



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro de Tecnologia e Ciências

Faculdade de Engenharia

Stella Melgaço

**Estudos de sorção utilizando lixiviado e monossoluções de
nitrogênio amoniacal e bisfenol A em GCL e solo**

Rio de Janeiro

2018

Stella Melgaço

**Estudos de sorção utilizando lixiviado e monossoluções de nitrogênio
amoniacoal e bisfenol A em GCL e solo**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de Concentração: Controle da Poluição Urbana e Industrial.



Orientadora: Prof.^a Dr.^a Elisabeth Ritter

Coorientadora: Prof.^a Dr.^a Daniele Maia Bila

Rio de Janeiro

2018

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/B

P659 Melgaço, Stella
Estudos de sorção utilizando lixiviado e monossoluções de nitrogênio amoniacal e bisfenol A em GCL e solo / Stella Melgaço. – 2018.
84f.

Orientadora: Elisabeth Ritter.

Coorientadora: Daniele Maia Bila.

Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia.

1. Engenharia ambiental - Teses. 2. Lixo - Teses. 3. Compostos orgânicos - Teses. 4. Nitrogênio - Teses. 5. Proteção do solo - Teses. I. Ritter, Elisabeth. II. Bila, Daniele Maia. III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia. IV. Título.

CDU 628.4

Bibliotecária: Júlia Vieira – CRB7/6022

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta tese, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Stella Melgaço

**Estudos de sorção utilizando lixiviado e monossoluções de nitrogênio
amoniacoal e bisfenol A em GCL e solo**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ).
Área de concentração: Controle da Poluição Urbana e Industrial.

Aprovada em 23 de agosto de 2018.

Banca examinadora:

Prof.^a Dr.^a Elisabeth Ritter (Orientadora)
Faculdade de Engenharia – UERJ

Prof.^a Dr.^a Daniele Maia Bila (Coorientadora)
Faculdade de Engenharia – UERJ

Prof. Dr. Mauricio Ehrlich
COPPE – Universidade Federal do Rio de Janeiro

Prof.^a Dr.^a Celina Schmidt
Faculdade de Engenharia – UERJ

Rio de Janeiro

2018

DEDICATORIA

Dedico este trabalho à minha querida amiga Helen (*in memoriam*).

Por sempre acreditar em mim. Pela generosidade, grandeza e leveza. Por me inspirar a voar e abraçar o mundo.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer pela dádiva da vida, pela liberdade de poder fazer minhas escolhas, e por todos os dias ter a oportunidade de evoluir.

Aos meus pais por todo apoio, especialmente à minha mãe pelo amor, acolhimento, por sempre me incentivar e encorajar.

Aos meus irmãos Rodrigo, Gabriel e Daniel, pelo carinho, apoio e incentivo.

À minha orientadora Elisabeth Ritter pela orientação, compreensão e ensino.

À minha coorientadora Daniele Bila por todos os ensinamentos no laboratório, pela ajuda e orientação. Sou muito grata às duas por sempre me receberem tão bem e pela confiança depositada em mim.

A todos os amigos do Laboratório de Engenharia Sanitária (LES). Cada um me ajudou de alguma forma em algum momento. Agradeço ao Allan Argolo, Camila Pesci, Carol Gomes, Daniella Moraes, Daniele Barcelos, Gabrielly Pessanha, Giselle Gomes, João Moreth, Louise Felix, Mariana Farias, Tainá Pereira, Thamires Sandonato e Thaynara Rabelo pelo apoio, ajuda, amizade, gargalhadas e companheirismo. Cada um me ensinou e me ensina muito. Agradeço à Tamiris Rodrigues por me acompanhar em tantos ensaios e análises, pela preocupação e pela companhia. Agradeço especialmente ao Victor Batista, por me acompanhar desde o primeiro dia que eu entrei no laboratório, me ajudando com paciência, acolhimento, generosidade, e por não me deixar desanimar nos momentos de dificuldade.

Aos técnicos do LES, Ana Fagundes e Sidnei Gomes, por tudo que me ensinaram no laboratório, pela ajuda nas análises, pela amizade, carinho e paciência.

Ao professor Rogério Feijó e ao técnico Raí pelas análises no Laboratório de Mecânica dos Solos.

Ao Eng.^o Gilberto Couto, por fornecer as amostras de GCL e bentonita.

Às amigas que fiz no Mestrado, Amanda Feitosa, Fernanda Chaves e Tainá Pereira, pela troca de experiências e apoio mútuo.

À minha tia Celia, minha madrinha Anna, e minhas primas do coração Anninha e Agatha pelo apoio incondicional.

Ao Rafael Vieira, pela compreensão e carinho, e por me incentivar em todos os momentos que achei que não conseguiria.

Aos amigos queridos de vida, Ana Boechat, Andre Bae, Elisa Passos, Felipe Salgado, Lívia Sancho, Milena Ceccopieri, Vanessa Carreiro, Victor Ferreira, Thaís Barros, Barbara Bomfim, Fernanda Duarte, Roberta Evangelista, Daniela Cid Mena, Mariana Bomfim e Luciana Maciel, porque estar com vocês aliviava os momentos difíceis e me animava a continuar. Obrigada por todas as mensagens de incentivo e conselhos.

À Anita Sathler, Helen Soares (*in memoriam*), Monaliza Melo e Sarah Sathler, mulheres que me inspiram todos os dias, agradeço pela força e inspiração nesse processo e pela amizade que continua forte apesar da distância.

A todas as pessoas que contribuíram de alguma forma na minha caminhada rumo à conclusão desse trabalho.

Compositor de destinos
Tambor de todos os ritmos
Tempo tempo tempo tempo
Entro num acordo contigo
Tempo tempo tempo tempo

Por seres tão inventivo
E pareceres contínuo
Tempo tempo tempo tempo
És um dos deuses mais lindos
Tempo tempo tempo tempo

Caetano Veloso

RESUMO

MELGAÇO, S. O. P. **Estudos de sorção utilizando lixiviado e monossoluções de nitrogênio amoniacal e bisfenol A em GCL e solo.** 2018. 84f. Dissertação (Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018.

O lixiviado apresenta diferentes classes de contaminantes, sendo o nitrogênio amoniacal, o cloreto e os compostos orgânicos os que apresentam mais altas concentrações. Além deles, estudos recentes indicam a presença de vários compostos orgânicos emergentes em lixiviado, entre eles o bisfenol A (BPA), que é considerado um desregulador endócrino (DE). A tendência de usar o geocomposto bentonítico (GCL) como camada de impermeabilização de aterros de resíduos sólidos urbanos nos países em desenvolvimento está crescendo. Este trabalho apresenta ensaios de equilíbrio em lote com o solo do Aterro de Seropédica, bentonita e geotêxtil (componentes do GCL), realizados separadamente utilizando lixiviado e monossoluções de cloreto de amônio e BPA. Em relação ao nitrogênio amoniacal, a isoterma de Langmuir apresentou o melhor ajuste para os ensaios com a bentonita. Em lixiviado, a bentonita foi mais competente que o solo na sorção de nitrogênio amoniacal, redução de DQO e sorção de carbono orgânico dissolvido. Nos ensaios com BPA, a isoterma de Freundlich apresentou o melhor ajuste para a bentonita e o solo, indicando que os sítios de sorção dos adsorventes são empiricamente ilimitados para BPA. O ensaio com geotêxtil apresentou a maior capacidade de sorção de bisfenol A entre os materiais estudados, e o melhor ajuste de isoterma foi a linear, embora não tenha apresentado um valor de R^2 muito significativo. O solo, comparado com a bentonita se mostrou mais competente em relação à sorção de BPA, possivelmente por causa da maior concentração de matéria orgânica. A combinação de geotêxtil e bentonita (GCL) é recomendada com o objetivo de prevenir contaminação de solos e água por nitrogênio amoniacal, BPA e carga orgânica presente em lixiviados. Associado à camada de solo compactada, o GCL, aumenta a margem de segurança no retardamento de alguns compostos.

Palavras-chave: Sorção; Ensaio de equilíbrio em lote; Nitrogênio amoniacal; BPA; GCL.

ABSTRACT

MELGAÇO, S. O. P. **Sorption studies using ammonium and BPA mono solutions and leachate with GCL and soil.** 2018. 84p. Dissertação (Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018.

Landfill leachate presents many different classes of contaminants, among them ammonium, chlorides and organic compounds presents the highest concentrations. Besides them, recent studies indicates presence of several emerging organic compounds in leachate, among them bisphenol A (BPA), which is considered an endocrine disruptor chemical (EDC). The trend of using GCL as municipal solid waste landfill liner in developing countries is growing. In this study, batch tests were performed with Seropedica landfill soil, bentonite and geotextile (GCL components) separately, using landfill leachate and ammonium and BPA mono solutions. Regarding ammonium, Langmuir was the best fit for bentonite batch tests. Bentonite was the most effective in sorption of ammonium, COD (chemical oxygen demand) reduction and dissolved organic carbon sorption. BPA batch tests showed that Freundlich isotherm was the best fit for bentonite and soil, indicating that adsorbents sorption sites were empirically non-limited for BPA. Geotextile batch test presented the best BPA sorption capacity among studied adsorbents, linear isotherm was the best fit, and nevertheless it hadn't a R^2 value really representative. Soil was more effective in BPA sorption than bentonite, probably due to greater organic matter content in soil. Geotextile and bentonite combination (GCL) is recommended aiming prevent soil and water contamination by ammonium, BPA and organic matter present in leachates. Compacted soil layer associated with GCL improves sorption capacity of some compounds.

Keywords: Sorption; Batch tests; Ammonium; BPA; GCL.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Disposição Final dos RSU coletados no Brasil. Fonte: Adaptado de ABRELPE, 2016.....	20
Figura 2 – Composição do RSU no Rio de Janeiro. Fonte: Adaptado de: PGMGIRS, 2012.	21
Figura 3 – Substância de bisfenol A (Fonte: “www.sigmaaldrich.com”)	24
Figura 4 – Processos no Transporte de Contaminantes. Fonte: Adaptado de DE CAMPOS, 2001 apud MONCADA, 2004.....	31
Figura 5 – Formatos de isoterma de adsorção. Fonte: MCCABE; SMITH; HARRIOTT, 1993 apud OLIVEIRA, 2011.....	32
Figura 6 – Modelos de isotermas de sorção. Fonte: Adaptado de NAKADI, 2011.	33
Figura 7 – Amostra de GCL (Acervo pessoal).....	35
Figura 8 – Bentonita em pó (Acervo pessoal)	35
Figura 9 – Imagem aérea. Fonte: CICLUS AMBIENTAL, 2018.....	36
Figura 10 – Camadas de impermeabilização do Aterro de Seropedica. Fonte: CICLUS AMBIENTAL, 2018.....	37
Figura 11 – Peneiras para Análise Granulométrica (Acervo pessoal).....	38
Figura 12 – Ensaio de Sedimentação (Acervo pessoal).....	38
Figura 13 – Ensaio de Densidade (Acervo pessoal).....	38
Figura 14 – Ensaio de Limites de Plasticidade e Liquidez (Acervo pessoal).....	39
Figura 15 – Ensaio de equilíbrio em lote com bentonita (Acervo pessoal).....	41
Figura 16 – Ensaio de equilíbrio em lote com solo (Acervo pessoal)	42
Figura 17 – Ensaio de equilíbrio em lote com geotêxtil (Acervo pessoal)	43
Figura 18 – Diluições e análise de Nitrogênio amoniacal (Acervo pessoal)	43
Figura 19 – Cromatógrafo Líquido de Alta Performance (Acervo pessoal)	44
Figura 20 – Curva Granulométrica	47
Figura 21 – Valores de pH da monossolução de cloreto de amônio antes e depois do ensaio com a solo, b bentonita e c geotêxtil	49
Figura 22 – Valores de condutividade da monossolução de cloreto de amônio antes e depois do ensaio com a solo, b bentonita e c geotêxtil.....	49
Figura 23 – Valores de pH antes e depois do ensaio de equilíbrio em lote com solo	50

Figura 24 – Valores de condutividade antes e depois do ensaio de equilíbrio em lote com solo.....	50
Figura 25 – Valores de pH antes e depois do ensaio de equilíbrio em lote com bentonita.....	51
Figura 26 – Valores de condutividade antes e depois do ensaio de equilíbrio em lote com bentonita.....	51
Figura 27 – Valores de pH da monossolução de cloreto de amônio e lixiviado antes e depois do ensaio com solo.....	52
Figura 28 – Valores de pH da monossolução de cloreto de amônio e lixiviado antes e depois do ensaio com bentonita.....	52
Figura 29 – Valores de pH da monossolução de BPA antes e depois do ensaio com a solo, b bentonita e c geotêxtil.....	53
Figura 30 – Valores de condutividade da monossolução de BPA antes e depois do ensaio com a solo, b bentonita e c geotêxtil	53
Figura 31 – Gráficos de sorção do Cloreto em monossolução de cloreto de amônio pelo solo, bentonita e geotêxtil	54
Figura 32 – Gráficos de sorção do Cloreto em lixiviado pelo solo e bentonita	55
Figura 33 – Valores iniciais e finais de DQO dos ensaios de equilíbrio em lote de lixiviado com solo e bentonita.....	55
Figura 34 – Redução de DQO após os ensaios de equilíbrio em lote do lixiviado com solo e bentonita	56
Figura 35 – Gráficos de sorção do Carbono Orgânico Dissolvido no lixiviado	56
Figura 36 – Isoterma linear do Carbono Orgânico Dissolvido no lixiviado pelo solo	57
Figura 37 – Gráfico de sorção e isotermas do Carbono Orgânico Dissolvido no lixiviado pelo solo	57
Figura 38 – Isoterma linear do Nitrogênio Amoniacal em monossolução pelo solo	58
Figura 39 – Gráficos de sorção Nitrogênio Amoniacal em monossolução pelo solo	59
Figura 40 – Isoterma linear do Nitrogênio Amoniacal em monossolução pelo solo sem o ponto 90%	59
Figura 41 – Gráficos de sorção Nitrogênio Amoniacal em monossolução pelo solo sem o ponto 90%	59
Figura 42 – Isoterma linear do Nitrogênio Amoniacal em monossolução pela bentonita	60

