisados de duas formas: segundo o modelo linear apresentado para amostras ensaiadas com monosolução com concentrações mais baixas e; pelo modelo linearizado de Freundlich (Eq. 5.3) cuja forma é representada em um gráfico de escala logarítmica dupla (Figura 5.36).

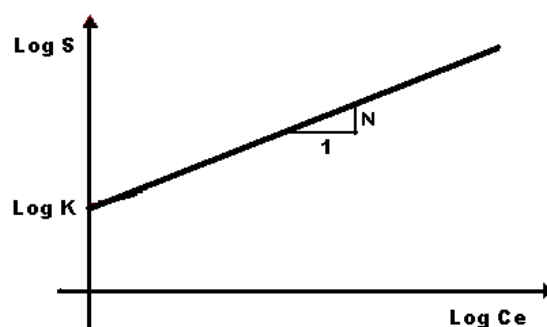


Figura 5.36 - Isotherma linearizada de Freundlich .

A Figura 5.37 apresenta as isotermas segundo modelo linear obtidas no EEL usando monossolução de baixa concentração. Observa-se que o valor de K_d para monossolução de Mn nesse ensaio foi menor que o do ensaio preliminar, 92 e 117 cm^3/g respectivamente. A diferença entre os resultados pode estar relacionada à faixa de concentração avaliada no EEL, visto que, no ensaio preliminar só foi possível observar o início da isoterma, onde as reações de adsorção ocorrem em maior intensidade, COSTA (2002). No segundo ensaio observou-se que o comportamento linear da isoterma se estendia até a monossolução com concentração de 20mg/L, nesse ponto a inclinação apresentada pela isoterma foi menor.

Se observarmos as isotermas de Mn dentro da faixa de concentração comum aos dois ensaios (1,5 a 9,0 mg/L) veremos que a inclinação da curva e, conseqüentemente, o K_d no segundo ensaio foi maior do que o observado no ensaio preliminar, onde para $C_e = 0,18$ mg/L a massa sorvida foi de apenas 0,012 mg/g e no ensaio seguinte, para o mesmo valor de C_e , temos $S = 0,09$ mg/g. Essa diferença pode ser atribuída à diferença na proporção solo:solução usadas nos ensaios (1:4 e 1:8, respectivamente), visto que no ensaio preliminar a disponibilidade de Mn nas suspensões era metade do valor.

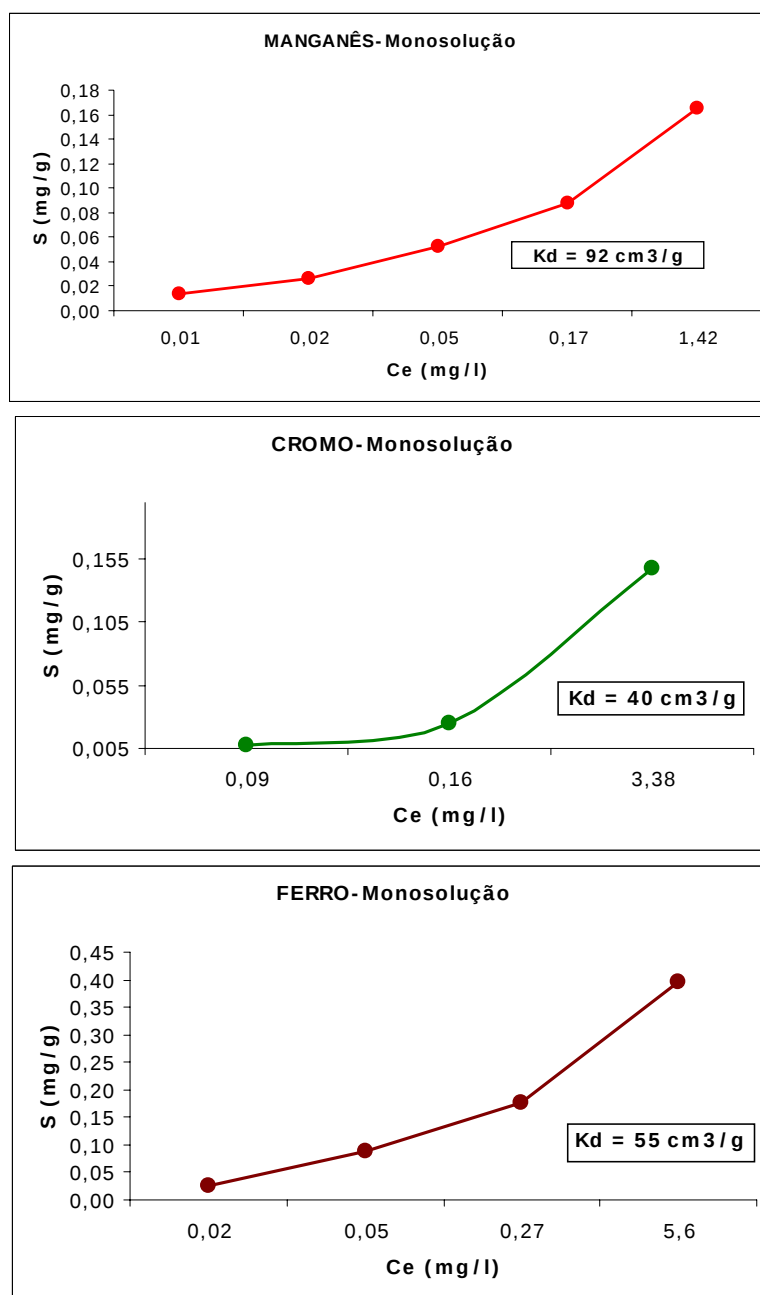


Figura 5.37 - Isotermas obtidas para o Mn, Cr e o Fe no EEL usando amostras de solo da BRS IV e monosolução de baixa concentração.

A Figura 5.38 mostra as isotermas obtidas segundo o modelo linearizado de Freundlich, considerando a faixa de concentração de 1,5 a 1200 mg/L, com as quais foram determinados os coeficientes K e N apresentado na Tabela 5.10.

Tabela 5.10 Coeficientes determinados através de isotermas Linear e de Freundlich obtidas no EEL com solo da BRS IV e monossolução de Mn, Cr e o Fe.

Metal	Isoterma Linear		Isoterma de Freundlich			Faixa de Concentração (mg/L)
	$K_d(\text{cm}^3/\text{g})$	r^2	K	N	r^{2*}	
Mn_(EP) *	117	0,998				1,5 - 9,0
Mn	92	0,912				1,5 - 20,0
Cr	40	0,841				1,5 - 20,0
Fe	55	0,913				1,5 - 50,0
Mn			0,01148	0,2104	0,9722	1,5 - 1200,0
Cr			0,00535	0,3947	0,9617	1,5 - 1200,0
Fe			0,01935	0,3499	0,9046	1,5 - 1200,0

* Mn_(EP) = Mn no ensaio preliminar; r^2 = coeficiente de correlação

O Fator de Retardamento (R) do Mn, Cr e Fe foram determinados segundo as equações 5.4 e 5.5, considerando a condição de equilíbrio e os valores de massa específica seca e porosidade do solo ($\rho = 1,36 \text{ g/cm}^3$ e $n = 0,29$).

$$R = 1 + (\rho/n)K_d \text{ para isoterma Linear} \quad \text{Equação 5.4}$$

$$R = 1 + (\rho/n)KNC_e^{N-1} \text{ para isoterma de Freundlich} \quad \text{Equação 5.5}$$

Os resultados K_d e R para Mn, Cr e Fe encontrados através das isotermas lineares foram muito elevados, indicando um possível potencial sortivo do material ensaiado, porém não são conclusivos devido às questões citadas anteriormente.

Segundo CAMPOS & ELBACHÁ, 1991 e BORGES, 1996, de maneira geral, o fator de retardamento tende a diminuir à medida que aumenta a concentração inicial da substância, fato este que pode ser observado na Figura 5.40 que apresenta as curvas de fator de retardamento versus concentração de soluto para amostras de solo da BRS IV.

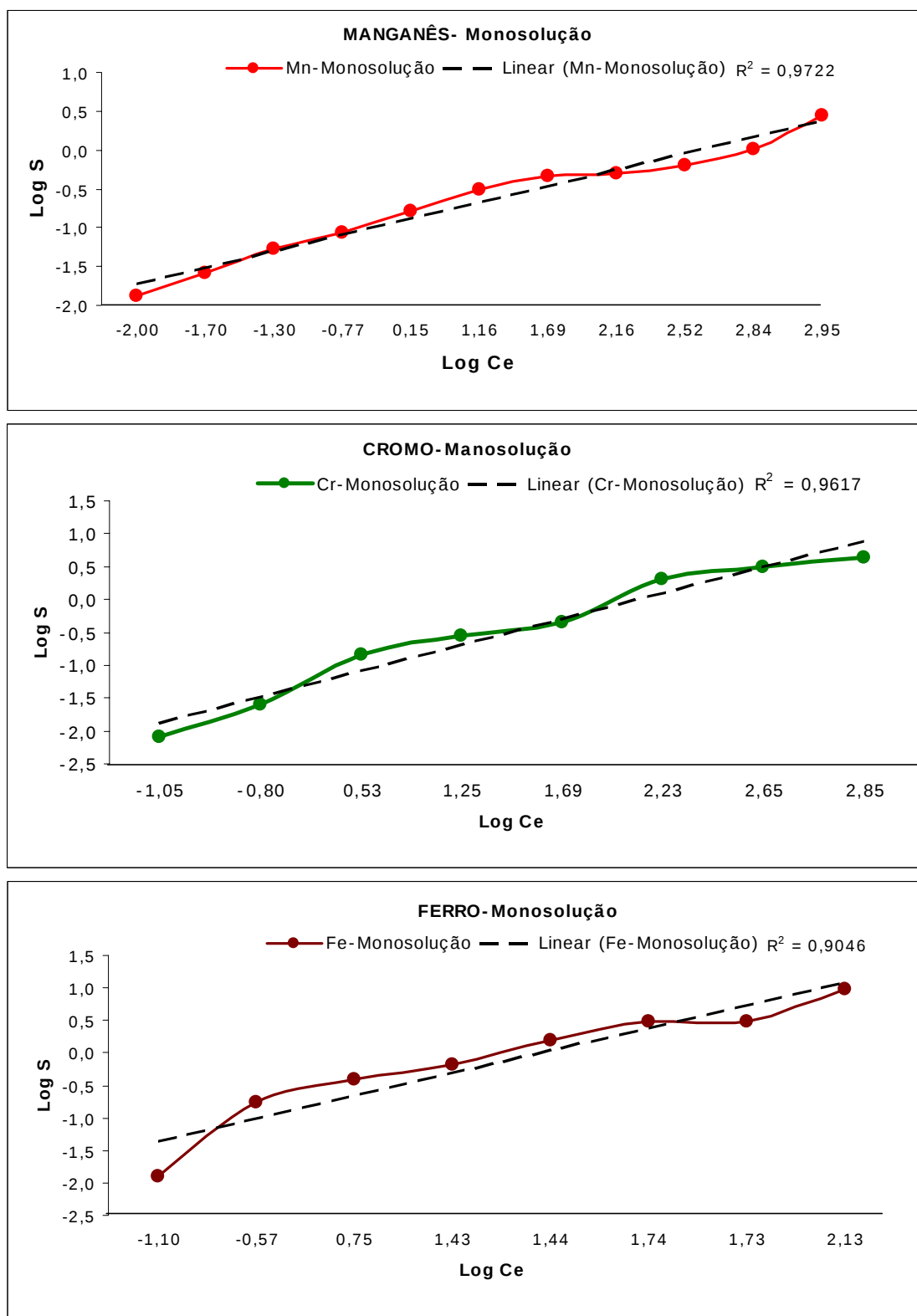


Figura 5.38 - Isothermas obtidas para o Mn, Cr e o Fe no EEL usando amostras de solo da BRS IV e monosolução com ampla faixa de concentração.

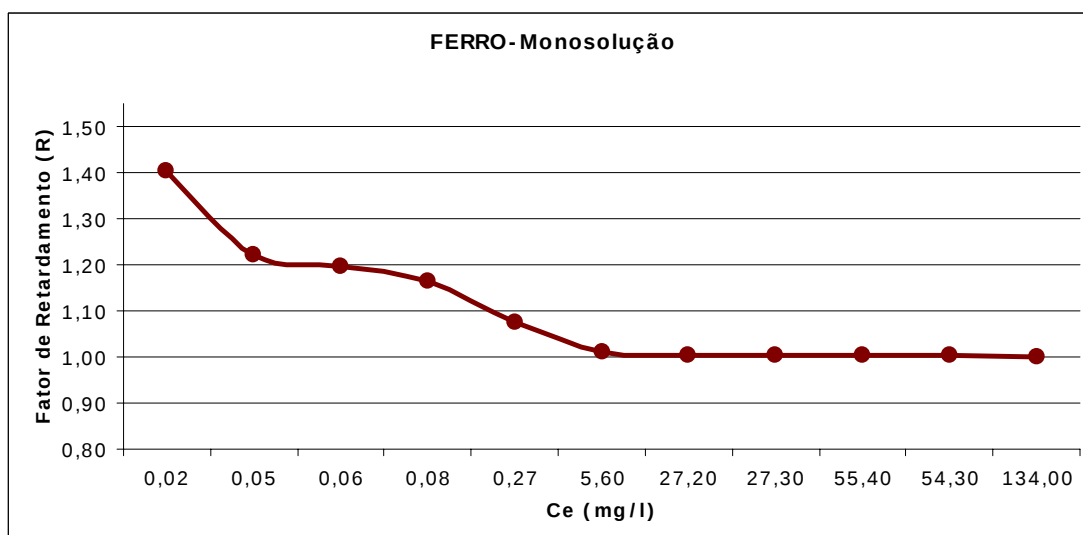
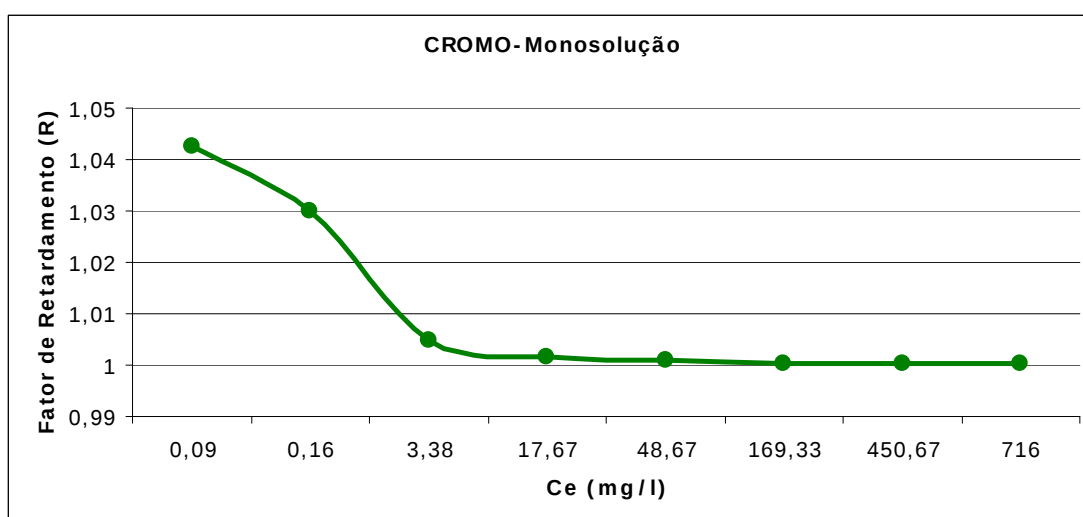
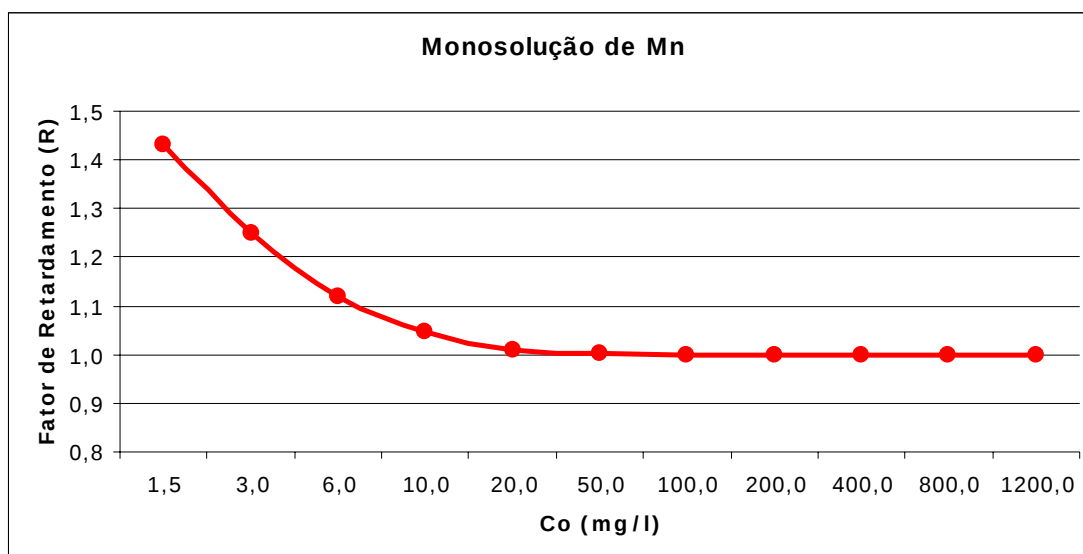


Figura 5.39 - Curvas de fator de retardamento versus concentração de soluto para amostras de solo da BRS IV.

A partir dos dados apresentados pela Figura 5.39, pode-se observar que para concentrações acima de 20 mg/L de Mn e Cr, praticamente, o retardamento não existe. O mesmo comportamento é observado para Fe a partir de concentrações de 50 mg/L. Abaixo dessas concentrações o fator R também não foi expressivo e se manteve inferior a 1,5 para Mn e Fe, e a 1,05 para o Cr. Considerando o aumento progressivo do grau de saturação de metais no solo da barreira devido ao contato contínuo com percolado, e os resultados obtidos para os limites de concentração a partir dos quais $R \approx 1$, entende-se que esses resultados ratificam o baixo desempenho do SBQ na remoção de metais (item 5.3.3).

5.4.1.3 ESTUDO DA SORÇÃO COM PERCOLADO

Nos ensaios de EEL usando suspensões de amostras de solo da BRS IV e percolado na proporção de 1:8, foram gerados dados que ao serem plotados não apresentaram uma sorção constante e definida, (**Figura 5.40**), não sendo possível a determinação de uma isoterma padrão.

As curvas obtidas relacionando-se a massa sorvida com a constante de equilíbrio, indicam que pode ter ocorrido um sorção acelerada no início, mas em compensação, a continuidade do ensaio propicia a saturação do solo e viabiliza reações químicas entre os componentes do solo e do percolado, criando um meio instável e passível tanto sorção quanto desorção dos metais estudados. O que, mais uma vez, ratifica o baixo desempenho do SBQ na remoção de metais (item 5.3.3).

Nos ensaios de EEL usando suspensões com amostras do solo da BRS V (com e sem carvão) e percolado na proporção de 1:4, foram obtidas isotermas lineares, semelhante ao que ocorreu nos ensaios com monosoluções de baixa concentração inicial. Foi observado um potencial sortivo para as amostras com 100% solo argiloso, assim como para as amostras com 10% de carvão, porém, observa-se nas Figuras de Figura 5.41 a 5.44 que há uma diminuição significativa no valor de K_d da amostra sem carvão em relação à mistura solo/carvão.