Figura 43 – Gráficos de sorção do Nitrogênio Amoniacal em monossolução pela bentonita	61
Figura 44 – Isoterma linear do Nitrogênio Amoniacal em monossolução pelo geotêxtil	61
Figura 45 – Gráficos de sorção do Nitrogênio Amoniacal em monossolução pelo geotêxtil	61
Figura 46 – Comparação de isotermas das monossoluções com solo, bentonita e geotêxtil (L= Langmuir; F= Freundlich; Exp= Experimental).....	62
Figura 47 – Isoterma linear do Nitrogênio Amoniacal em lixiviado pelo solo.....	63
Figura 48 – Gráficos de sorção de Nitrogênio Amoniacal em lixiviado pelo solo (L= Langmuir; F= Freundlich; Exp= Experimental)	63
Figura 49 – Isoterma linear do Nitrogênio Amoniacal em lixiviado pela bentonita.....	64
Figura 50 – Gráficos de sorção de Nitrogênio Amoniacal em lixiviado pela bentonita (L= Langmuir; F= Freundlich; Exp= Experimental)	64
Figura 51 – Comparação de isotermas entre a monossolução e o lixiviado (L= Langmuir; F= Freundlich; Exp= Experimental) com a bentonita.....	65
Figura 52 – Comparação de isotermas entre a monossolução e o lixiviado com o solo (L= Langmuir; F= Freundlich; Exp= Experimental)	66
Figura 53 – Comparação de isotermas do lixiviado com o solo e a bentonita (L= Langmuir; F= Freundlich; Exp= Experimental)	66
Figura 54 – Isoterma linear do bisfenol A em monossolução pelo solo.....	68
Figura 55 – Gráfico de sorção de bisfenol A em monossolução pelo solo	68
Figura 56 – Isoterma linear do bisfenol A em monossolução pela bentonita	69
Figura 57 – Gráfico de sorção de bisfenol A em monossolução pela bentonita	69
Figura 58 – Isoterma linear do bisfenol A em monossolução pelo geotêxtil.....	70
Figura 59 – Gráfico de sorção de bisfenol A em monossolução pelo geotêxtil	70

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Composição de lixiviados de aterros brasileiros (Adaptado de POVINELLI; SOUTO, 2004)	22
Tabela 2 – Propriedades físico-químicas do composto Bisfenol A.....	25
Tabela 3 – Valores máximos e mínimos de BPA encontrados em lixiviados nas diferentes regiões (nd = não detectado).....	27
Tabela 4 – Valores máximos e mínimos de BPA encontrados em solos e sedimentos nas diferentes regiões	29
Tabela 5 – Parâmetros físico-químicos	39
Tabela 6 – Propriedades do GCL (Fonte: Catalogo Fortliner – Ober)	41
Tabela 7 – Características da curva de bisfenol A	44
Tabela 8 – Caracterização granulométrica do solo de Seropedica	46
Tabela 9 – Parâmetros físico-químicos do background do solo	47
Tabela 10 – Caracterização do Lixiviado do Aterro de Seropédica em novembro/2017	48
Tabela 11 – Coeficientes obtidos de Carbono Orgânico Dissolvido	57
Tabela 12 – Coeficientes obtidos de Nitrogênio Amoniacal (NH_4^+) nas monossoluções	62
Tabela 13 – Coeficientes obtidas de Nitrogênio Amoniacal (NH_4^+) no lixiviado	64
Tabela 14 – Coeficientes obtidas de bisfenol A.....	70

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
BPA	Bisfenol A
C	Concentração final
Co	Concentração inicial
Ceq	Concentração de equilíbrio
CLAE-FLU	Cromatografia Líquida de Alta Eficiência com Detector de Fluorescência
COD	Carbono orgânico dissolvido
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
DBO ₅	Demanda bioquímica de oxigênio
D _e	Difusão molecular
DEs	Desreguladores endócrinos
D _h	Dispersão hidrodinâmica
D _m	Dispersão mecânica
DQO	Demanda química de oxigênio
DV	Desvio Padrão
EDC	Endocrine Disruptor Chemical
EPA	Environmental Protection Agency
GCL	Geocomposto bentonítico
HPLC	<i>High Performance / Pressure Liquid Chromatography</i>
IP	Índice de Plasticidade
K _d	Coeficiente de distribuição
K _F	Coeficiente de Freundlich
K _L	Coeficiente de Langmuir
K _{ow}	Coeficiente octanol-água
LD	Limite de detecção
LL	Limite de Liquidez
LP	Limite de Plasticidade

LQ	Limite de quantificação
NBR	Norma Brasileira
PEAD	Polietileno de Alta Densidade
pKa	Constante de dissociação dos ácidos
PMGIRS	Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos
PNEC	Concentração de Nenhum Efeito Previsto
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
RSU	Resíduos sólidos urbanos
S	Concentração Sorvida

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO.....	17
1.OBJETIVOS.....	19
1.1. Objetivo Geral	19
1.2. Objetivos Específicos.....	19
2.REFERENCIAL TEÓRICO	20
2.1. Resíduos Sólidos Urbanos.....	20
2.2. Lixiviados	22
2.2.1. Contaminantes Inorgânicos	23
2.2.2. Compostos orgânicos.....	23
2.3. Desreguladores endócrinos	24
2.3.1. Bisfenol A (BPA).....	24
2.3.2. Fontes e efeitos	25
2.3.3. Presença em lixiviado e em solo	26
2.3.4. Legislação	29
2.4. Transporte de contaminantes.....	29
2.4.1 Sorção.....	31
2.4.1.1.Isotermas de sorção	32
2.5. Barreiras de impermeabilização.....	34
2.5.1. Geocomposto bentonítico (GCL).....	34
2.5.2. Bentonita	35
3.MATERIAIS E MÉTODOS	36
3.1. Área de Estudo	36
3.1.1 Aterro de Seropédica.....	36
3.1.2. Caracterização do solo.....	37
3.1.3. Ensaio de extração por lixiviação do solo.....	39
3.1.4. Caracterização do lixiviado.....	39
3.2. Ensaio de equilíbrio em lote (“ <i>Batch test</i> ”).....	40
3.2.1 Monossoluções	40
3.2.2. Adsorventes	40
3.2.3. Ensaio de equilíbrio em lote com bentonita	41

3.2.4.	Ensaios de equilíbrio em lote com solo de Aterro	42
3.2.5.	Ensaios de equilíbrio em lote com geotêxtil	42
3.3.	Parâmetros físico-químicos.....	43
3.4.	Análise Cromatográfica	44
3.5.	Descontaminação da vidraria.....	45
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	46
4.1.	Caracterização granulométrica do solo	46
4.2.	Caracterização do Lixiviado do Aterro de Seropédica	48
4.3.	Ensaios de Sorção	48
4.3.1.	pH e Condutividade	48
4.3.1.1.	Monossoluções	48
4.3.1.2.	Lixiviado.....	50
4.3.1.3.	Monossoluções de BPA.....	52
4.3.2.	Cloreto	53
4.3.3.	Demanda Química de Oxigênio	55
4.3.4.	Carbono Orgânico Dissolvido	56
4.3.5.	Nitrogênio Amoniacal.....	58
4.3.5.1.	Monossoluções de cloreto de amônio.....	58
4.3.5.2.	Lixiviado.....	62
4.3.6.	Bisfenol A.....	67
	CONCLUSÃO	72
	REFERÊNCIAS	74
	APÊNDICE A – Ensaios de sorção com a monossolução de cloreto de amônio	81
	APÊNDICE B – Ensaios de sorção com lixiviado	83
	APÊNDICE C – Ensaios de sorção com a monossolução de bisfenol a	84

INTRODUÇÃO

O consumo da nossa sociedade gera a cada dia enormes quantidades de resíduos sólidos. O tratamento e destino dos resíduos sólidos têm sido discutidos por décadas e continua sendo um dos maiores desafios ambientais a serem resolvidos por questões socioeconômicas e ambientais.

No Brasil, com a Política Nacional de Resíduos Sólidos (2010), começaram a se esboçar soluções, mas ainda em 2018 o país está distante de um cenário predominantemente positivo.

A discussão sobre as possíveis soluções passa pelas alternativas de conseguir transformar o processo de tratamento num ciclo, em que houvesse coleta seletiva, reciclagem, compostagem; ou então por meio da incineração. Mas por motivos econômicos, sociais e culturais ainda não são possibilidades reais para resolver a situação do país inteiro.

O Aterro Sanitário é um projeto de engenharia desenhado para ser ambientalmente seguro e é entre as opções, a mais economicamente viável. Envolve tecnologias e técnicas de tratamento e controle da poluição causada pelos resíduos sólidos, lixiviado e biogás.

O lixiviado é formado pela decomposição da massa de lixo, e pelas águas da chuva que percolam, resultando um líquido escuro, recalcitrante que contém diversas classes de contaminantes.

Nos lixiviados brasileiros os maiores problemas são os contaminantes inorgânicos, como o nitrogênio amoniacal e cloreto, além da presença de compostos orgânicos, como hidrocarbonetos aromáticos, compostos ftaláticos, compostos fenólicos, pesticidas, compostos orgânicos voláteis, entre outros.

Com o desenvolvimento da indústria tem aparecido uma nova classe de contaminantes, os desreguladores endócrinos (DE). Desreguladores endócrinos podem causar diversos efeitos deletérios no sistema endócrino, como causar dano ao sistema endócrino, interagir com um receptor de hormônios, ou alterar o metabolismo de um hormônio.

Um dos desreguladores endócrinos que tem sido estudado quanto aos efeitos, persistência no ambiente, tratamento em água potável e em esgotos, é o bisfenol A. O bisfenol A é um composto sintético, utilizado como plastificante e está

presente em diversos produtos. Entre os efeitos que têm sido relatados na literatura causados pela presença do bisfenol A no meio ambiente são a indução de feminização de peixes, diminuição do peso de recém-nascidos, potencial carcinogênico em humanos, entre outros.

O sistema de revestimento de fundo em aterros sanitários é importante para a contenção dos contaminantes provenientes do lixiviado. Existem diferentes técnicas e sistemas empregados para essa função; como camada de solo compactado, mistura de solo com bentonita, geomembranas, geotêxteis, geocomposto bentonítico (GCL), entre outros.

É importante que se avalie as técnicas quanto à eficiência no avanço da contaminação. No transporte de contaminantes, a sorção é um processo importante que retarda a migração dos contaminantes para o solo. Além disso, ainda poucas pesquisas avaliam compostos orgânicos no transporte do lixiviado para o solo, e outros materiais.

Na cidade do Rio de Janeiro, até 2012, todo o resíduo sólido urbano era destinado ao Aterro Metropolitano de Gramacho. Com a construção do Aterro Sanitário de Seropédica, houve o encerramento das operações de Gramacho e o Aterro de Seropédica começou a receber o RSU das cidades do Rio de Janeiro, Itaguaí e Seropédica. O sistema de revestimento de fundo desse aterro é composto por argila, GCL, uma geomembrana de PEAD, sistema de coleta de lixiviado e nova camada de argila, sensores com cerca de 300 eletrodos, outra geomembrana de PEAD e, por fim, novamente argila. Esse sistema de impermeabilização é um dos melhores no Brasil, visto que em muitos aterros ainda é realizada apenas a compactação de solo como *liner*.

Portanto, avaliar a capacidade de sorção de alguns componentes deste sistema, como o solo utilizado e o GCL, para alguns contaminantes presentes no lixiviado, especialmente nitrogênio amoniacal e bisfenol A, vem a ser uma contribuição para avaliação da competência das soluções adotadas.

1. OBJETIVOS

1.1. Objetivo Geral

O objetivo foi avaliar a sorção de bisfenol A (BPA) e nitrogênio amoniacal em três tipos de adsorventes diferentes; a bentonita, o geotêxtil de Geocomposto Bentonítico (GCL), e o solo do Aterro de Seropédica.

1.2. Objetivos Específicos

- Estudar a sorção da bentonita, do geotêxtil e do solo do Aterro de Seropédica como adsorvente de BPA;
- Estudar a sorção da bentonita, do geotêxtil e do solo do Aterro de Seropédica como adsorvente de nitrogênio amoniacal;
- Analisar os parâmetros físico-químicos iniciais e finais dos ensaios de equilíbrio em lote;
- Identificar o melhor ajuste de isoterma e obter seus coeficientes.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1. Resíduos Sólidos Urbanos

A gestão dos resíduos sólidos é uma das questões ambientais mais desafiadoras para o Brasil. Após 20 anos no Congresso, foi decretada a Lei 12.305/2010 que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS).

A Política Nacional de Resíduos Sólidos estipulou um prazo de quatro anos para erradicação dos vazadouros no país. Esse processo de mudança e melhoria na disposição final de resíduos sólidos urbanos tem sido lento, e de 2015 para 2016 houve um pequeno retrocesso (ABRELPE, 2014, 2016). Em 2016, dos resíduos coletados no Brasil, 17,4% e 24,2% foram dispostos em vazadouros e aterros controlados, respectivamente, e isso corresponde a aproximadamente 81 mil toneladas de resíduos por dia (ABRELPE, 2016) (Figura 1).

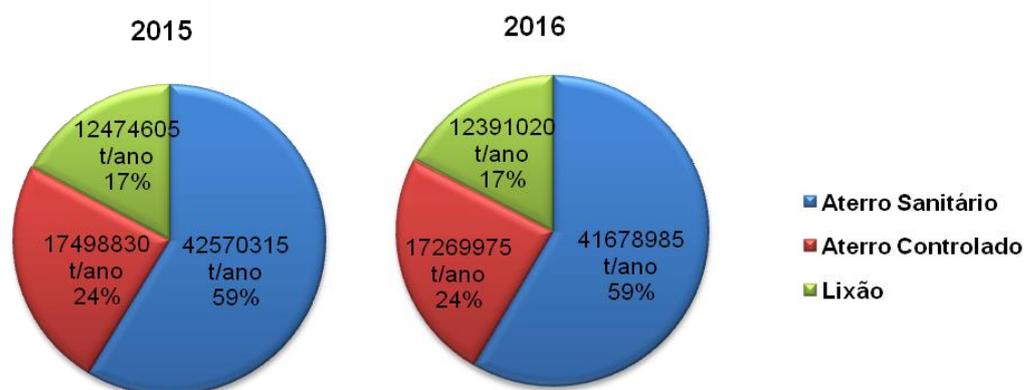


Figura 1 – Disposição Final dos RSU coletados no Brasil. Fonte: Adaptado de ABRELPE, 2016

No estado do Rio de Janeiro o cenário começou a se mostrar mais positivo em 2011, quando começaram as operações do Aterro de Seropédica no município do Rio de Janeiro, que atende os municípios de Itaguaí, Rio de Janeiro e Seropédica. O encerramento do vazadouro de Gramacho (que recebeu resíduos por mais de 30 anos) ocorreu em 2012 (PMGIRS, 2012).

Em 2011 os resíduos sólidos urbanos do município do Rio de Janeiro eram compostos por 52,8% de matéria orgânica e 40,99% de recicláveis. Dentre os recicláveis; 41% eram compostos por plástico (Figura 2).

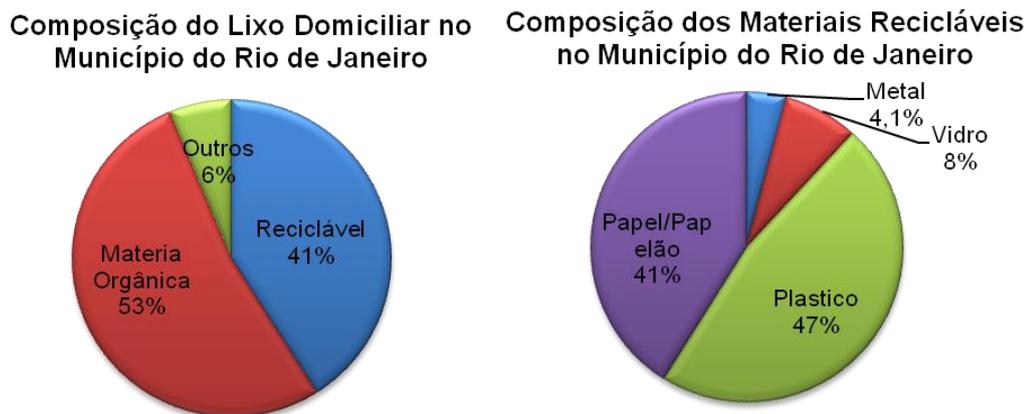


Figura 2 – Composição do RSU no Rio de Janeiro. Fonte: Adaptado de: PGMGIRS, 2012.

A disposição final incorreta de resíduos sólidos implica na contaminação direta dos solos por lixiviados, seja por vazadouros ou aterros controlados.

Os resíduos sólidos municipais podem ser caracterizados pelas seguintes fontes: residenciais, comerciais, institucionais, de construção e demolição, serviços municipais e locais de tratamento de efluentes (TCHOBANOGLIOUS; THEISEN; VIGIL, 1993).

Os tipos de plásticos mais comumente encontrados em RSU são: polietileno tereftalato, polietileno de alta densidade, polivinil cloreto, polietileno de baixa densidade, polipropileno, poliestireno e outros materiais plásticos de multicamadas (TCHOBANOGLIOUS; THEISEN; VIGIL, op. cit.).

A disposição final de resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários no Brasil é a alternativa mais aceitável pensando nos aspectos econômico e ambiental. Um aterro sanitário é um projeto de engenharia que inclui a disposição de resíduos sobre um terreno previamente impermeabilizado, compactação dos resíduos, coberturas intermediárias de solo, cobertura final e monitoramento de lixiviado e gás (TCHOBANOGLIOUS; THEISEN; VIGIL, op. cit.)

Uma das principais preocupações acerca da construção do aterro sanitário ou da disposição incorreta dos resíduos é a possível migração do lixiviado para o solo ou para as águas subterrâneas e a consequente contaminação do meio ambiente. Por isso a importância da escolha do sistema de revestimento de fundo para impedir o contato de lixiviado com o solo.

2.2. Lixiviados

Lixiviados são formados pela decomposição da massa de lixo, e pelas águas da chuva que percolam, resultando um líquido escuro, recalcitrante e de composição variável, de acordo com a idade do vazadouro ou aterro, e dependendo da composição dos resíduos sólidos (TCHOBANOGLIOUS; THEISEN; VIGIL, 1993). O lixiviado de aterro contém, normalmente, quatro grupos de poluentes: matéria orgânica dissolvida; compostos inorgânicos, metais pesados e compostos orgânicos (CHRISTENSEN et al., 2001). A Tabela 1 apresenta valores comuns de concentração dos compostos presentes em lixiviado no Brasil.

Tabela 1 – Composição de lixiviados de aterros brasileiros (Adaptado de POVINELLI; SOUTO, 2004)

Parâmetros	Faixa de concentração
pH	5,7 – 8,6
Alcalinidade (mg.L ⁻¹ de CaCO ₃)	750 – 11400
Condutividade elétrica (μS.cm ⁻¹)	2950 – 25000
Dureza total (CaCO ₃)	95 – 3100
Nitrogênio amoniacal (mg.L ⁻¹)	0,4 – 3000
NTK (mg.L ⁻¹)	80 – 3100
Nitrato (mg.L ⁻¹)	0 – 11
Nitrito (mg.L ⁻¹)	0 – 50
Nitrogênio orgânico (mg.L ⁻¹)	5 – 1200
Fósforo total (mg.L ⁻¹)	0,1 – 40
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	<20 – 30000
DQO (mg.L ⁻¹)	190 – 80000
Fenóis (mg.L ⁻¹ de C ₆ H ₅ OH)	0,9 – 9,9
Cloreto (mg.L ⁻¹)	500 – 5200
Manganês (mg.L ⁻¹)	0,04 – 2,6
Cobre (mg.L ⁻¹)	0,005 – 0,6
Cromo (mg.L ⁻¹)	0,03 – 0,8
Cádmio (mg.L ⁻¹)	0 – 0,26
Chumbo (mg.L ⁻¹)	0,01 – 2,8

2.2.1. Contaminantes Inorgânicos

Nitrogênio amoniacal e Cloreto são um dos contaminantes inorgânicos de maior preocupação pela toxicidade, dificuldades nos tratamentos, e pela contaminação em longo prazo (CHRISTENSEN et al., 2001; SLACK; GRONOW; VOULVOULIS, 2005).

A Resolução CONAMA 430/2011 estabelece um limite de 20 mg.L⁻¹ de concentração de nitrogênio amoniacal para padrão de lançamento de efluentes.

Os lixiviados brasileiros apresentam uma faixa de concentração mais provável de 0,4 a 1800 mg.L⁻¹ de nitrogênio amoniacal e de 500 a 3000 mg.L⁻¹ de cloreto (SOUTO; POVINELLI, 2004).

O nitrogênio amoniacal tem forte contribuição na toxicidade aguda para alguns organismos, como os alevinos da espécie de peixe *Cichlasoma facetum* e com as macrófitas do tipo lentilhas d'água *Lemna minor* (CLÉMENT; MERLIN, 1995; PIEDRAS et al., 2006). Embora não haja legislação que limite a concentração de nitrogênio amoniacal em solos, segundo Slack, Gronow e Voulvoulis (2005) é um dos contaminantes dominantes no lixiviado que contém lixo putrescível e é um dos contaminantes mais frequentes em águas subterrâneas.

O cloreto não sofre mudanças pela atividade biológica que ocorre no aterro e também quase não sofre atenuações passando pelas camadas de revestimento de fundo dos aterros (EL-FADEL et al., 2002), podendo alcançar também aos lençóis freáticos.

2.2.2. Compostos orgânicos

Diferentes categorias de compostos orgânicos já foram identificadas no lixiviado, como hidrocarbonetos aromáticos, compostos ftaláticos, fenóis (categoria do bisfenol A), pesticidas, haletos orgânicos adsorvíveis (compostos voláteis clorinados), compostos orgânicos voláteis, organotinas e outros (como a cafeína, nicotina) (SWATI; REMA; JOSEPH, 2008).

Além desses, os fármacos, desreguladores endócrinos e poluentes orgânicos persistentes também são categorias de contaminantes orgânicos que têm sido relatados em lixiviado e são compostos que despertam preocupação por produzirem

efeitos deletérios mesmo em concentrações da ordem de $\mu\text{g.L}^{-1}$ e ng.L^{-1} (BILA; DEZOTTI, 2007; EGGEN; MOEDER; ARUKWE, 2010; KAMATA et al., 2011) e porque a remoção desses compostos ainda é um desafio (EGGEN; MOEDER; ARUKWE, 2010).

2.3. Desreguladores endócrinos

A Organização Mundial de Saúde (2012) define que “um desregulador endócrino é uma substância ou mistura exógena que altera função ou funções do sistema endócrino e conseqüentemente causa efeitos adversos na saúde de um organismo intacto, ou sua descendência, ou (sub) populações”.

Desreguladores endócrinos podem causar diversos efeitos adversos, como causar dano ao sistema endócrino, alterar a função de um órgão endócrino, interagir com um receptor de hormônios, ou alterar o metabolismo de um hormônio. Além desses efeitos também são observados efeitos adversos sobre a fertilidade, sistema nervoso, diabetes, câncer, obesidade (BESERRA et al., 2012; BILA; DEZOTTI, 2007; OMS, 2012).

2.3.1. Bisfenol A (BPA)

Bisfenol A (BPA) é uma substância química artificial utilizada como plastificante na produção de policarbonatos e resinas epóxi (

Figura 3) e suas propriedades físico-químicas estão descritas na Tabela 2. É amplamente utilizado pela indústria em diversos tipos de embalagens, como adesivos, tubulações, revestimentos de latas de conservas, frascos de alimentos para bebês e também em tratamento dentário e há alguns anos tem sido investigado quanto ao seu comportamento no meio ambiente e nos organismos (BESERRA et al., 2012; BILA; DEZOTTI, 2007).

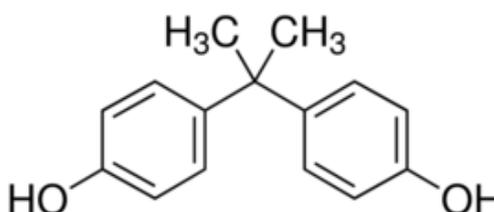


Figura 3 – Substância de bisfenol A (Fonte: “www.sigmaaldrich.com”)

O BPA se enquadra no grupo de micropoluentes emergentes e desreguladores endócrinos, porque o conhecimento a respeito da substância e suas relações no meio ambiente ainda são escassos, por apresentar atividade estrogênica (KAMATA et al., 2011), além dos efeitos adversos sobre organismos relatados na literatura.

Como relatado acima, o BPA é uma substância utilizada amplamente na fabricação de diversos utensílios, e por essa razão é encontrado em resíduos sólidos urbanos e em lixiviados.

Embora se saiba dos efeitos potenciais em organismos que o bisfenol A pode causar no ambiente, existem poucos estudos acerca do transporte dessa substância para o solo, e seu comportamento em diferentes solos também.

Log K_{ow} é um parâmetro que descreve a propriedade lipofílica de uma substância química. O valor de log K_{ow} de bisfenol A de 3,32 a 3,4 indica que ele possui tendência a ser lipofílico e aderir à matéria orgânica e sedimentos (BIRKETT; LESTER, 2003) (Tabela 2). O bisfenol A possui baixa a moderada mobilidade em solo (USEPA, 2010).

Tabela 2 – Propriedades físico-químicas do composto Bisfenol A

Fonte: BIRKETT; LESTER, 2003; PubChem, 2018

Número CAS	Fórmula Molecular	Peso Molecular (g.mol ⁻¹)	Log K_{ow}	p K_a	Solubilidade em H ₂ O (mg L ⁻¹)
80-05-7	C ₁₅ H ₁₆ O ₂	228,3	3,32	9,6	120

2.3.2. Fontes e efeitos

O BPA encontrado no meio ambiente em concentrações da ordem de µg L⁻¹ e ng L⁻¹ (BILA; DEZOTTI, 2007; KAMATA et al., 2011). Kamata et al. (2011) observou que o BPA é uma das substâncias que mais contribuiu para a atividade estrogênica nas suas análises químicas.