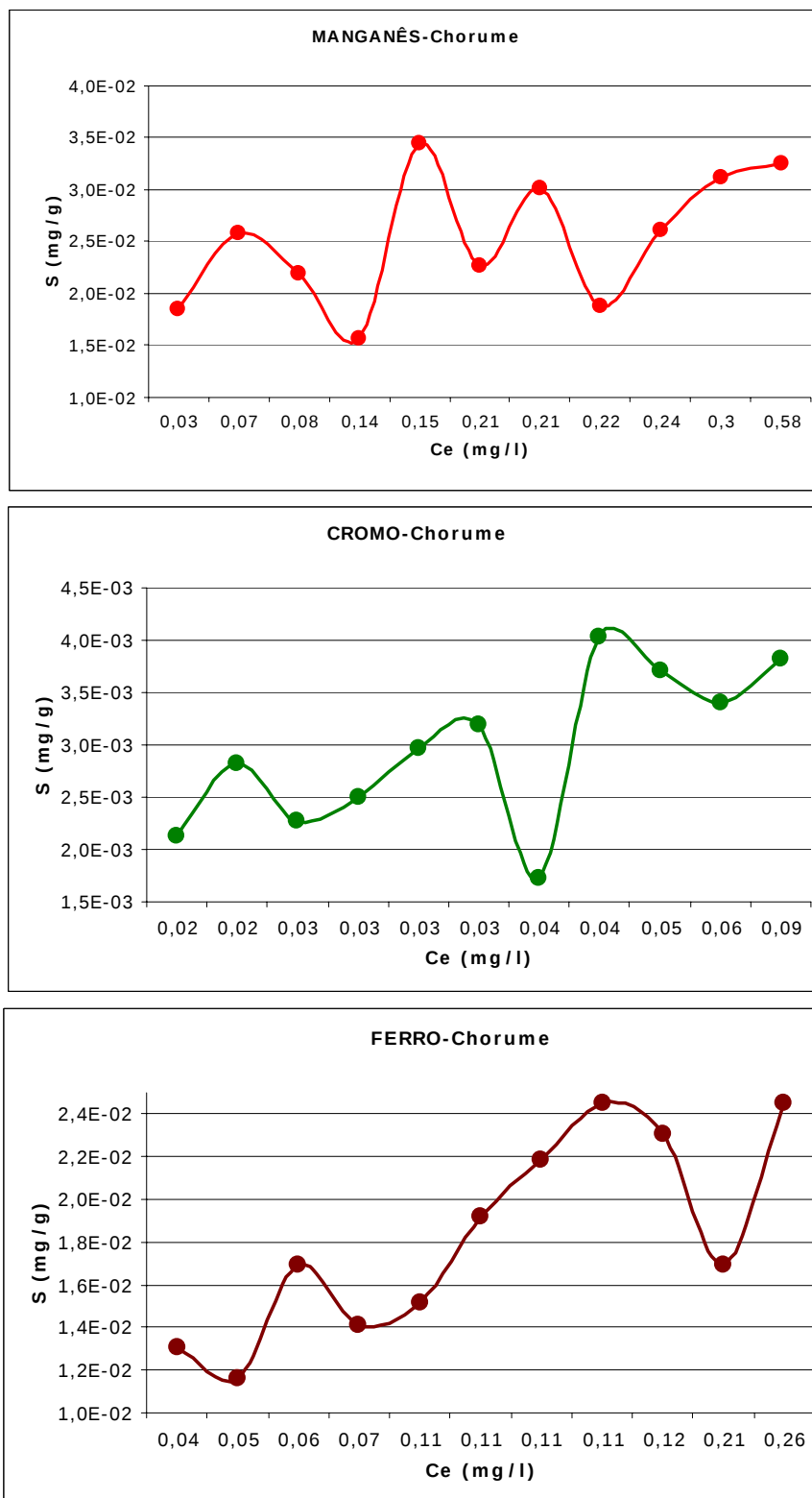
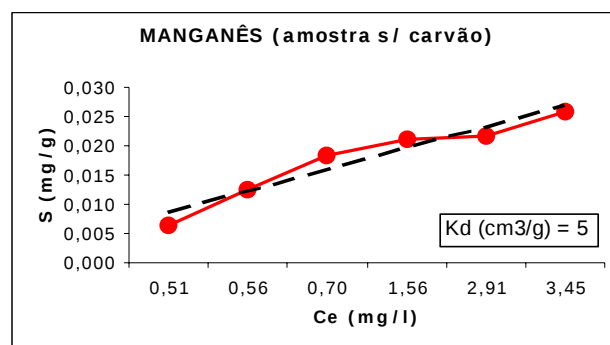
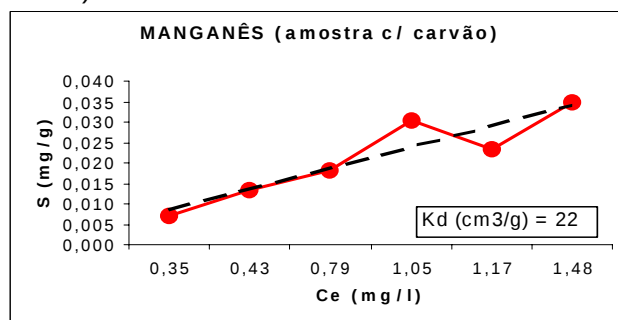


Figura 5.40 - Isothermas obtidas para o Mn, Cr e Fe no EEL usando amostras com solo da BRS IV e percolado.

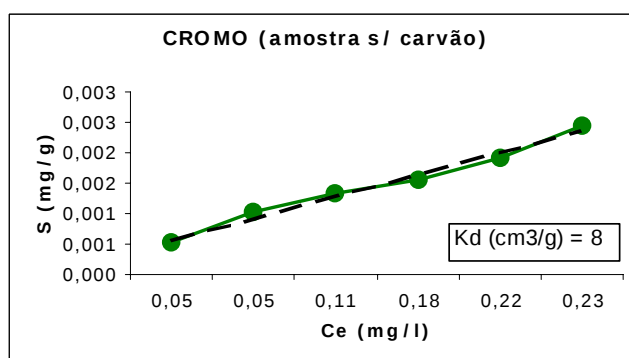


a) amostra com 100% de solo caulinítico

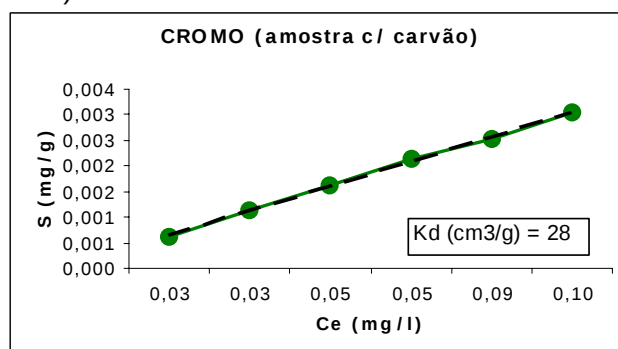


b) amostra com 90% de solo caulinítico e 10% de carvão de coco (em peso)

Figura 5.41 - Isotermas obtidas para o Mn no EEL usando Percolado e o solo de preenchimento da BRS V.

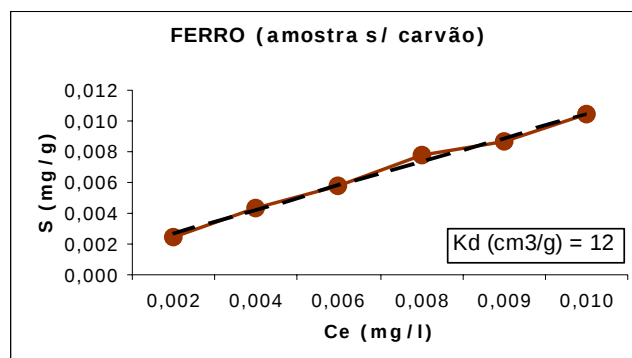


a) amostra com 100% de solo caulinítico

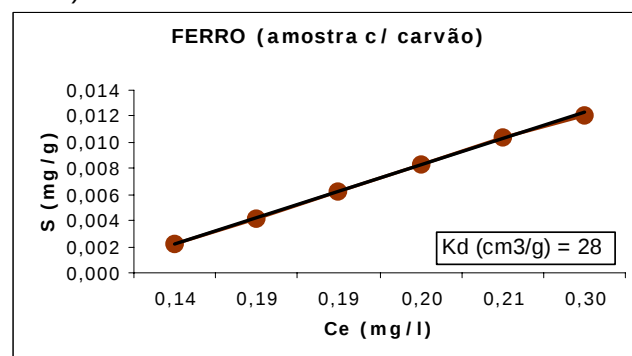


b) amostra com 90% de solo caulinítico e 10% de carvão de coco (em peso)

Figura 5.42 - Isotermas obtidas para o Cr no EEL usando Percolado e o solo de preenchimento da BRS V.



a) amostra com 100% de solo caulinítico



b) amostra com 90% de solo caulinítico e 10% de carvão de coco (em peso)

Figura 5.43 - Isotermas obtidas para o Fe no EEL usando Percolado e o solo de preenchimento da BRS V.

Os resultados apontam para um potencial sortivo satisfatório do solo da BRS V, no entanto, vale lembrar que as isotermas das Figuras Figura 5.41 a Figura 5.43 representam apenas a fase inicial - bastante acelerada - dos mecanismos de sorção. Contudo, os resultados obtidos mostram que a adição de carvão aumenta de forma significativa o potencial sortivo do solo.

5.4.1.4 CONSIDERAÇÕES SOBRE OS RESULTADOS DOS ENSAIOS DE EQUILÍBRIO EM LOTE

Os ensaios de EEL apresentaram resultados distintos para o potencial sortivo do solo cada vez que houve alguma modificação nos parâmetros de ensaio: proporção solo/solução; faixa de concentração das monossoluções e; tipo da solução contaminante (monossolução ou percolado). Porém, o EEL usando parâmetros de ensaios que simulem as condições de campo, pode servir como indicativo do potencial sortivo do solo.

Conforme é difundido no meio científico, existe dificuldade de se trabalhar diretamente com percolado bruto, já que o mesmo sofre alterações em suas características de forma contínua e aleatória e, principalmente, pela impossibilidade prática de se determinar com exatidão a sua composição. Entretanto, estudos com este são importantes porque, como foi visto, a sorção no solo quando ensaiado com monossolução apresenta um comportamento diferenciado daquele quando ensaiado com percolado, a exemplo das curvas mostradas nas Figuras Figura 5.38 e **Figura 5.40**.

5.4.2 PERMEABILIDADE / ENSAIO DE COLUNA (EC)

A determinação da permeabilidade dos solos à água, a soluções sintéticas e ao percolado, e o ensaio de coluna foram realizados sequencialmente. A seguir serão descritos os resultados obtidos com os ensaios de permeabilidade de corpos-de-prova obtidos através do *ensaio de normal Proctor* e, usando a metodologia avaliada no estudo preliminar descrita no item 5.4.2.1., seguidos dos resultados obtidos com o EC.

5.4.2.1 ESTUDO PRELIMINAR PARA DEFINIR A METODOLOGIA DE MOLDAGEM DOS CORPOS-DE-PROVA

Inicialmente, foi feito o estudo prévio para definir a metodologia de moldagem dos corpos-de-prova para realização dos ensaios de modo que representassem o mais próximo possível às condições de campo. Foi determinado que 10 seria o menor número golpes possível usado para compactar um CP fisicamente estável.