Goloubkva & Spritzer (2000) observaram que a maioria dos estudos constatou a relação entre a sensibilidade a desreguladores endócrinos e o período de desenvolvimento, o sexo dos animais, e a variabilidade entre as espécies.

A presença de BPA no meio ambiente, nas matrizes de água e de solo, apresenta grave risco de contaminação aos organismos presentes e suas funções. Dentre os efeitos estão: a indução de feminização de peixes (CRAIN et al., 2007); diminuição do peso de recém-nascidos (PINNEY et al., 2017); potencial carcinogênico em humanos (KERI et al., 2007).

As principais fontes de entrada de BPA para o solo são por meio de utilização de lodo de esgoto como fertilizante; lixiviados de lixões, e/ou aterros com vazamento nas camadas de revestimento de fundo; e reutilização de efluentes de esgoto em solo (FENT et al., 2003; GIBSON et al., 2010; MONTAGNER, 2010).

2.3.3. Presença em lixiviado e em solo

Na Tabela 3, estão apresentados as ocorrências e os valores de concentração de bisfenol A em lixiviados de diferentes localidades. Yasuhara et al. (1997) foi o primeiro dentro da revisão a publicar valores de bisfenol A encontrado em lixiviado, e fazia parte de um programa japonês para catalogar e quantificar as substâncias presentes em lixiviados de aterros.

Yamamoto et al. (2001) realizou novas análises em aterros diferentes e encontrou BPA em aterros controlados (que no Japão recebem resíduos potencialmente perigosos), e as maiores concentrações foram encontradas em aterros que recebiam majoritariamente plástico de resíduos domésticos. Nascimento Filho, Von Mühlen e Caramão (2001) apresentaram pela primeira vez a ocorrência da substância em lixiviados brasileiros. Uruse & Miyashita (2003) além de analisar concentrações em diferentes aterros conduziram estudo de sete anos e não observaram relação entre aumento ou diminuição de BPA com as variações de concentração de Carbono Total e de Íons Cloreto, mas encontraram relação entre concentração de cinzas, em que havia maior concentração de BPA, e aterros com maior concentração de matéria orgânica apresentaram menores concentrações de BPA.

Os maiores valores encontrados foram nos aterros da Itália (BADERNA et al., 2011) e Japão (YAMAMOTO et al., 2001). No caso da Itália, o aterro controlado recebia resíduos industriais não perigosos e resíduos urbanos de pós tratamento,

além de cinzas, escória e lama de efluentes. Na época da amostragem o aterro possuía aproximadamente nove anos, o que configura como um aterro antigo.

Araújo (2015), França (2016), Pereira et al. (2017), Rigobello et al. (2015) e Viecegli et al. (2014) são os trabalhos brasileiros mais recentes encontrados que identificaram e/ou quantificaram concentração de BPA em lixiviados de diferentes tipos de aterros e em diferentes estágios. Foi encontrada uma variação de 24,14 (no Rio Grande do Sul) a 1513,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (no Rio de Janeiro), e a presença foi detectada em 4 Estados diferentes: Minas Gerais, Paraná, Rio de Janeiro e Rio Grande do Sul.

Tabela 3 – Valores máximos e mínimos de BPA encontrados em lixiviados nas diferentes regiões (nd = não detectado)

Matriz	Valores ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	País	Referência
Lixiviado	presença	Brasil (Divinópolis)	(ARAÚJO, 2015)
Lixiviado	presença	Brasil (Maringá)	(RIGOBELLO et al., 2015)
Lixiviado	26,83 ($\pm 2,69$)	Brasil (Caxias do Sul)	(VIECELLI et al., 2014)
Lixiviado	1341,7 – 1513,3	Brasil (Rio de Janeiro)	(FRANÇA, 2016)
Lixiviado	880,6 – 1213,1	Brasil (Rio de Janeiro)	(FRANÇA, 2016)
Lixiviado	74,1	Brasil (Rio de Janeiro)	(FRANÇA, 2016)
Lixiviado de resíduo doméstico	10 – 13,18	Brasil (Rio de Janeiro)	(PEREIRA et al., 2017)
Lixiviado de AS	presença	Brasil (Gravataí)	(NASCIMENTO FILHO; VON MÜHLEN; CARAMÃO, 2001)
Lixiviado de resíduos industriais	nd – 105	Japão	(KAMATA et al., 2011)
Lixiviado resíduos industriais	nd – 2800	Japão	(URASE; MIYASHITA, 2003)

Lixiviado resíduos municipais	26 – 8400	Japão	(URASE; MIYASHITA, 2003)
Lixiviado (8 aterros diferentes)	0,149 – 12,3	Japão	(YASUHARA et al., 1997)
Lixiviado res. potencialm.	1,3 – 17200	Japão	(YAMAMOTO et al., 2001)
Lixiviado	16 – 35,3	China	(DENG et al., 2006)
Lixiviado	101,1 – 125,8	Irã	(BAHRAMIFAR; RAHNAMA; SABERIMOGHADDAM, 2014)
Lixiviado	33458,1	Itália	(BADERNA et al., 2011)

Na Tabela 4 estão os valores de concentração de bisfenol A em sedimentos e solos. Fromme et al. (2002) realizou diversas análises em matrizes diferentes, e dentro de 35 amostras de sedimentos em 30 foram encontradas a presença de BPA. A variação das concentrações foi de 10 a 190 $\mu\text{g. kg}^{-1}$; o autor considerou estes valores baixos por estarem aquém do nível de Concentração de Nenhum Efeito Previsto (PNEC). O estudo de Kinney et al. (2008) e Gibson et al. (2010) teve o objetivo de estudar a contaminação causada por reuso de efluentes de esgoto e biossólidos em solos utilizados para agricultura. Encontraram diversos tipos de contaminantes e indicadores antropogênicos em solo, inclusive BPA variando entre 32 e 147 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ nos Estados Unidos e 1,6 e 30,2 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ no México.

Em relação à persistência de BPA em solo, a substância tem se mostrado como não persistente, mantendo suas concentrações altas ou constantes por causa do aporte constante de contaminação (FENT et al., 2003; GIBSON et al., 2010).

Apenas o trabalho de Viecelli et al. (2014) analisou concentrações de BPA em solo causadas diretamente por contaminação de lixiviados, e os valores foram bem próximos aos analisados em lixiviado da mesma região (Tabela 4).

Tabela 4 – Valores máximos e mínimos de BPA encontrados em solos e sedimentos nas diferentes regiões

Matriz	Valores ($\mu\text{g. kg}^{-1}$)	País	Referência
Sedimentos	10 – 190	Alemanha	(FROMME et al., 2002)
Sedimentos	58 – 59,6	China	(HUANG et al., 2012)
Sedimentos	329 – 10500	Taiwan	(HUANG et al., 2012)
Solo	20,69 – 21,91	Brasil (Caxias do Sul)	(VIECELLI et al., 2014)
Solo	81–147	EUA	(KINNEY et al., 2008)
Solo	1,6 – 30,2	México	(GIBSON et al., 2010)

2.3.4. Legislação

A partir de 2012 a ANVISA no Brasil proibiu a comercialização de mamadeiras em policarbonato através da Resolução RDC n. 41/2011. A União Europeia proibiu BPA em mamadeiras em junho de 2011 pela Regulação 321/2011.

No Brasil a Resolução CONAMA 420/2009 que dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas não apresenta nenhum valor orientador para a substância bisfenol A.

Os Estados Unidos definiram a dose diária para o nível mínimo com efeitos adversos observáveis para seres humanos (Lowest Observed Effect Level) de BPA como $50 \mu\text{g. kg}^{-1}$.

2.4. Transporte de contaminantes

Processos que ocorrem durante a migração do lixiviado pelo solo são: filtração, precipitação, sorção, troca iônica, troca gasosa, diluição e dispersão e atividade microbiana (TCHOBANOGLOUS; THEISEN; VIGIL, 1993). Na figura 4 estão apresentados os mecanismos envolvidos no transporte de contaminantes.

A equação de transporte de contaminantes se dá pela Equação 1.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_h \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - V_a \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{\rho}{n} \frac{\partial C}{\partial t} - \lambda C \quad (1)$$

$D_h \frac{\partial^2 C}{\partial z^2}$: Dispersão

$V_a \frac{\partial C}{\partial x}$: Advecção

$\rho \frac{K_d}{n} \frac{\partial C}{\partial t}$: Sorção

λC : Decaimento

Onde C= Concentração do contaminante, D_h = coeficiente de dispersão hidrodinâmica, V_a = velocidade de advecção, ρ = densidade seca, n = porosidade (ROWE et al., 2004).

A advecção envolve o movimento passivo do contaminante com o fluido percolante. Nesse caso, a velocidade do fluxo do contaminante é a velocidade do fluido (ROWE et al., op. cit.).

A dispersão hidrodinâmica (D_h) é caracterizada pela dispersão mecânica (D_m) e pela difusão molecular (D_e), conforme Equação 2:

$$D_h = D_m + D_e \quad (2)$$

A dispersão mecânica ocorre devido às misturas causadas pelas variações de velocidade no fluido enquanto passa pelo meio poroso (ROWE et al., op. cit.).

O transporte difusivo é definido pelo movimento realizado devido ao gradiente de concentração, então o sentido do movimento é do mais concentrado o menos concentrado e não depende da velocidade do fluido (FETTER, 1993 apud RITTER, 1998; ROWE et al., 2004). No caso de solos argilosos não contaminados a dispersão mecânica será desconsiderada e a dispersão hidrodinâmica será caracterizada apenas pela difusão molecular (ROWE et al., op. cit.).

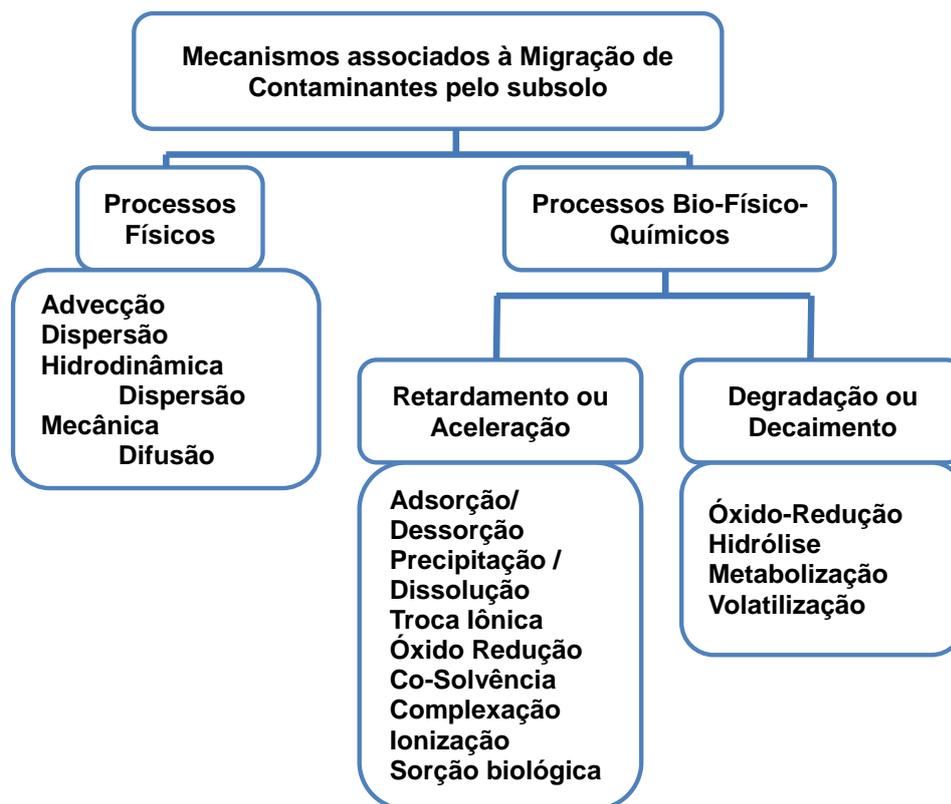


Figura 4 – Processos no Transporte de Contaminantes. Fonte: Adaptado de DE CAMPOS, 2001 apud MONCADA, 2004.

2.4.1 Sorção

Além dos movimentos de transporte, os mecanismos de retardamento ou remoção do contaminante também tem função importante. A sorção é um mecanismo que promove a remoção do contaminante do fluido, e pode incluir a troca de cátions com os cátions da argila (normalmente Ca^{2+} , Na^+ , Mg^{2+}), precipitação de metais pesados e remoção de contaminantes orgânicos pela interação com a matéria orgânica no solo (ROWE et al., 2004).

A adsorção está relacionada com a concentração do soluto, com a quantidade de massa do adsorvente e com aspectos físico-químicos como: pH, temperatura, forças iônicas e natureza química do adsorvente e do adsorvido, e o seu cálculo está descrito conforme a Equação 3.

$$S = \frac{(C_0 - C_{eq}) * V}{m} \quad (3)$$

onde S = concentração de soluto adsorvida (mg.g^{-1}); C_0 = concentração de soluto inicial (mg.L^{-1}); C_{eq} = concentração de soluto em equilíbrio (mg.L^{-1}); V = Volume de amostra (L); m = massa de adsorvente (g).

2.4.1.1. Isotermas de sorção

As isotermas são utilizadas para modelagem e previsão do comportamento do contaminante com determinado adsorvente. A relação entre os dois é quantitativamente definida por uma função da partição ou equação de adsorção que é aplicada estatisticamente aos dados de adsorção experimentais (USEPA, 1992).

Elas podem apresentar diferentes formatos, que indicam se o processo está ocorrendo de forma favorável, desfavorável, linear ou irreversível. É interessante avaliar esse aspecto, pois o valor de R^2 para uma isoterma pode ser muito significativo, porém o formato da isoterma pode indicar que é um processo desfavorável, mais lento (Figura 5).

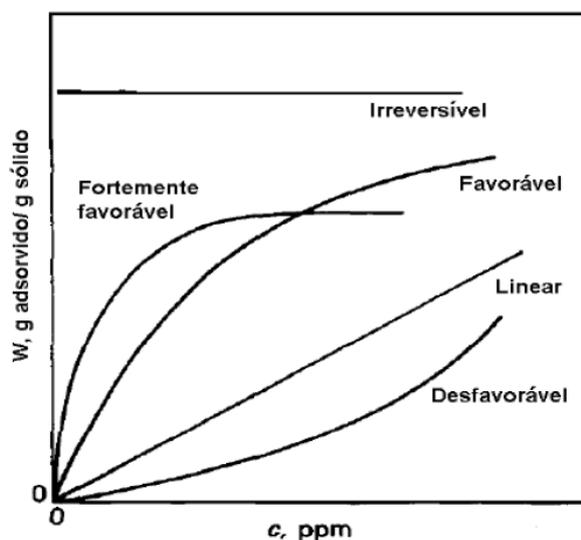


Figura 5 – Formatos de isoterma de adsorção. Fonte: MCCABE; SMITH; HARRIOTT, 1993 apud OLIVEIRA, 2011.

Nos casos mais simples, a sorção pode ser descrita como linear, mas normalmente se faz necessário testar algumas isotermas (ROWE et al., 2004). Existem muitos tipos de isotermas de adsorção, e as mais comumente utilizadas são as Isotermas de Langmuir e de Freundlich (USEPA, 1992) (Figura 6).

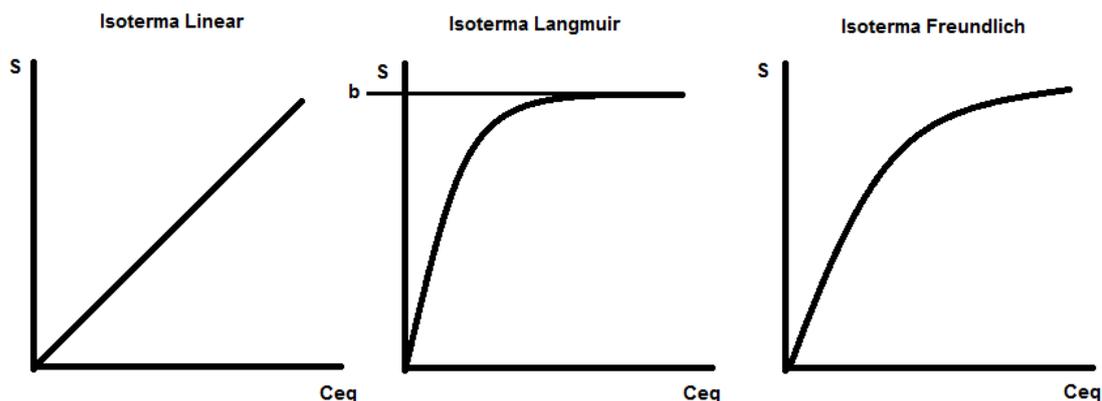


Figura 6 – Modelos de isotermas de sorção. Fonte: Adaptado de NAKADI, 2011.

Isoterma Linear

Na isoterma linear a concentração de contaminante removida é proporcional à concentração na solução (ROWE et al., 2004), conforme Equação 4:

$$S = K_d C \quad (4)$$

onde S = concentração de soluto adsorvida (mg.g^{-1}); K_L = coeficiente de distribuição; C = concentração de soluto em equilíbrio (mg.L^{-1}).

O coeficiente de distribuição descreve a partição do soluto entre o fluido e o solo em equilíbrio, e pode ser descrito como na Equação 5:

$$\frac{dS}{dC} = K_d \quad (5)$$

Isoterma de Langmuir

A equação de Langmuir foi descrita por Langmuir (1918 apud USEPA, 1992) e indica que existe uma concentração máxima sorvida atingida em equilíbrio pela monocamada, descrito na Equação 6:

$$S = \frac{K_L b C}{1 + b C} \quad (6)$$

onde S = concentração de soluto adsorvida (mg.g^{-1}); K_L = constante de Langmuir ; C = concentração de soluto em equilíbrio (mg.L^{-1}); b = Capacidade máxima de adsorção (USEPA, 1992).

Isoterma de Freundlich

A isoterma de Freundlich foi descrita por H. Freundlich (1909 apud USEPA, 1992) e é uma expressão empírica que indica que a superfície de contato é multicamada e heterogênea; e que a concentração de soluto adsorvido aumenta infinitamente com o aumento da concentração, descrito na Equação 7:

$$S = K_F C^{1/n} \quad (7)$$

onde S = concentração de soluto adsorvida (mg.g^{-1}); K_F = capacidade de adsorção do adsorvente; C = concentração de soluto em equilíbrio (mg.L^{-1}); $1/n$ = intensidade do processo de adsorção (HALIM et al., 2010; SHARIFNIA et al., 2016; USEPA, 1992).

2.5. Barreiras de impermeabilização

2.5.1. Geocomposto bentonítico (GCL)

São barreiras hidráulicas constituídas de duas camadas de geotêxtil e uma camada entre elas composta por bentonita. Essas camadas de geotêxtil são costuradas ou adesivadas. A figura 7 apresenta uma imagem da amostra utilizada no presente trabalho. Atualmente o GCL é produzido no Brasil.

A bentonita e o geotêxtil (componentes do GCL) têm sido estudados em relação à sorção e difusão de compostos orgânicos, como diclorometano, dicloroetano, tricloroetileno, benzeno, tolueno, e compostos fenólicos (AHARI et al., 2011; LAKE; ROWE, 2005; MENDES et al., 2013). Em relação à sorção de compostos orgânicos é mais esperado que haja sorção pelo geotêxtil do que pela bentonita (ROWE et al., 2004).



Figura 7 – Amostra de GCL (Acervo pessoal)

2.5.2. Bentonita

A bentonita já é utilizada por vezes como *liner*, na mistura de solo natural e bentonita, quando o solo natural do local não possui as características necessárias para realizar a função de impermeabilização. Pode ser bentonita sódica, cálcica ou cálcica sódica-ativada (ROWE et al., 2004).

A bentonita pode ser constituída de esmectita que é um grupo de argila de camada 2:1 e apresenta condutividade hidráulica muito baixa (da ordem de 10^{-11} a 10^{-15} m.s⁻¹, e por isso é tão conveniente para a utilização como *liner* de aterros (Figura 8) (ROWE et al., 2004).

A bentonita utilizada no GCL possui uma fração orgânica bem baixa, então é esperado que a adsorção de compostos orgânicos não-polares seja baixa (ROWE et al., 2004).



Figura 8 – Bentonita em pó (Acervo pessoal)

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Área de Estudo

3.1.1 Aterro de Seropédica

O Aterro de Seropédica (CTR-Rio) está localizado no estado do Rio de Janeiro na latitude -22.79 e longitude -43.76, situado a 79 km da cidade do Rio de Janeiro (ABRELPE, 2013). Iniciou suas operações em abril de 2011, ocupa uma área de 220 hectares e atualmente tem recebido cerca de 10.000 toneladas de resíduos por dia (Figura 9) (CICLUS AMBIENTAL, 2018).



Figura 9 – Imagem aérea. Fonte: CICLUS AMBIENTAL, 2018

O sistema de impermeabilização desse aterro é composto por 50 cm de argila, GCL, uma geomembrana de PEAD de 1,5 mm, 20 cm de areia, geotêxtil, 15 cm de argila, um sensor com cerca de 300 eletrodos, uma geomembrana de PEAD de 2 mm e, por fim, mais 50 cm de argila. Depois de cada camada de resíduo depositada, o solo é coberto por 30 cm de argila como camada intermediária (Figura 10) (CICLUS AMBIENTAL, 2018; COMLURB, 2018).

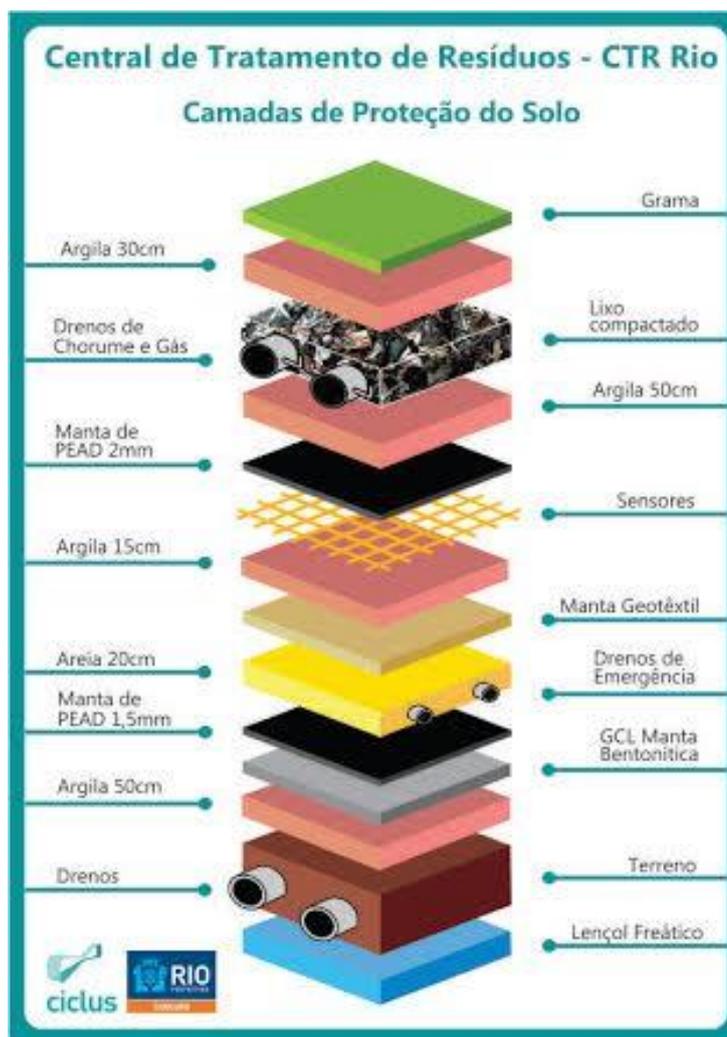


Figura 10 – Camadas de impermeabilização do Aterro de Seropédica. Fonte: CICLUS AMBIENTAL, 2018

3.1.2. Caracterização do solo

Foi realizada caracterização do solo proveniente do Aterro de Seropédica, quanto à sedimentação, densidade, curva granulométrica e limites de Plasticidade e Liquidez, seguindo as seguintes normas: da ABNT no Laboratório de Mecânica dos Solos da UERJ:

- NBR 7181/2016 – Solo – Análise Granulométrica (Figura 11)
- NBR 6457/2016 – Amostras de solo – Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização (Figura 12 e Figura 13)
- NBR 6459/2016 – Solo – Determinação do Limite de Liquidez (Figura 14)
- NBR 7180/2016 – Solo – Determinação do Limite de Plasticidade (Figura 14)



Figura 11 – Peneiras para Análise Granulométrica (Acervo pessoal)



Figura 12 – Ensaio de Sedimentação (Acervo pessoal)



Figura 13 – Ensaio de Densidade (Acervo pessoal)



Figura 14 – Ensaio de Limites de Plasticidade e Liquidez (Acervo pessoal)

3.1.3. Ensaio de extração por lixiviação do solo

Foi realizado um ensaio adaptado de Pires (2007) para extração por lixiviação e avaliação do background do solo. Para isso, o solo foi pesado em 2,5g (peso seco), misturado com 50 mL de água destilada em um erlenmeyer e depois levado à mesa agitadora à rotação de 120 rpm por 48 horas. Após as 48 horas, o líquido foi separado do sólido por filtração com bomba à vácuo. O ensaio foi realizado em triplicata, e foram analisados os parâmetros descritos na Tabela 5.

3.1.4. Caracterização do lixiviado

O lixiviado do Aterro Sanitário de Seropédica utilizado nos ensaios de sorção foi coletado em novembro de 2017. Para a caracterização foram determinados pH, condutividade, nitrogênio amoniacal, cloreto, DQO e COD. Os métodos de análise dos parâmetros físico-químicos analisados estão descritos na Tabela 5. .

Tabela 5 – Parâmetros físico-químicos

Parâmetros	Métodos
Condutividade	2510 B
pH	4500 – H+ B
Nitrogênio amoniacal	4500-NH3 D

Cloreto	4500-Cl- B
DQO	5220 D
COD	5310 B

3.2. Ensaios de equilíbrio em lote (“*Batch test*”)

Para avaliar a sorção realizada pela bentonita, geotêxtil e solo de Aterro, ensaios de equilíbrio em lote foram realizados de acordo com a EPA/530/SW-87/00-F. O ensaio de equilíbrio em lote tem como objetivo expor todas as superfícies das partículas de solo em contato com a solução e adotou-se o método da razão solo:solução constante. Os testes foram realizados com a mesma massa de solo, variando as seguintes concentrações de solução (para as três soluções): 25%, 35%, 50%, 75%, 90% e 100%. Todos os ensaios foram conduzidos durante 48 horas (tempo de equilíbrio para o bisfenol A de acordo com Banat et al. (2000) e Ahari et al. (2011) e de acordo com Lacerda et al. (2014) e Pires (2007) para o Nitrogênio Amoniacal) a temperatura constante de 25°C e a agitação de 120 rpm.