Para o corpo-de-prova obtido com 10 golpes os resultados da permeabilidade a água foram entre $3,2 \times 10^{-4}$ a $3,6 \times 10^{-6}$ cm/s, enquanto que na amostra compactada através do ensaio normal de Proctor (com 25 golpes) obteve-se uma permeabilidade da ordem de 10^{-6} cm/s. Observou-se que o corpo-de-prova menos compactado apresentou uma redução de 20% na densidade e 4% a mais no volume quando comparado ao mais compactado, Figura 5.44.



Figura 5.44 - Corpos-de-prova confeccionados no molde usado no ensaio de Proctor, com 10 e 25 golpes de soquete.

5.4.2.2 RESULTADOS DE PERMEABILIDADE / ENSAIO DE COLUNA

Para o ensaio de coluna foram moldados dois corpos-de-prova de amostras da mistura solo da BRSV/carvão, compactados com 10 golpes. Foram feitos ensaios de permeabilidade com água seguido do ensaio de coluna, onde foram usadas paralelamente uma solução de Mn+Cr e outra de percolado como percolantes. A solução de Cr+Mn, tinha 528 ppm de Cr e 476 ppm de Mn. O percolado possuía as seguintes concentrações: Cr= 12,8 ppm; Mn= 32 ppm e Fe= 2,52 ppm. O ensaio teve a duração de aproximadamente 72 horas, quando foi encerrado devido ao esvaziamento dos reservatórios que alimentavam o Triflex. A Figura 5.45 apresenta as curvas da permeabilidade das soluções percolantes.

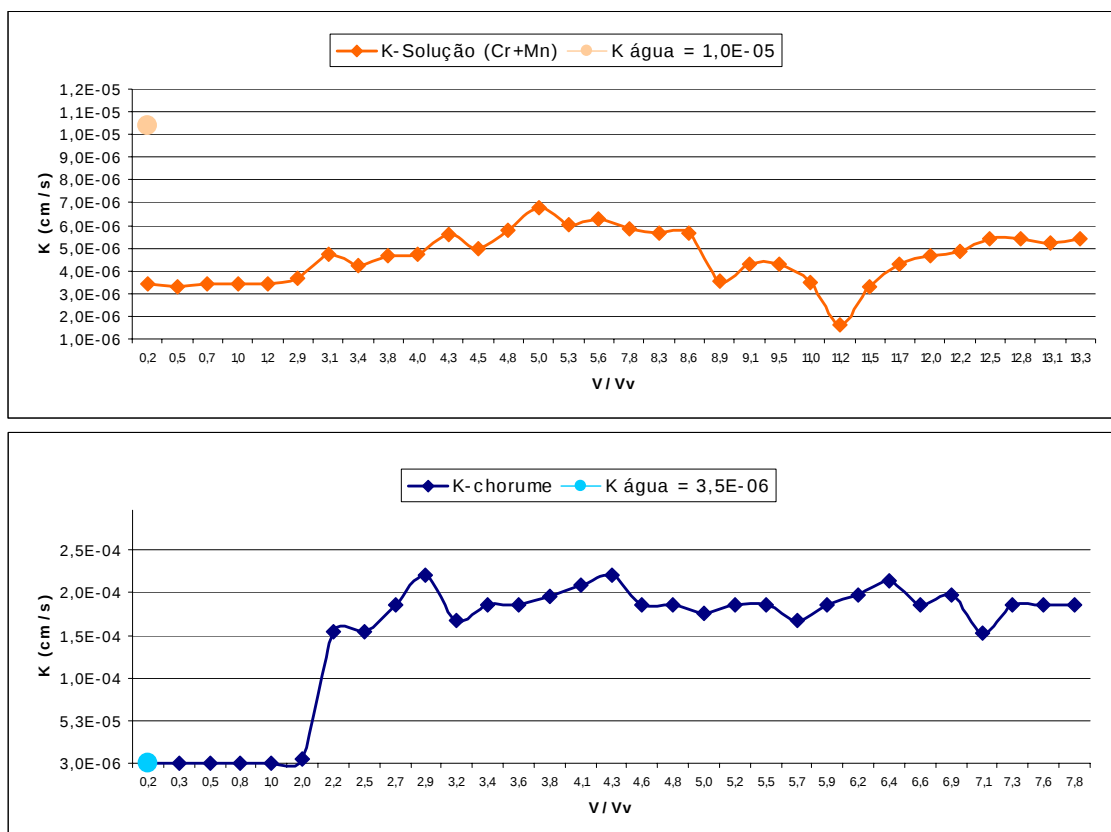


Figura 5.45 - Permeabilidade da mistura solo da BRS V/carvão à água, à solução de Cr+Mn e ao percolado bruto.

A Figura 5.45 mostra que a permeabilidade se comporta de forma diferenciada em relação à solução percolante. No corpo de prova I a permeabilidade à água foi de $1,0 \times 10^{-5}$ cm/s, caindo para valores na casa de 3×10^{-6} cm/s quando percolado com a solução de Cr+Mn. Por outro lado, o corpo de prova II quando ensaiado com percolado tornou-se mais permeável do que quando percolado com água, aumentando de k igual $3,5 \times 10^{-6}$ (percolação com água) para k entre $1,5 \times 10^{-4}$ e $2,5 \times 10^{-4}$ (percolação com percolado).

Observa-se também que inicialmente a permeabilidade do CP II ao percolado foi praticamente à mesma em relação a da água, só houve alteração após a percolação do volume igual a duas vezes o volume de vazios da amostra. É possível que esse comportamento seja devido à alcalinização do solo e redução das forças atrativas entre as partículas em virtude do aumento

do raio de hidratação após a possível adsorção de Na, dando origem a caminhos de fluxo preferenciais na amostra e, conseqüentemente, aumentando a permeabilidade.

Ao contrário do que pode ter acontecido no ensaio usando percolado como percolante, na percolação com a solução contendo uma concentração elevada de cromo e manganês, o Cr pode ter cristalizado e precipitado, contribuindo para diminuição do número de vazios da amostra, reduzindo a permeabilidade.

O fator de retardamento (R) pode ser obtido diretamente da curva C/Co versus V/Vv segundo a expressão:

$$R = V_{(C=0,5C_0)} / V_v \quad \text{Equação 5.6}$$

Onde: $V_{(C=0,5C_0)}$ = volume de fluido percolado quando a concentração do soluto no efluente atinge 50% da concentração inicial.

V_v = volume de vazios da amostra

As Figuras 5.47 a 5.51 mostram as curvas C/Co versus V/Vv obtidas durante os ensaios com a solução de Cr+Mn e com percolado. As Figuras Figura 5.46 e Figura 5.47 ratificam a possibilidade de haver cristalização do Cr. Na Figura 5.46 observa-se que $R = 11$ para percolação com solução, valor considerado bastante elevado. Na Figura 5.47, embora não seja possível calcular o R, já que C/Co não atingiu o valor de 0,5 necessário para o cálculo, observa-se um elevado potencial sortivo, visto que inicialmente há uma pequena liberação de Cr para o percolado, e após duas vezes o V_v a concentração no efluente se manteve em torno de 3% da concentração inicial até 8 vezes o V_v .

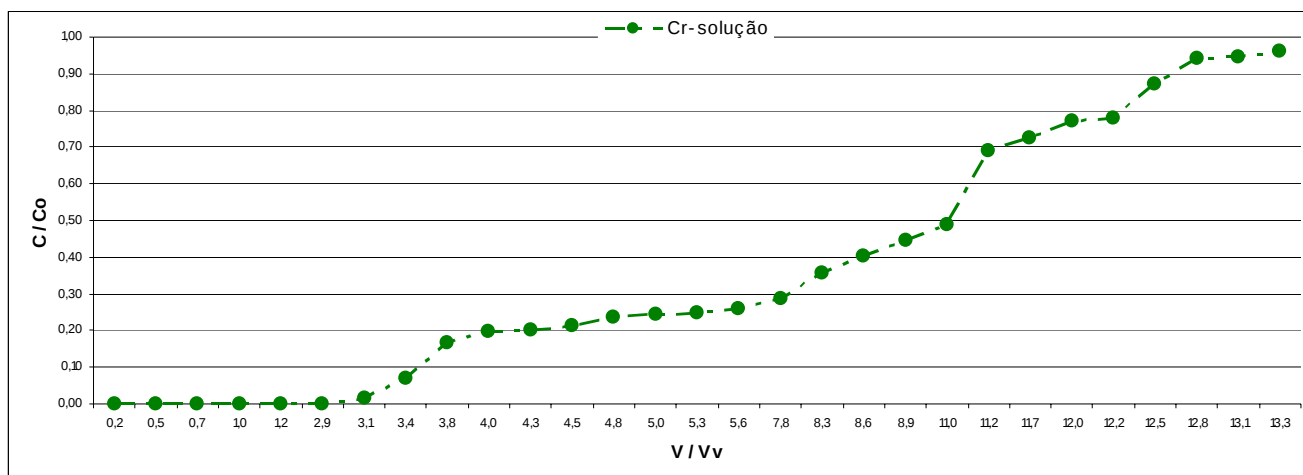


Figura 5.46 - Curva característica do transporte de Cr, obtida no ensaio de coluna tendo como percolante a solução de Cr+Mn.

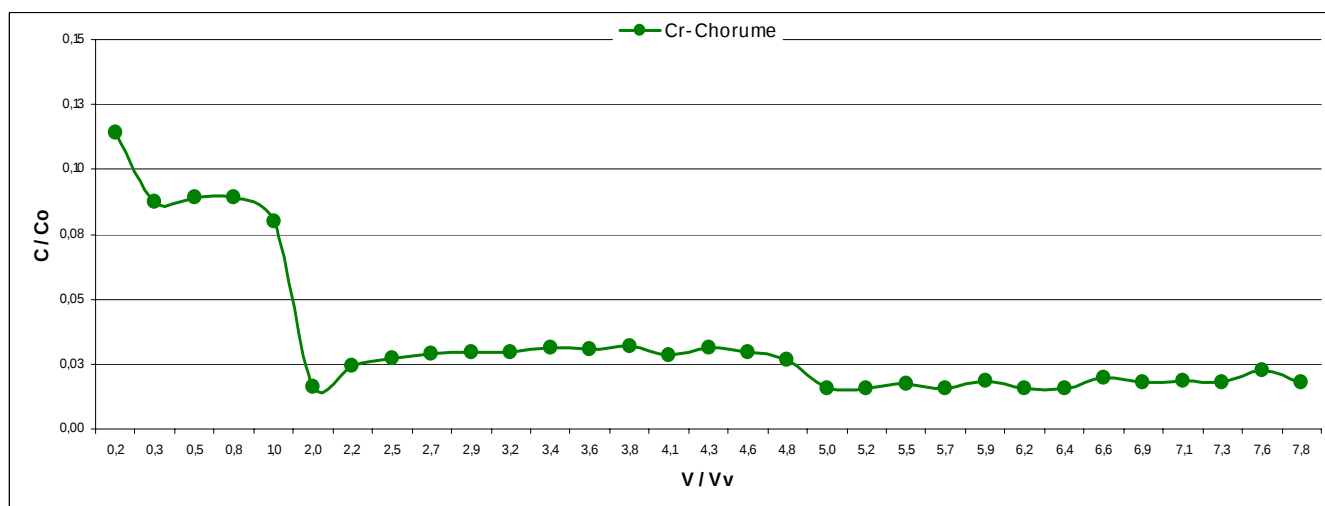


Figura 5.47 - Curva característica do transporte de Cr, obtida no ensaio de coluna tendo como percolante percolado.

A Figura 5.48 mostra o comportamento do Mn percolado na solução. Observa-se um fator de retardamento de 3,6, considerado satisfatório. Esse mesmo solo quando ensaiado com percolado, aparentemente, se mostra potencialmente mais eficiente na retenção do Mn, visto que mesmo após a percolação de 8 vezes o volume de vazios a concentração no efluente não atingiu 50% da concentração original, Figura 5.49. Porém deve-se considerar que a concentração inicial de Mn no percolado foi de 32ppm e na solução foi de 528 ppm, sendo assim proporcionalmente a amostra ensaiada com solução sorveu mais que a ensaiada com percolado.

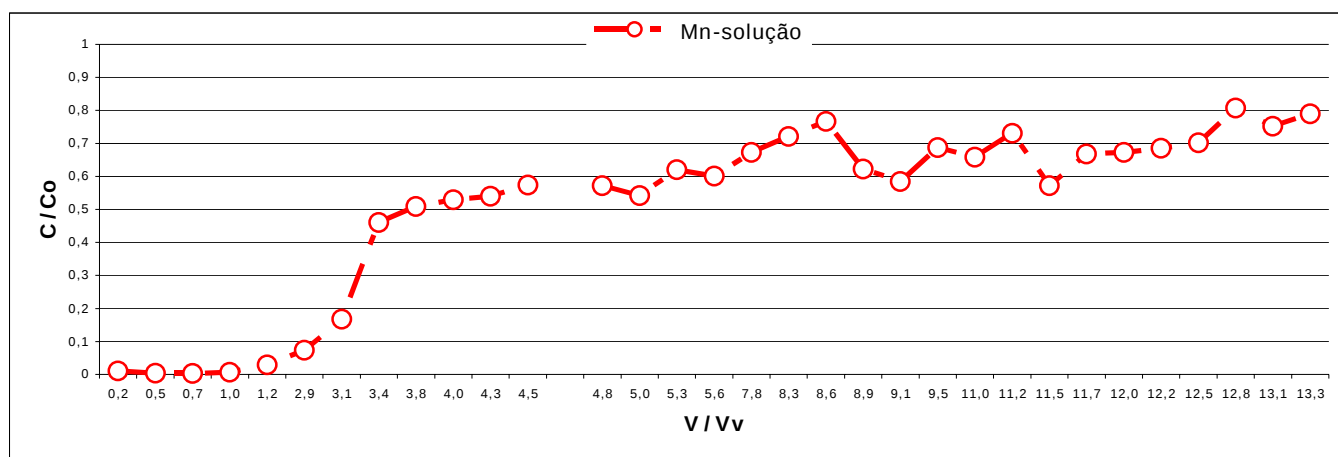


Figura 5.48 - Curva característica do transporte de Mn, obtida no ensaio de coluna tendo como percolante solução de Cr+Mn.

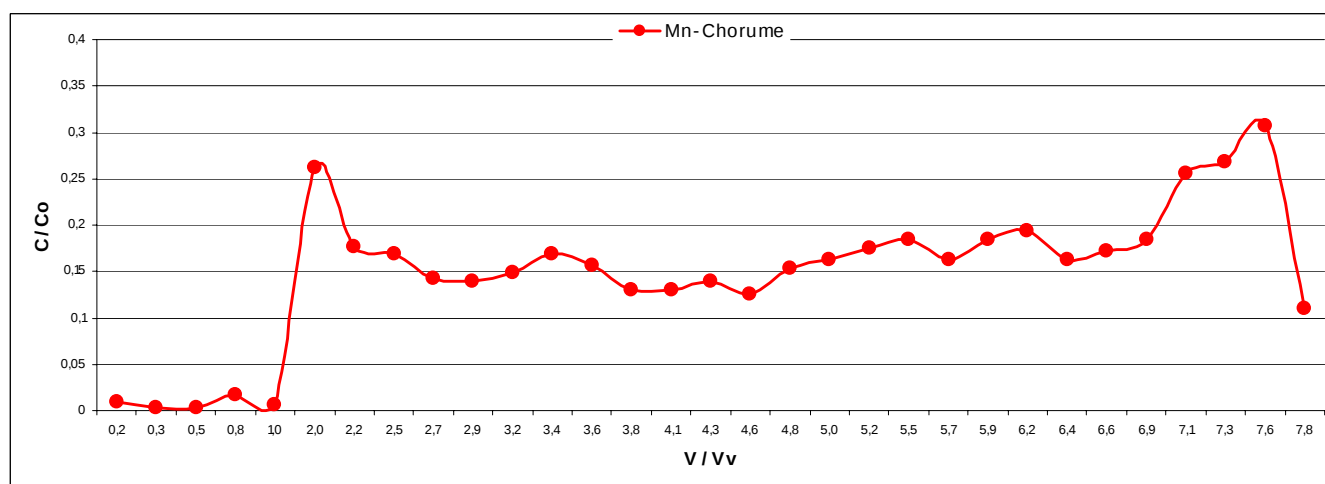


Figura 5.49 - Curva característica do transporte de Mn, obtida no ensaio de coluna tendo como percolante percolado.

A Figura 5.50 mostra o resultado do ensaio referente ao ferro, usando percolado como perculante. O fator de retardamento foi igual a 1,5. A curva obtida se aproxima da curva típica de desorção, havendo desorção a partir da percolação de um volume igual a três vezes o Vv.

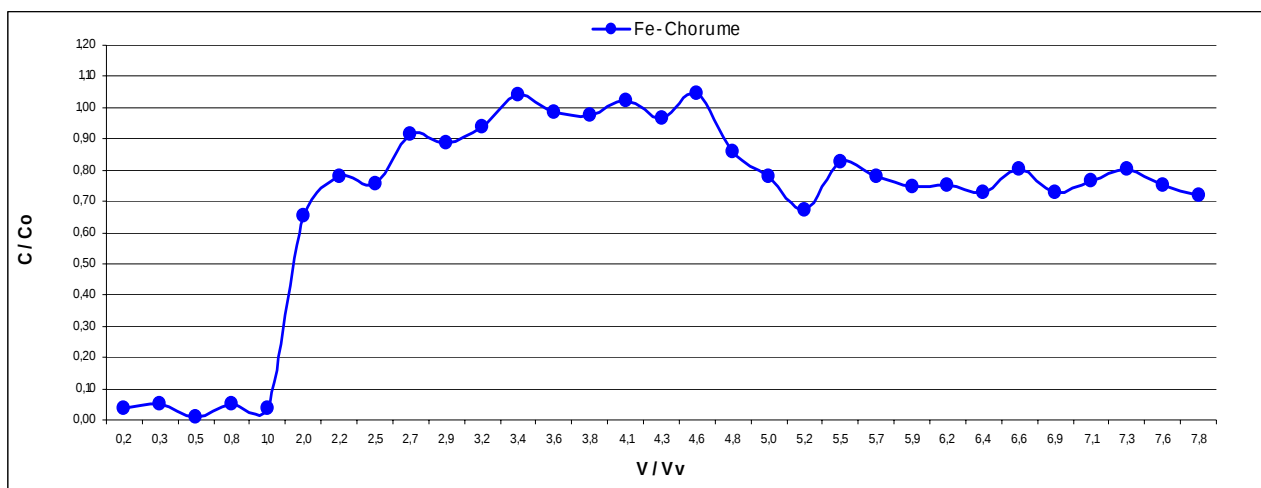


Figura 5.50 - Curva característica do transporte de Fe, obtida no ensaio de coluna tendo como percolante percolado.

5.4.2.3 CONSIDERAÇÕES SOBRE OS RESULTADOS DE PERMEABILIDADE/ENSAIO DE COLUNA

O ensaio de coluna pode ser usado como uma ferramenta importante na determinação dos parâmetros de transporte de contaminantes no solo que são determinantes na escolha do material para execução de barreira que pretende reter metais.

Porém, além das dificuldades de se trabalhar com percolado, reproduzir no EC as condições da barreira no campo é operacionalmente muito difícil. A metodologia concebida e empregada nesse estudo tornou mais próximas as condições de laboratório e campo, e serve como base para novos estudos, nos quais podem ser ajustados os parâmetros de ensaio de acordo com o que se deseja avaliar.

5.4.3 ANÁLISE DA TABOIA

Estatisticamente, as concentrações de Mn, Nitrito, Nitrato, Sódio, e P não apresentaram nenhuma correlação entre as mudas de Taboia crescidas em torno do aterro sem contato direto com o percolado, e as mudas crescidas dentro SBQ da Célula I, antes e depois da BRS. Em relação ao Cr, a concentração média na parte aérea da planta foi 335% maior nas mudas de Taboia crescidas dentro do SBQ (antes da barreira) do que aquelas crescidas sem contato direto com o percolado; depois da barreira esse aumento caiu

para 160%. Os resultados das concentrações de Fe da parte aérea nas mudas crescidas antes e depois da barreira foram, respectivamente, 400% e 236% maiores do que as crescidas em torno do aterro. Esses resultados indicam a retenção desses metais na barreira, tornando o meio a jusante da barreira menos tóxicos às plantas. A presença de formigas no leito a jusante da BRS ratificam essa diminuição da toxicidade.