3.2.1 Monossoluções

A solução estoque de bisfenol A foi feita com BPA (99%, Sigma-Aldrich) em acetonitrila e depois as soluções foram preparadas diluindo a solução estoque em água ultrapura (sistema MilliQ Biocell, Millipore). As soluções iniciais foram preparadas com concentrações na faixa 1000 a 1200 $\mu\text{g.L}^{-1}$ de BPA.

As soluções de cloreto de amônio foram preparadas nas concentrações iniciais entre 1600 - 1800 mg.L^{-1} de nitrogênio amoniacal, a partir da mistura de água destilada com cloreto de amônio (NH_4Cl , PA, ACS, 99.5% puro, Vetec).

3.2.2. Adsorventes

A bentonita sódica usada nesse estudo foi cedida pela Ober Construct. O geotêxtil usado foi obtido das amostras de GCL da Ober Construct. O geotêxtil foi lavado em água ultrapura, seco ao ar naturalmente por 24 horas e então cortado em pedaços (1g aproximadamente). A Tabela 6 descreve as propriedades da bentonita e do geotêxtil.

Tabela 6 – Propriedades do GCL (Fonte: Catalogo Fortliner – Ober)

Geotêxtil não tecido		Bentonita	
Gramatura	350 g/m ²	Índice de Inchamento	24 mL/2g
Matéria-Prima	100% Polipropileno	Perda de fluido	=< 18 mL
		Teor de umidade	12%

3.2.3. Ensaio de equilíbrio em lote com bentonita

A razão solo solução adotada foi 1:20 (AHARI et al., 2011; BANAT et al., 2000) A bentonita foi pesada em 2,5g (peso seco) e adicionada ao erlenmeyer contendo 50 mL de solução. Os erlenmeyers foram cobertos com papel alumínio ou Parafilm (no caso das monossoluções de BPA) e levados à mesa agitadora (Figura 15). Depois de 48 horas agitando, o conteúdo dos erlenmeyers foi centrifugado a 2000 rpm durante 3 horas (com a monossolução de BPA) ou durante 30 minutos (com a monossolução de cloreto de amônio e com lixiviado) para separar a fase líquida da fase sólida. O líquido foi retirado e analisado.



Figura 15 – Ensaio de equilíbrio em lote com bentonita (Acervo pessoal)

3.2.4. Ensaio de equilíbrio em lote com solo de Aterro

A razão solo solução adotada foi 1:20 (AHARI et al., 2011; BANAT et al., 2000) O solo foi pesado em 2,5g (peso seco e adicionada ao erlenmeyer contendo 50 mL de solução). Os erlenmeyers foram cobertos com papel alumínio ou Parafilm (no caso das monossoluções de BPA) e levados à mesa agitadora (Figura 16). Depois de 48 horas agitando, o conteúdo dos erlenmeyers foi centrifugado a 2000 rpm durante 30 minutos para separar a fase líquida da fase sólida. O líquido foi retirado e analisado.



Figura 16 – Ensaio de equilíbrio em lote com solo (Acervo pessoal)

3.2.5. Ensaio de equilíbrio em lote com geotêxtil

A razão geotêxtil solução adotada foi 1:40 (AHARI et al., 2011; GANNE et al., 2008). Pedacos de geotêxtil (aproximadamente 1g) foram adicionados aos erlenmeyers contendo 40mL de solução. Não foi realizado ensaio de sorção do geotêxtil com lixiviado; apenas com as monossoluções. Os erlenmeyers foram cobertos com papel alumínio ou Parafilm (no caso das monossoluções de BPA) e levados à mesa agitadora (Figura 17). Depois de 48 horas de agitação o líquido foi separado do geotêxtil e o líquido foi analisado.



Figura 17 – Ensaio de equilíbrio em lote com geotêxtil (Acervo pessoal)

3.3. Parâmetros físico-químicos

Para as monossoluções de cloreto de amônio foram analisados pH, condutividade, nitrogênio amoniacal e cloreto. Para o lixiviado, foram determinados pH, condutividade, nitrogênio amoniacal, cloreto, DQO e COD (Figura 18). Para as soluções de BPA foram determinados apenas pH e condutividade. Os métodos de análise dos parâmetros físico-químicos analisados estão descritos na Tabela 5 (anterior).



Figura 18 – Diluições e análise de Nitrogênio amoniacal (Acervo pessoal)

3.4. Análise Cromatográfica

As mono soluções de BPA foram analisadas antes e depois dos ensaios com Cromatógrafo Líquido de Alta Performance Waters Breeze (CLAE/FLU, Waters Corporation®) (Figura 19), que compreende uma bomba de alta pressão binária 1525 e um amostrador automático 2707. Um detector de fluorescência multi comprimentos de onda 2475 foi utilizado para a determinação e quantificação de bisfenol A. A identificação foi feita com um tempo de corrida de 8.5 minutos numa coluna cromatográfica Waters PAH (4,6 x 250mm, 5 μ m), as fases móveis foram acetonitrila e água ultrapura sob programação isocrática; comprimento de onda de emissão 310 nm e de excitação 230 nm (CHAVES, 2018). As amostras que entraram em contato com o adsorvente foram filtradas com um filtro de 0,45 μ m composto de celulose regenerada antes da injeção no HPLC. A identificação de BPA foi realizada pela comparação de picos da amostra e da solução padrão de BPA (Tabela 7).

Tabela 7 – Características da curva de bisfenol A

	LQ (ppm)	LD (ppm)	Faixa de concentração (ppm)	R ²
Curva de BPA	0,01	0,39	0,01 a 2,0	0,999



Figura 19 – Cromatógrafo Líquido de Alta Performance (Acervo pessoal)

3.5. Descontaminação da vidraria

Para os ensaios utilizando bisfenol A toda a vidraria envolvida foi descontaminada deixando de molho por 24 horas no Extran (detergente), lavando em água comum dez vezes, em seguida rinsando uma vez com Acetona e cinco vezes com água ultrapura (MilliQ).

4. RESULTADOS E DISCUSSAO

4.1. Caracterização granulométrica do solo

Para a caracterização do solo foram realizados ensaios de sedimentação e peneiramento para definir a curva granulométrica, e também ensaios de densidade, limite de liquidez (LL) e limite de plasticidade (LP). Os resultados estão apresentados na Tabela 8.

O IP de 26,4% caracteriza o solo como muito plástico ($IP > 15$) (Tabela 8). O Índice de Skempton ou Índice de Atividade de Argilas é 1,2, que indica uma atividade normal.

O solo local de Seropédica foi testado e caracterizado por ser utilizado também como camada de impermeabilização e camada intermediária.

Os limites de plasticidade e liquidez foram 58,3% e 31,9%, respectivamente (Tabela 8). A figura 20 apresenta a curva granulométrica e a granulometria do solo correspondeu a 22% argila, 34% silte, 42% areia. Pela Carta de Plasticidade do Sistema Unificado, o solo é MH, um solo silto-argiloso orgânico de alta plasticidade.

Tabela 8 – Caracterização granulométrica do solo de Seropedica

Parâmetros	
Granulometria	
Pedregulho (%)	2,0
Areia Grossa (%)	10,0
Areia Media (%)	18,0
Areia Fina (%)	14,0
Silte (%)	34,0
Argila (%)	22,0
Limites de Atterberg	
Limite de Liquidez	58,3%
Limite de Plasticidade	31,9%
Índice de Plasticidade	26,4%
Índice de Skempton	1,2
Densidade real dos grãos	2,715

Teor de umidade 8%

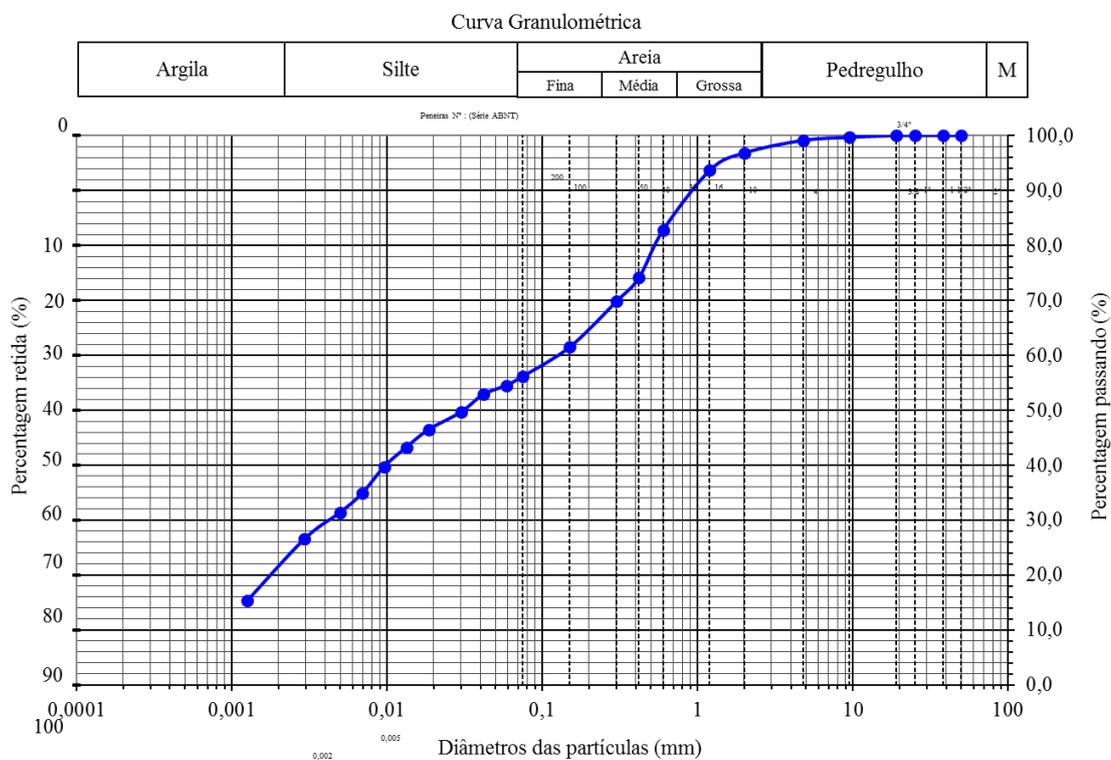


Figura 20 – Curva Granulométrica

4.1.1. Ensaio de extração por lixiviação do solo

O resultado do ensaio de extração por lixiviação está apresentado na Tabela 9. O pH do solo é ácido, apresentou valores altos de condutividade; baixos valores de nitrogênio amoniacal e carbono orgânico dissolvido; e ausência de cloreto.

Tabela 9 – Parâmetros físico-químicos do background do solo

	pH	Condutividade (mS.cm ⁻¹)	NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	Cloreto (mg.L ⁻¹)	COD (mg.L ⁻¹)
Média	6,17	19,11	0,51	0,00	6,13
Desvio Padrão	1,50	3,82	0,15	0,00	1,76

4.2. Caracterização do Lixiviado do Aterro de Seropédica

O lixiviado utilizado nos ensaios de equilíbrio em lote foi coletado em novembro de 2017, e caracterizado quanto aos parâmetros físico-químicos (Tabela 10).

Tabela 10 – Caracterização do Lixiviado do Aterro de Seropédica em novembro/2017

Parâmetros	Valores
pH	8,22
Condutividade ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	16900
Alcalinidade ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de CaCO_3)	12976
Nitrogênio amoniacal ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	3731,2
OD ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	1,3
DQO ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	6834,3
Cloreto ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	4300

4.3. Ensaios de Sorção

4.3.1. pH e Condutividade

Os valores de pH e condutividade foram medidos antes e depois dos ensaios de sorção com as monossoluções e com o lixiviado.

4.3.1.1. Monossoluções

As figuras 21 e 22 apresentam os valores de pH e condutividade das monossoluções de cloreto de amônio antes e depois dos ensaios com solo, bentonita e geotêxtil.

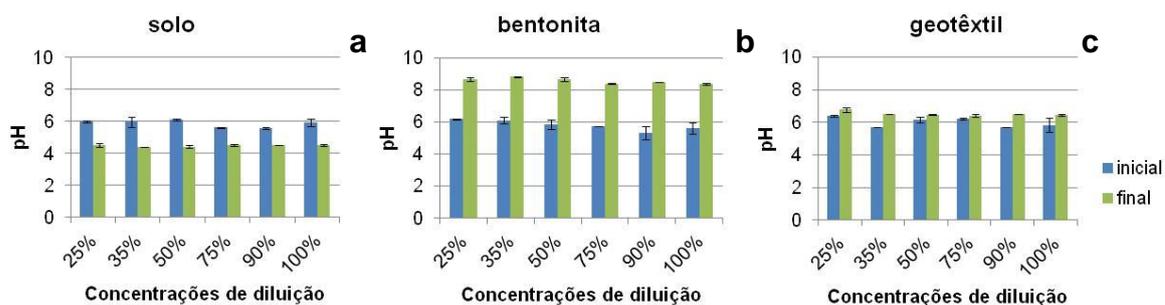


Figura 21 – Valores de pH da monossolução de cloreto de amônio antes e depois do ensaio com **a** solo, **b** bentonita e **c** geotêxtil

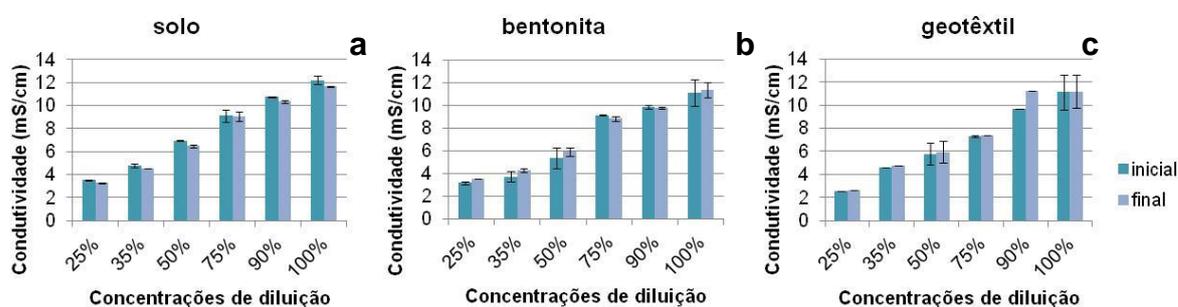


Figura 22 – Valores de condutividade da monossolução de cloreto de amônio antes e depois do ensaio com **a** solo, **b** bentonita e **c** geotêxtil

É possível observar que o pH inicial da solução (na faixa de 6), após o contato com o solo se torna mais ácido chegando à faixa de 4. No ensaio de lixiviação do solo a água destilada ficou mais ácida com pH variando entre 5 e 7. Isso pode ser explicado pela concentração de cátions geradores de acidez no solo (como por exemplo, H^+ e Al^{3+}), que podem ter sido trocados com a solução (VALLADARES, 2009).

O oposto ocorre com a monossolução após o contato com a bentonita, a solução se torna mais básica, atingindo a faixa de 8 a 9. Isso ocorre pela alta capacidade de troca catiônica da bentonita sódica, que troca o íon Na^+ por NH_4^+ (como será apresentado na seção 4.3.5.1). O Na^+ é um cátion básico e o aumento da sua concentração na solução justifica o aumento de pH da solução.

Em relação ao geotêxtil, não houve mudança significativa nos valores de condutividade e pH das soluções.

4.3.1.2. Lixiviado

As figuras 23 e 24 apresentam os valores de pH e condutividade do lixiviado antes e depois do ensaio com solo. Pode-se observar que o lixiviado aumentou de pH após o contato com o solo, e a condutividade apresenta uma pequena diminuição. A diminuição nos valores de condutividade indica uma diminuição na concentração de íons dissolvidos, possivelmente sorvidos pelo solo, assim como também ocorreu com a monossolução de cloreto de amônio (Figura 22)

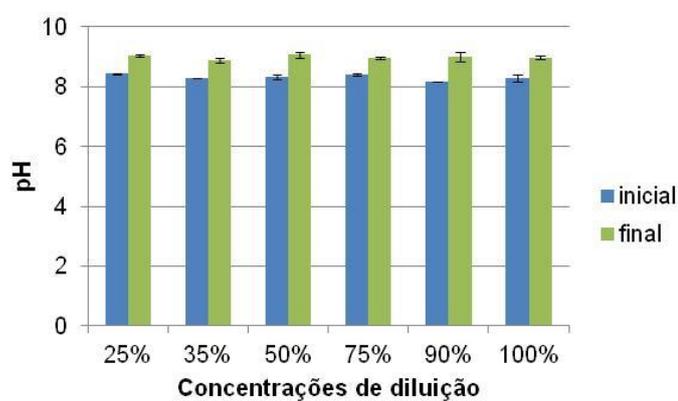


Figura 23 – Valores de pH antes e depois do ensaio de equilíbrio em lote com solo

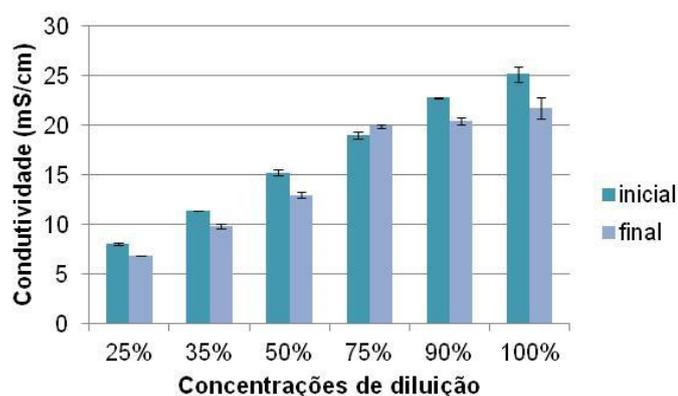


Figura 24 – Valores de condutividade antes e depois do ensaio de equilíbrio em lote com solo

As figuras 25 e 26 apresentam os valores de pH e condutividade do lixiviado antes e depois do ensaio com bentonita. O contato com a bentonita não alterou a condutividade do lixiviado. O pH do lixiviado aumentou após o contato com a bentonita, provavelmente devido à troca catiônica de Na^+ por NH_4^+ (e também outros cátions presentes no lixiviado).

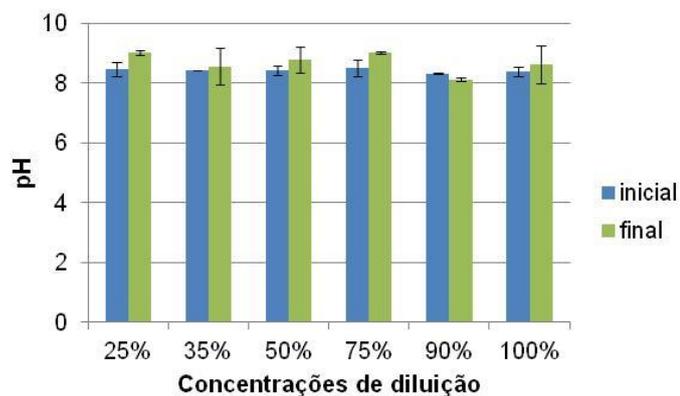


Figura 25 – Valores de pH antes e depois do ensaio de equilíbrio em lote com bentonita.

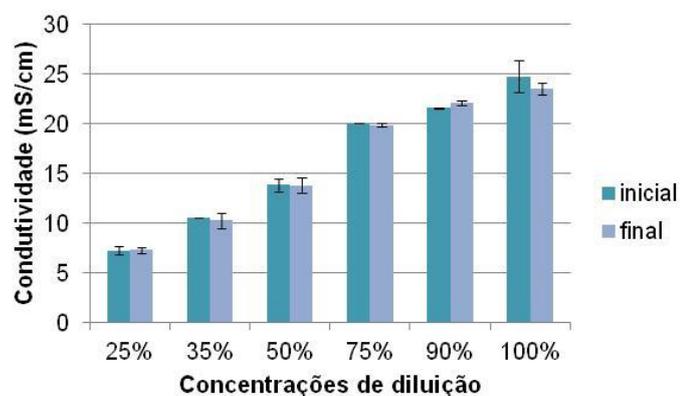


Figura 26 – Valores de condutividade antes e depois do ensaio de equilíbrio em lote com bentonita

Na figura 27, comparando os valores de pH antes e depois do ensaio de equilíbrio em lote com o solo, pode-se observar que houve uma diferença de comportamento. No caso da monossolução o pH reduziu de aproximadamente 1,5, tornando a monossolução mais ácida. E no caso do lixiviado isso não ocorreu; o lixiviado aumentou de pH em aproximadamente uma unidade.

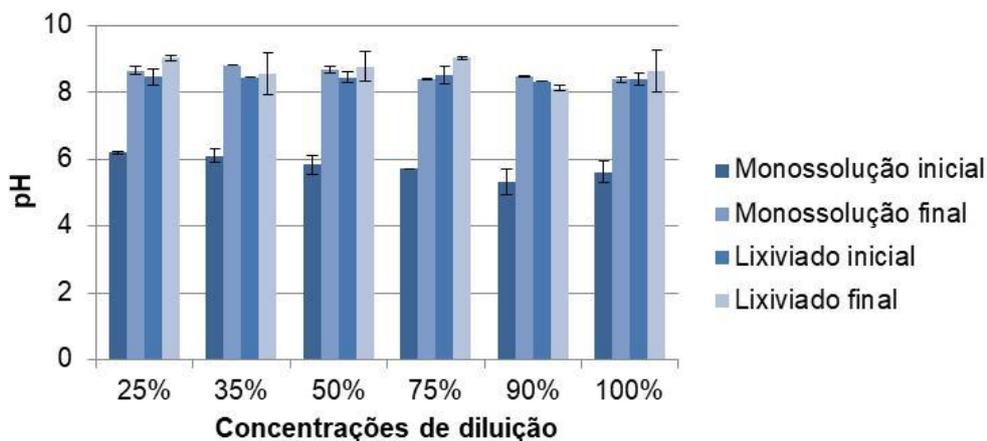


Figura 27 – Valores de pH da monossolução de cloreto de amônio e lixiviado antes e depois do ensaio com solo

A figura 28 apresenta um comparativo entre os valores de pH antes e depois do ensaio de equilíbrio em lote com a bentonita. Independente do valor de pH inicial, aproximadamente 6 para a monossolução de cloreto de amônio e 8 para o lixiviado, as soluções apresentaram pH na faixa de 8 a 9 após os ensaios.

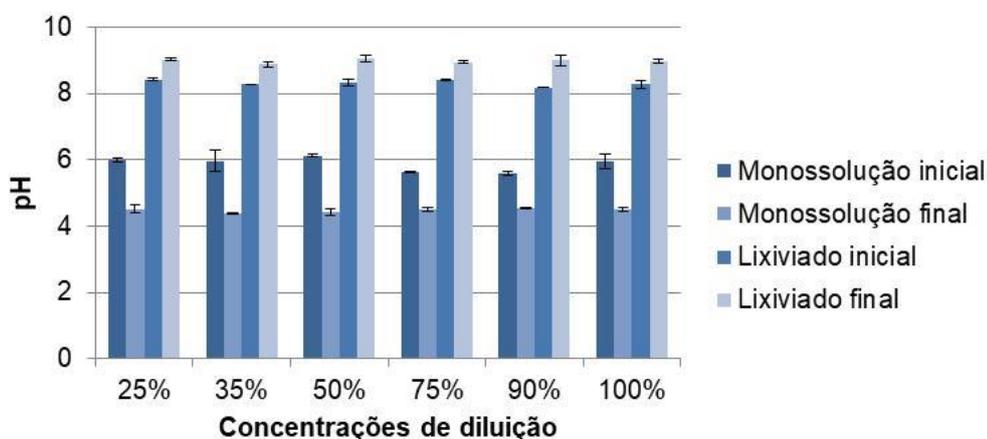


Figura 28 – Valores de pH da monossolução de cloreto de amônio e lixiviado antes e depois do ensaio com bentonita

4.3.1.3. Monossoluções de BPA

Na figura 29 estão apresentados os valores de pH das monossoluções de BPA. A monossolução inicial apresentou pH variando entre 6 e 9. O pH das monossoluções aumentou após o contato com o solo e a bentonita, e diminuiu no

ensaio com geotêxtil. O aumento do pH da monossolução de BPA após o contato com a bentonita aumentou até duas unidades.

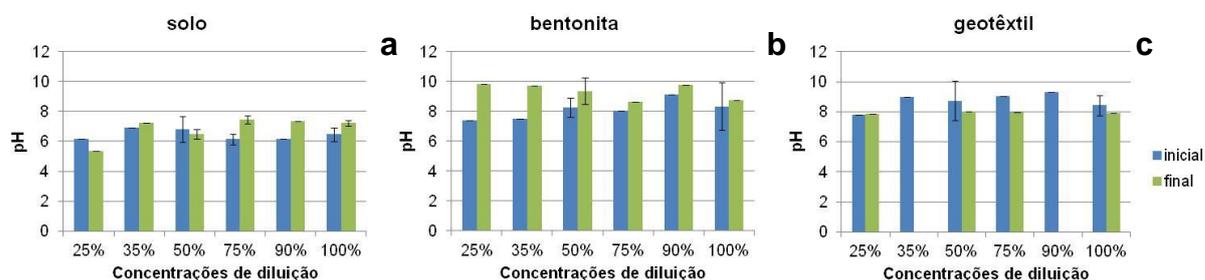


Figura 29 – Valores de pH da monossolução de BPA antes e depois do ensaio com **a** solo, **b** bentonita e **c** geotêxtil.

O valor de condutividade inicial da monossolução de BPA foi menor que $40 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, e após o contato com o solo e com o geotêxtil os valores aumentaram para a ordem de $100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. O aumento no valor de condutividade foi mais marcante após o ensaio com a bentonita em que os valores aumentaram para a ordem de $1200 \mu\text{S}/\text{cm}$, e por essa razão os valores iniciais praticamente não aparecem nos gráficos. O valor aumentado de condutividade indica um aumento na concentração de íons dissolvidos, que podem ser cátions que se deslocaram da bentonita para a solução (Figura 30). Isso corrobora o fato de que a solução também se tornou mais básica.

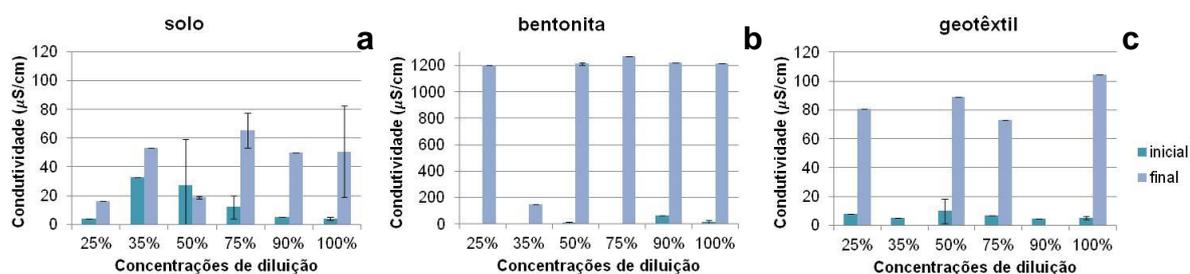


Figura 30 – Valores de condutividade da monossolução de BPA antes e depois do ensaio com **a** solo, **b** bentonita e **c** geotêxtil

4.3.2. Cloreto

Os valores de concentração de Cloreto foram medidos antes e depois dos ensaios de sorção com as monossoluções e com o lixiviado.