5.4.3.1 EVAPOTRANSPIRAÇÃO

A Figura 5.51, mostra o volume evaporado e transpirado pelas plantas. Observa-se que houve transpiração em todos os dias em que foram feitas as medidas de nível da água nos tanques, o mesmo não acontecendo com a evaporação. Isso ocorreu porque algumas leituras foram feitas em dias nublados ou horas depois de ter havido precipitação pluviométrica. Assim sendo, o tanque sem plantas se manteve cheio com a água da chuva. Enquanto isso, no tanque com Taboa, a transpiração continuou normalmente e com isso diminuiu o nível da água em relação ao outro tanque.

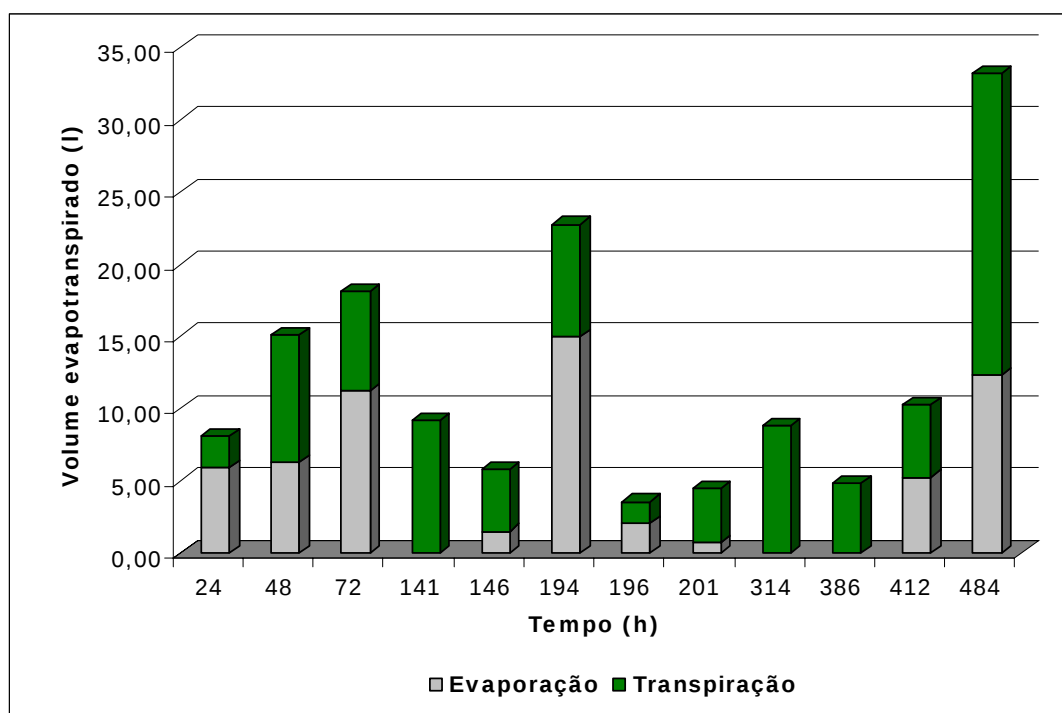


Figura 5.51 - Volume de água evaporado e transpirado no tanque experimental.

A média de contribuição da transpiração da Taboa na evapotranspiração foi de 52%, a menor foi de 27% e a máxima pode chegar a, praticamente, 100% nos dias de chuva.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS, CONCLUSÕES E SUGESTÕES

6.1 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados de remoção de DBO e DQO foram significativos, considerando que o SBQ foi projetado para ser um tratamento terciário, e funcionou como tratamento secundário, recebendo um afluente com concentrações de DBO e DQO muito mais elevadas do se havia previsto.

O sistema Bioquímico tem a vantagem de não requerer mão-de-obra especializada, ser de baixo custo e fácil operação, podendo ser usado como tratamento secundário ou terciário em aterros manuais, a depender das características do percolado.

Os argilominerais predominantes nos solos estudados são caulinita e illita, os quais apresentam baixa capacidade de troca catiônica, portanto com pequena capacidade de troca de elementos com o percolado. Para melhorar o desempenho do SBQ serão necessários estudos de novas composições de materiais para serem usados nas BRS, de modo que esses venham contribuir quimicamente para sorção de metais e AOX (compostos halogênicos absorvíveis de difícil biodegradabilidade ou não biodegradáveis).

O uso de argilas (com ou sem aditivos) como uma barreira reativa para ser adequadamente avaliado requer que sejam procedidas investigações mais detalhadas, pois as espécies químicas distintas (orgânicas e inorgânicas) do percolado torna o processo de transporte/retenção, naturalmente complexo.

Os resultados indicam a viabilidade do uso de SBQ no tratamento terciário de percolado para remoção de DBO e DQO. Contudo, para que a eficiência desejada seja alcançada, o sistema deve ser implantado de forma que haja: a) garantia de impermeabilidade do leito; b) equipamentos de medição e controle da vazão afluente; c) disponibilidade de vegetais (Taboas) para reposição sempre que necessário; d) estrutura física adequada para

execução da BRS que facilite a remoção e reposição do solo sempre que for necessário trocá-lo, evitando longos períodos de parada para manutenção.

Os principais cuidados durante a operação são: monitoramento da vazão para evitar sobrecarga ou diminuição da lâmina de percolado para além do limite exigido pela Taboa; monitoramento do crescimento das plantas, surgimento de folhas secas ou ressecadas fora da época do decaimento natural das plantas é o indicativo de sobrecarga e pode estar relacionada à toxicidade do percolado; a cada replantio, evitar ao máximo a adição de solo na camada de cobertura para prevenir a colmatção dos vazios no leito de pedras; coletar periodicamente o solo da barreira para análise e, se for constatado que o solo perdeu a sua atividade, efetuar a troca por um solo novo; capinar o leito vegetado semanalmente, evitando a proliferação de vegetação indesejável.

6.2 CONCLUSÕES

6.2.1 ENSAIOS DE LABORATÓRIO

A adição de 10% de carvão de coco (em peso) nas amostras de solo caulinitico usadas nos ensaios de laboratório aumentaram significativamente o potencial sortivo da mistura em relação ao solo puro.

Isoladamente os resultados do ensaio de equilíbrio em lote usando parâmetros que simulem as condições de campo, pode servir como indicativo do potencial sortivo do solo.

Os estudos utilizando percolado bruto são importantes porque, como foi visto, a sorção no solo quando ensaiado com monossolução apresenta um comportamento diferenciado daquele quando ensaiado com percolado.

A metodologia concebida e empregada no ensaio de coluna aproximou as condições de laboratório as de campo, e serve como base para novos estudos.

6.2.2 EFICIÊNCIA DO SISTEMA

O SBQ foi eficiente na remoção de DBO. Houve redução de DBO nas duas células e em todas as etapas (leito vegetado, leito de pedras e BRS). Quando considerada a totalidade do sistema Bioquímico, a diferença entre a DBO afluente e efluente foi, na maioria das vezes, superior a 46%.

O SBQ foi eficiente na remoção de DQO. Em média, o valor da DQO efluente no SBQ foi 23% menor na Célula I e 14% menor na Célula II.

Como ocorre nos demais sistemas de tratamento de percolado, a variabilidade da composição do percolado afetou negativamente o desempenho do SBQ na remoção de metais, pois estes são mais sensíveis a esse tipo de alteração. Os resultados não apresentaram regularidade em nenhuma das etapas que compõem as células do sistema e, praticamente, não houve redução.

A baixa eficiência na remoção de metais se deve também a baixa reatividade dos solos cauliníticos usados no enchimento da barreira. Além disso, os metais não são naturalmente degradados, nem mesmo permanentemente fixados pelos solos, podendo assim retornar ao percolado através de alterações do meio.

A adição da Taboa contribuiu para remoção de DBO e DQO. Além de promover a retenção de Cr e Fe através da absorção e acúmulo desses elementos na parte aérea das suas folhas. A concentração média de Cr e Fe observadas nas mudas de Taboa crescidas dentro do SBQ (antes da barreira) foi, respectivamente, 335% e 400% maior do que aquelas crescidas sem contato direto com o percolado. Depois da barreira esse aumento caiu para 160% e 236%.

Outra contribuição da Taboa foi a redução da vazão efluente através do processo de transpiração. A média de contribuição da transpiração da Taboa na evapotranspiração foi de 52%. Além de produzir um efeito estético e eliminar maus odores.

A queda no balanço entre o número de novas mudas e o de mudas decaídas na presença de percolado com alta carga poluente, pode ser atribuída a fatores como: condições adversas proporcionadas pelo percolado com DQO em torno de 5000 mg/L e aumento da densidade de vegetais por área plantada dificultando o desenvolvimento dos rizomas.

Os resultados obtidos com a configuração da Célula II apontam para uma melhor eficiência em relação a Célula I, visto que, mesmo sem a contribuição das Taboas houveram reduções de DBO e DQO.

A barreira de areia colocada no início da Célula II foi eficiente na remoção de DBO e DQO. Nessa etapa do tratamento a redução de DBO variou entre 5 e 83% e a redução de DQO entre 5 e 23%.

6.2.3 INSTALAÇÃO, OPERAÇÃO E MONITORAMENTO

As pedras e os processos operacionais do SBQ dificultam o uso de mantas de plástico para impermeabilizar as células.

A configuração do sistema deve evitar fluxo turbulento para diminuir o desprendimento de biofilme; e caminhos preferenciais que diminuem o contato do percolado com material reativo.

A operação e manutenção das células é simples e não requer mão-de-obra especializada.

Embora a operação tenha sido simples, falhas no controle da vazão; elevada relação DQO/DBO no afluente; e não observância do tempo de adaptação das Taboas acarretou problemas operacionais diminuindo a eficiência do sistema na remoção dos parâmetros estudados.

O contato contínuo do percolado com o solo das BRS produziu mudanças nas características do solo, principalmente, em relação ao número de finos ($<2\mu\text{m}$) e, conseqüentemente, à atividade. Fato este que contribuiu para uma vida útil relativamente pequena das BRS estudadas.

As condições do percolado interferem severamente no crescimento das plantas, como por exemplo com relação ao teor de nitrogênio amoniacal. O controle da quantidade de nitrogênio amoniacal e do pH é um fator primordial para a estabilidade da vegetação.

Reações reversíveis como precipitação e sorção podem, em primeira instância, contribuir para retardar o avanço ou diminuir a contaminação a jusante da barreira. Entretanto, o material precipitado ou adsorvido pode ser liberado se houver modificação da condição do meio. Assim sendo, é necessário que haja o monitoramento constante do efluente e, quando necessário, substituição do material da barreira.

6.2.4 CUSTOS

Os maiores custos desse sistema estão relacionados com a instalação (movimentação de terra, compactação, impermeabilização e mão-de-obra); e, em alguns casos, a aquisição do terreno. Porém, assim como lagoas de estabilização, se situa entre os mais baixos quando se trata de tratamento terciário.

O custo com materiais de enchimento (brita, solo argiloso, solo arenoso, etc.) é baixo e depende da configuração a ser adotada.

O custo com análises vai variar de acordo com o programa de monitoramento adotado, não devendo ultrapassar os gastos dos sistemas de tratamento convencionais como as lagoas e filtros biológicos.

6.3 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- Estudo de materiais alternativos para execução das barreiras reativas permeáveis que integram o sistema Bioquímico, a fim de torná-lo eficiente na remoção de metais presentes no percolado. Por exemplo, o uso de zeólitas naturais e/ou sintetizadas a partir das cinzas de carvão mineral residuária de termoeletricas.
- Estudo aprofundado do tempo de saturação de materiais usados no preenchimento das barreiras de solo.

- Estudos qualitativos e quantitativos do crescimento do biofilme na barreira de solo e no leito de pedras.
- Estudo de Taboa em viveiros que simulem as condições de campo, visando a produção de plantas adaptadas ao percolado, para serem usadas a cada replantio.
- Estudos mais aprofundados com relação à composição ideal do leito e do material de enchimento da barreira servirão para melhorar a eficiência do tratamento que se apresenta como promissor.

Referências Bibliográficas

AGUIAR, M. R. M. P; NOVAES, A. C. (2002). Remoção de metais pesados de efluentes industriais por aluminossilicatos. **Química Nova**, São Paulo, v. 25, n. 6, 2002, p. 1145-1154.

ALCÁNTARA, E., BARRA, R., BENLLOCH, M., GINHAS, A., JORRÍN, J.V., LORA, A., OJEDA, M.A., PUJADAS, A., REQUEJO, R., ROMERA, J., RUSSO, J., SANCHO, E.D., SHILEV, S., & TENA, M. (2003). Estudios orientados al desarrollo de técnicas de descontaminación metálica, mediante fitoextracción inducida y continua, de los suelos afectados por el vertido de las minas de Aznalcóllar. In: Ciencia y restauración del río Guadiamar –PICOVER, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. **Informe de Medio Ambiente**, 2003, p. 284-293.

APHA – AWWA – WPCF (1995). **Standard Methods for the Examinations of Water and Wastewater**. American Public Health Association. 19th edition. Washington D.C. 1995, 953p.

ARIAS, C.; GARCÍA, J. & MUJERIEGO, R. (1998). Saneamiento autónomo con humedales construidos de flujo subsuperficial: evaluación de su capacidad de tratamiento. **Equipamiento y Servicios Municipales**, Marzo/abril, 1998. p. 25-31.

AUTARQUIA MUNICIPAL DE LIMPEZA URBANA (EMLUR). Associação Tecnológica de Pernambuco (ATEPE) (2003). **Relatórios Técnicos do Monitoramento Ambiental do Aterro do Roger**. João Pessoa, 2003.

BERTAZZOLI, R; PELEGRINI, R. (2002). Descoloração e degradação de poluentes orgânicos em soluções aquosas através do processo fotoeletroquímico. **Química Nova**, São Paulo, v. 25, n. 3, 2002. p. 477-482.

BLOWES, D. W. (2000). Treatment of Dissolved Metals and Nutrients Using Permeable Reactive Barriers. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 45, 2000, p. 123–37

BORRERO, Jaime Andrés Lara. (1999). **Depuración de aguas residuales municipales com humedales artificiales**. Barcelona: UPC (1999). Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Universidad Politécnica de Cataluña, Instituto Catalán de Tecnología, 1999.

BORSOI, Z.; CAMISÃO, M. L.; LANARI, N.; TORRES, S. & GOMES, S. M. (1997). Tratamento de esgoto: tecnologias acessíveis. **Banco do Desenvolvimento-BNDS**. Catálogo de Infra-estrutura, Informes de Saneamento Ambiental, novembro de 1997, n. 16. Disponível em: <<http://www.bndes.gov.br/conhecimento/infra/g7416.pdf>>. Acesso em: 4 de fevereiro de 2004.

BULC, T.; VRHOVŠEK, D.; KUKANJA, V. (1997). The use of constructed wetland for landfill leachate treatment. **Water Science technology**, Grã Bretanha; vol. 35, n.5, p. 301-306, 1997.

CAMPOS, J. C.; FERREIRA, J. A.; MANNARINO, C. F.; SILVA, H. R. & BORBA, S. M. P. (2002). Tratamento do Chorume do Aterro Sanitário de Piraí (RJ) Utilizando Wetlands. In: VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES. 2002, Vitória. **Anais...** Vitória, 2002.

CASTILHOS JR., A. (2003). Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte. **Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB)** - Financiadora de Estudos e Projetos (Finep), Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC, Joinville – SC, 2003.

CEBALLOS, B. S. O.; MEIRA, C. M. B. S.; SOUSA, J. T.; OLIVEIRA, H.; GUIMARÃES, A. O. & KOING, A. (2000). Desempenho de um leito cultivado na melhoria da qualidade de um córrego poluído destinado a irrigação. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES/AIDIS, 2000, Porto Alegre, RS. **Anais...** Porto Alegre, RS, dezembro de 2000.

CHABBI, A; MCKEE, K. L; MENDELSSOHN, I. A. (2000). Fate of oxygen losses from *typha domingensis* (typhaceae) and *cladium jamaicense* (cyperaceae) and consequences for root metabolism. **American Journal of Botany**, v.8 . 2000, p. 1081–1090.

CHERNICHARO, C. A. L. (1997). **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**: Volume 5 - Reatores Anaeróbios. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA/UFMG), 1997. v. 5. 245 p.

CORTECCI, G. (2004). **Geologia e... salute**. Bologna, 2004. Disponível em: <http://www.igg.cnr.it/Geologia_e/GeologiaeSaluteText.htm>. Acesso em: 17 de julho de 2004.

COSTA, Pedro Oliveira da Silva. (2002). **Avaliação em laboratório, do transporte de contaminantes no solo do Aterro Sanitário de Sauípe/BA**. Rio de Janeiro, RJ: PUC (2002). Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, 2002.

COUTO, M. C. L; BRAGA, F. S. (2003). Tratamento de chorume de aterro sanitário por associação de reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo e reator anaeróbio por infiltração rápida. In: 5º Seminário Estadual sobre Saneamento e Meio Ambiente -S E S M A, 2003, Vitória. **Anais...** Vitória, agosto 2003.

CRITES, R.W. (1994). Design Criteria and Practice for Constructed Wetlands. **Water Science and Technology**. v. 29, 1996, p. 1-6.

D'AMBROSIO, O. (1998). **Verdadeiros edens terrestres, os pântanos, várzeas, Brejos e estuários são copiados pelo homem**. Disponível em: <<http://www.unesp.br/jornal/novembro/ecologia.htm>>. Acesso em: 19 de fevereiro de 2001.

DIAS, V. N.; INÁCIO, M.; PACHECO, P.; LOPES, J.; CORREIA, P. & SOUTINHO, E. (1999). Fito-etars: pressuposto teórico de funcionamento e tipos. Associação Portuguesa para Estudos de Saneamento Básico (APESB). **Água e Resíduos**, Lisboa, n. 12, junho 1999.

EMPRESA DE MANUNTEÇÃO E LIMPEZA URBANA (EMLURB). Associação Tecnológica de Pernambuco (ATEPE) (2004). **Relatório técnico do monitoramento ambiental do Aterro da Muribeca**. Recife, abril de 2004.

GARCIA, J.; RUIZ, A; JUNQUERAS, X. (1997). Depuración de aguas residuales urbanas mediante humedales contruidos. **Tecnologia del agua**, junho de 1997.

GASPAR, Patrícia Martins Ferreira. (2003). **Pós - tratamento de efluente de reator UASB em sistema de lodos ativados visando a remoção biológica do nitrogênio associada a remoção físico-química do fósforo**. São Paulo, SP: USP (2003). Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2003.

GUSMÃO A. D. (1999). Projeto de Barreiras Reativas. In: 4o Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental – REGEO99, 1999, São José dos Campos - SP. **Anais...** São José dos Campos -SP: v.1, 1999, p. 486-499.

HANS BRIX (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetland?. **Water Science and Technology**. v. 35. n. 5, 1997,p.11-17.

HANS BRIX (1987). Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants – the root-zone method. **Water Science and Technology**, v. 19, 1987, p. 107-118.

INTERSTATE TECHNOLOGY AND REGULATORY COOPERATION -ITRC. (2005). **Permeable reactive barriers: lessons learned new directions**. Regulatory Council, Permeable Reactive Barriers Team, Washington, February, 2005.

JUCÁ, J. F. T. (2003). Disposição final dos resíduos sólidos urbanos no Brasil. In: 5º Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental REGEO 2003 - Porto Alegre, RS. **Anais...** Porto Alegre, RS, 2003.

KIRACOFE, Brandon D. (2000). **Performance evaluation of the town of monterey wastewater treatment plant utilizing subsurface flow constructed wetlands**. Blacksburg, VA: Virginia Tech (2000). Thesis submitted to the Faculty of Virginia Polytechnic Institute and State University in partial fulfillment of the requirements for the degree of: Master of Science, July 2000.

LAGRECA, Isabela Holtermann. (2002). **Magnésia cáustica como barreira permeável reativa no tratamento de águas subterrâneas contaminadas**. Porto Alegre, RS: UFRGS, 2002. Originalmente apresentada como tese de doutorado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2002.

LAMIM, A. P. B.; JORDÃO, C. P.; PEREIRA, J. L. & BELLATO, C. R. (2001). Caracterização química e física de turfa litorânea e avaliação da adsorção competitiva por cobre e zinco. **Química Nova**, São Paulo, v. 24, n. 1, 2001.

LEMES, M. J. L.; FIGUEIREDO FILHO, P. M.; PIRES, M. A F. (2003). Influência da mineralogia dos sedimentos das bacias hidrográficas dos rios mogiguaçu e pardo na composição química das águas de abastecimento público. **Química Nova**, São Paulo, v. 26, n. 1, 2003.

LAUTENSCHLAGER, Sandro Rogério. (2001). **Modelagem do desempenho de wetlands construídas**. São Paulo, SP: USP (2001). Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2001.

LINS, Eduardo Antonio Maia (2003). **A utilização da capacidade de campo na estimativa do percolado gerado no Aterro da Muribeca**. Recife, PE: UFPE (2003). Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, 2003.

MELO, Márcio Camargo. (2003). **Uma análise de recalques associada à biodegradação no aterro de resíduos sólidos da Muribeca**. Recife, PE: UFPE (2003). Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, 2003.

MARQUES, D. M. L. M; BERTOLDO, D. T; GIOVANNINI, S. G. T. (2002). Controle de drenagem urbana mista por banhados construídos. In: XXVIII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Cancun, MX, 2002. **Anais...** Cancun, MX, 2002..

MERZ, K. (2000). **Guidelines for using free water surface constructed wetlands to treat municipal sewage**. Queensland Department of Natural Resources. Setembro 2000. ISBN 073451661.

MESQUITA, Ana Carla. (2004). **Uso das técnicas de oxidação química e biodegradação na remoção de alguns compostos orgânicos recalcitrantes**. Rio de Janeiro, RJ: COPPE/UFRJ (2004). Originalmente apresentada como tese de doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2004.

MIRANDA NETO, Manoel Isidro. (2002). **Investigação geoambiental em área de mangue na baía de Guanabara contaminada com resíduos industriais**. Rio de Janeiro, RJ: COPPE/UFRJ (2002). Originalmente apresentada como tese de doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2002.

MONDELLI, Giulliana. (2004). **Investigação geoquímica em áreas de disposição de resíduos sólidos urbanos utilizando a tecnologia piezocone**. São Paulo, SP: USP (2004). Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2004.

MUCCLLO, R. (1999). **Instituto de Ecologia Aplicada: Ambiente Online**. Disponível em: < <http://www.wetland.com.br/>>. Acesso em: 15 de março de 2001.

MUÑOZ, Suzana Inés Segura. (2002). **Impacto Ambiental na área do aterro sanitário e incinerador de resíduos sólidos de Ribeirão Preto – SP: avaliação de níveis de metais pesados**. Ribeirão Preto, SP: EERP/USP, 2002. Originalmente apresentada como tese de doutorado, Universidade de São Paulo, 2002.

MÆHLUM, T; HAARSTAD, K. (1997). Leachate treatment in ponds and wetlands in cold climate. In: Sixth International Landfill Symposium, 1997, Sardinia. **Anais...** Sardinia, 1997, p. 337-344.

MÆHLUM, T.; HAASRTAD, K.; KRAFT, P. I. (1995). On-site treatment of landfill leachate in natural systems. In: Fifth International Landfill Symposium, Cagliari, 1995.. **Anais...** Cagliari, 1995. p. 463-468.

NOBRE, M.M. ET AL (2003). Estudo para execução de uma barreira reativa objetivando o controle da migração de uma pluma de mercúrio. In: 5º Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental REGEO 2003 - Porto Alegre, RS. **Anais...** Porto Alegre, RS, 2003.

NOBRE, M. M; NOBRE, R. C. (2005). Remediação de solos: técnicas alternativas melhoram desempenho. **Revista Química e Derivados**. Disponível em: <http://www.quimicaederivados.com.br/revista/qd417/solo1.htm> Acesso em: 12 de novembro de 2005.

NOBRE, M.M.; NOBRE, R. C. M.; GALVÃO, A. S. S. & PEREIRA, P.A. (2003). Estudo para execução de uma barreira reativa objetivando o controle da migração de uma pluma de mercúrio. In: 5º Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental REGEO 2003 - Porto Alegre, RS. **Anais...** Porto Alegre, RS, 2003.

NOBRE, M. M. M. & NOBRE, R. C. M. (1997). Uma solução geotécnica para remediação de águas subterrâneas contaminadas por compostos organoclorados. **Revista Solos e Rocha**, 20(2). p121-134.

OLIVEIRA, A. P; LUZ, A. B. (2001). Recursos hídricos e tratamento de águas na mineração – Série Tecnologia Ambiental, 24. **Centro de Tecnologia Mineral - CETEM**, Rio de Janeiro: 2001. 36 p.

OLIVEIRA, L; PASQUAL, A. (2000). Monitoramento de Lixiviados de Aterro Sanitário. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre, 2000. **Anais...** Porto Alegre: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000. 521p. CD ROM.

PAES, Roberta Falcão de Cerqueira. (2003). **Caracterização do chorume produzido no Aterro da Muribeca- PE**. Campina Grande, PB: UFPB (2003)., Universidade Federal da Paraíba, 2003.

PLETSCH, M; CHARLWOOD, B. V.; ARAÚJO, B. S. (1999). **Fitorremediação de águas e solos poluídos**. Disponível em: <http://www.bioteecnologia.com.br/bio/11_e.htm> Acesso em: 12 de junho de 2001.

ROBINSON, H. D. ET AL. (1997). Engineered reed bed treatment of old leachates. In: Sixth International Landfill Symposium, 1997, Sardinia. **Anais...** Sardinia, 1997.

ROOKER, Alexandria Pettway. (2000). **A critical evaluation of factors required to terminate the post-closure monitoring period at solid waste landfills**. Raleigh, NC: NCSU (2000). Dissertation submitted to the Graduate Faculty of North Carolina State University in partial fulfillment of the requirements for the Degree of Master of Science Department of Civil engineering, 2000.

ROSA, A. H.; ROCHA, J. C.; FURLAN, M. (2000). Substâncias húmicas de turfa: estudo dos parâmetros que influenciam no processo de extração alcalina. **Química Nova**, São Paulo, v. 23, n. 4, 2000.

RUBIO, J.; SCHNEIDER, I. A. H.; RIBEIRO, T.; COSTA, C. A. & KALLFEZ, C. A. (2004). Plantas aquáticas: serventes naturais. **Revista Ciência Hoje**, v. 35, n. 205, 2004.

SALLES, F. A. & DUARTE, U. (2005). Avaliação da eficiência de barreira reativa instalada em escala piloto para degradação abiótica de solventes organoclorados. **Revista Águas Subterrâneas**, vol. 19 (2005). ISSN: 0101-7004.

SANTOS, Ailton Dias. (2003). **Estudos das possibilidades de reciclagem dos resíduos de tratamento de esgotos da região metropolitana de São Paulo**. São Paulo, SP: USP (2003). Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2003.

SANTOS NETO, J. V., OLIVEIRA, F. F., CHIABAI, R., MORGAN, L. S., ZANDONADE, E., BAZZARELLA, B. B., GONÇALVES, R. F. (2003). Filtração terciária com pré-tratamento físico-químico em uma ETE do tipo UASB mais biofiltros aerados submersos In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Joinville-SC, 2003. **Anais...** Joinville-SC, v.1, 2003. p.1 – 12.

SCHAAFSMA, A. J.; BALDWIN, A. H.; STREB C. A. (2000). An evaluation of a constructed wetland to treat wastewater from a dairy farm in Maryland, USA. **Ecological Engineering**, v. 14, 2000, p.199-206.

SILVA, Alessandra Cristina (2002). **Tratamento do Percolado de Aterro Sanitário e Avaliação da Toxicidade**. Rio de Janeiro, RJ: COPPE/UFRJ (2002). Originalmente apresentada como tese de doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2002.

SILVESTRE, A; JESUS, M. P. (2002). **Tratamento de Águas Residuais Domésticas em Zonas Húmidas Artificiais**. Lisboa, Portugal, 2002.

Originalmente apresentada como trabalho final de curso em Licenciatura em Engenharia do Ambiente, Instituto Superior Técnico, 2002.

SINCLAIR KNIGHT MERZ. (2000). **Guidelines for Using Free Water Surface Constructed Wetlands to Treat Municipal Sewage**. Department of Natural Resources, September 2000.

SOUSA, J. T.; VAN HAANDEL, A.; LIMA, E. P. C. & HENRIQUE, I. N. (2004). Utilização de wetland construído no pós-tratamento de efluentes domésticos pré-tratados em reator UASB. *Rev. Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 9, n. 4, p. out/dez 2004, p 285-290.

SURFACE, J. M. (1993). Effect of Season, substrate composition, and plant growth on landfill leachate treatment in a constructed wetland. In: **Constructed Wetlands for Water Quality Improvement**. edited by Gerald A. Moshiri; ISBN: 0-87371-550-0, 1993.

TOUSIGNANT, E; FANKHAUSER, O; HURD, S. (1999). Guidance manual for the design, construction and operations of constructed wetlands for rural applications in Ontario. **Program of the Agricultural Adaptation Council, Ontario**, November, 1999.

UK – CHM, UK Clearing House Mechanism for Biodiversity (2000). **Redução da entrada nutriente aos sistemas aquáticos**. Disponível em: <<http://www.chm.org.uk/library/ecosys/water/ETIW001.pdf>>. Acesso em: 05 de julho de 2001.

US Environmental Protection Agency - EPA. (2002). **Evaluation of Permeable Reactive Barrier Performance**. . Federal Remediation Technologies Roundtable (FRTR). December 2002.

US Environmental Protection Agency - EPA. (2000). **Wastewater Technology Fact Sheet Wetlands: Subsurface Flow**. Office of Water. EPA 832-F-00-023, September 2000.

US Environmental Protection Agency - EPA. (1993). **Subsurface Flow Constructed Wetlands for Wastewater Treatment**. Office of research and development. EPA 832-R-93-008, 1993.

US Environmental Protection Agency – EPA (1992) – **Technical Resource Document: Batchtype Procedures for Estimating Soil Adsorption of Chemicals**. Office of Solid Waste and Emergency Response, EPA/530-SW-87-006-F, 1992.

VAN KAICK, Tâmara Simone. (2002). **Estação de tratamento de esgoto por meio de zonas de raízes: uma proposta de tecnologia apropriada para saneamento básico no litoral do Paraná**. Curitiba,PR: CEFET/PR (2002). Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná, 2002.

VON SPERLING, M. (1996). **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2.ed.-Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental- UFMG, 1996.

YAMADA, D. T. (2004). Caracterização geológico-geotécnica aplicada à instalação de postos de combustíveis em Rio Claro (SP). **Dissertação de mestrado**. Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas,Rio Claro, 2004.

ZIOLLI, R. L; JARILLIDIM, W. F. (1998). Mecanismo de fotodegradação de compostos orgânicos catalisada por TiO₂. **Química Nova**, São Paulo, v. 21, n. 3, 1998.