Pode-se observar na figura 31 que o cloreto se apresentou não reativo aos adsorventes utilizados, apresentando valores de sorção para baixas concentrações com solo e geotêxtil. Para as demais concentrações à sorção foi nula ou ocorreu uma aparente dessorção como também foi observado por Pires (2007) que realizou ensaios de sorção com lixiviado e solo do Aterro de Rio das Ostras.

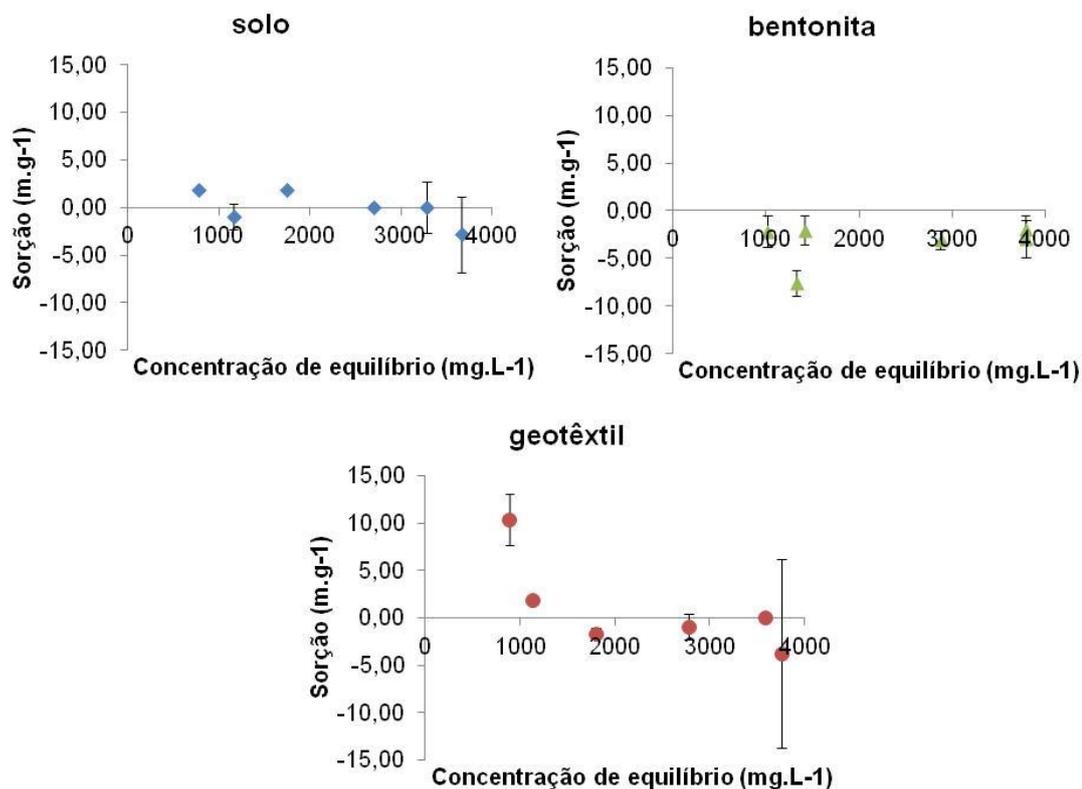


Figura 31 – Gráficos de sorção do Cloreto em monossolução de cloreto de amônio pelo solo, bentonita e geotêxtil

Na figura 32 estão apresentados os valores de sorção de cloreto no lixiviado pelo solo e bentonita. Também foi observada sorção nula ou aparente dessorção. Por essa razão não possível plotar isotermas de sorção para os dados de Cloreto.

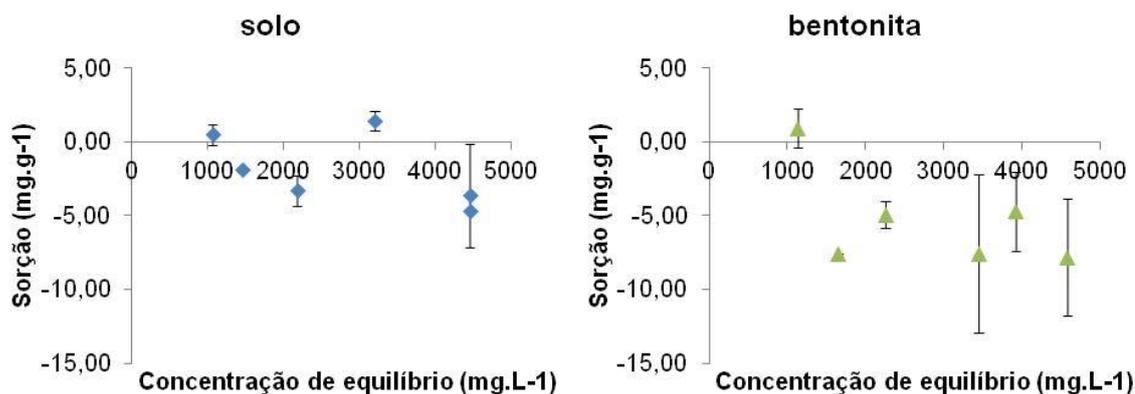


Figura 32 – Gráficos de sorção do Cloreto em lixiviado pelo solo e bentonita

Santos et al. (2006) realizaram ensaios de equilíbrio em lote com monossolução de cloreto de potássio em solos ferríferos e caulinita e obteve alguns dados de sorção nula mas também observou sorção em alguns pontos e foi possível ajustar a isoterma para o modelo linear de Freundlich.

4.3.3. Demanda Química de Oxigênio

A figura 33 apresenta os valores iniciais e finais de DQO do lixiviado utilizado antes e depois dos ensaios de equilíbrio em lote e o gráfico de redução de DQO. Segundo Meurer (2006), a matéria orgânica interage com os argilominerais e altera as cargas superficiais pois diminui as cargas negativas, aumentando a capacidade de troca catiônica.

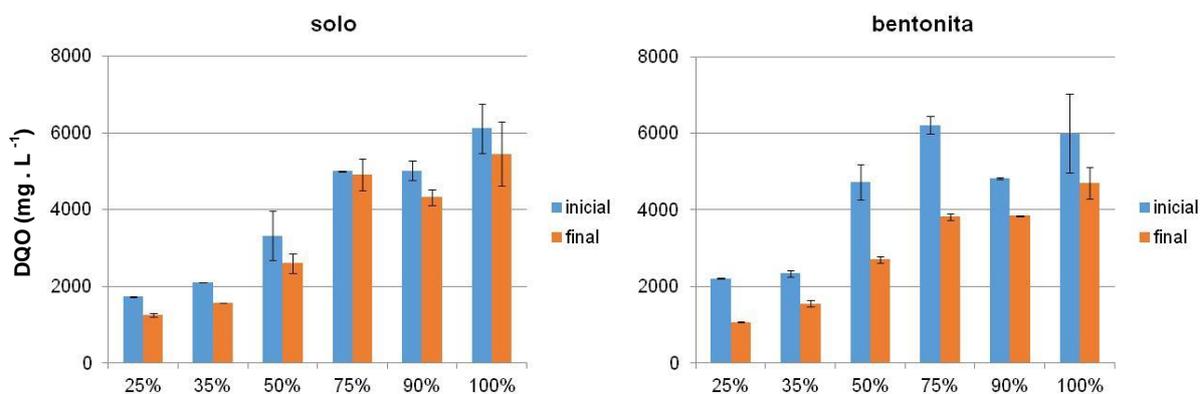


Figura 33 – Valores iniciais e finais de DQO dos ensaios de equilíbrio em lote de lixiviado com solo e bentonita

A bentonita reduziu a DQO entre 16% e 51%, e o solo reduziu entre aproximadamente 1% e 30%. Em ambos os ensaios foi observado que quanto maior o valor de DQO inicial, menor foi a redução atingida no mesmo tempo (Figura 34).

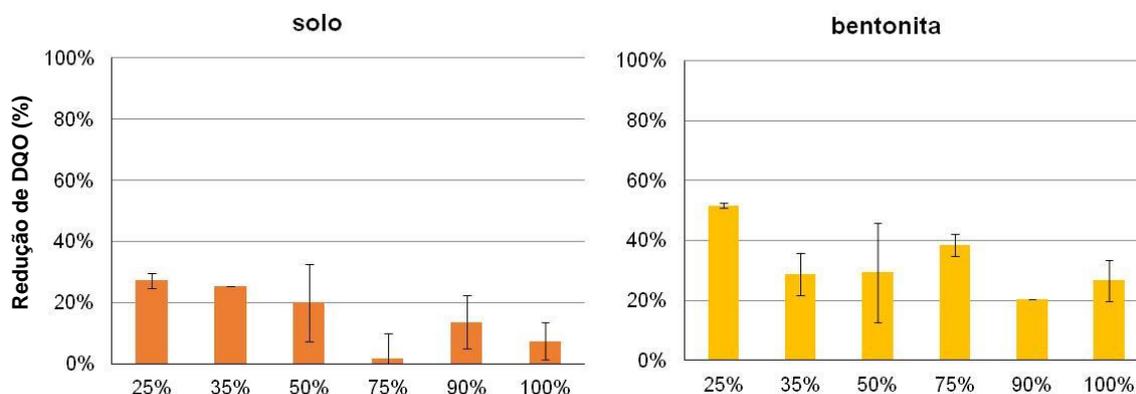


Figura 34 – Redução de DQO após os ensaios de equilíbrio em lote do lixiviado com solo e bentonita

4.3.4. Carbono Orgânico Dissolvido

A figura 35 apresenta os gráficos de sorção de Carbono Orgânico Dissolvido no lixiviado pelo solo e pela bentonita. A bentonita apresentou maiores valores de sorção, cerca de 3 vezes maior, demonstrando sua competência na sorção não só de íons, mas também de matéria orgânica, como também foi observado na redução de DQO. Alguns pontos da curva não puderam ser analisados, por isso nas figuras 36 e 37 estão apresentadas as isotermas apenas para a sorção de COD pelo solo.

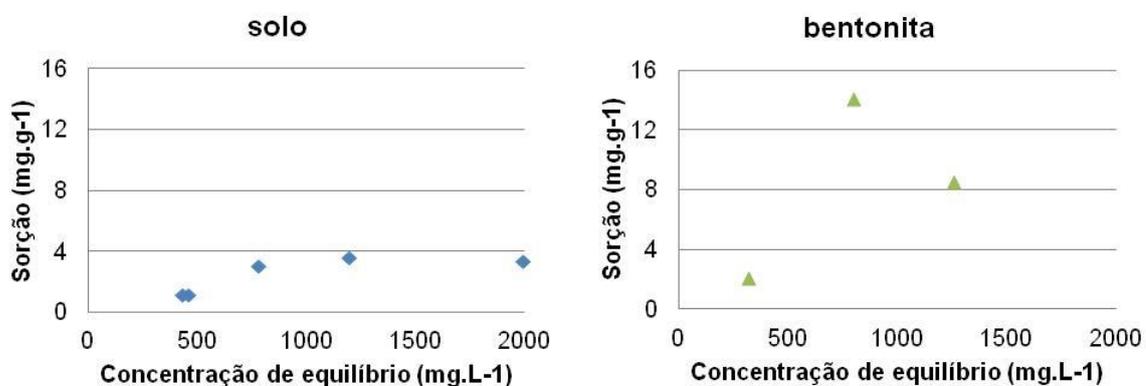


Figura 35 – Gráficos de sorção do Carbono Orgânico Dissolvido no lixiviado

Para os ensaios com solo, o melhor ajuste de isoterma foi Freundlich, e o valor de R^2 foi 0,7758 (Tabela 11).

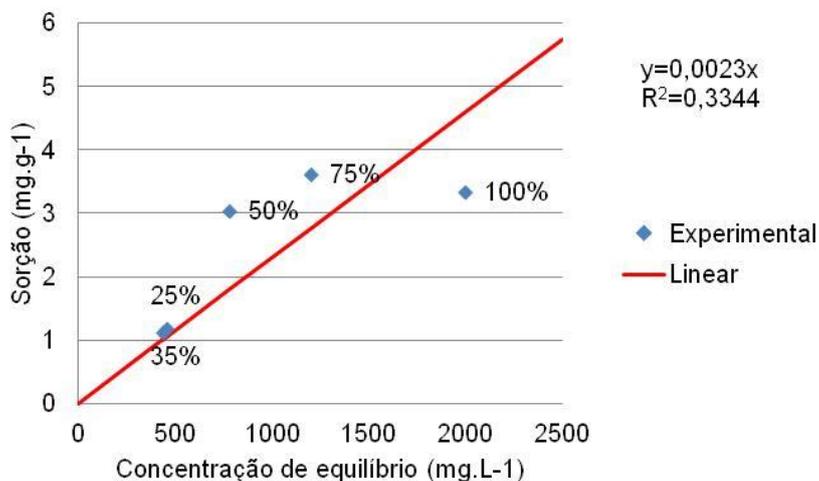


Figura 36 – Isoterma linear do Carbono Orgânico Dissolvido no lixiviado pelo solo

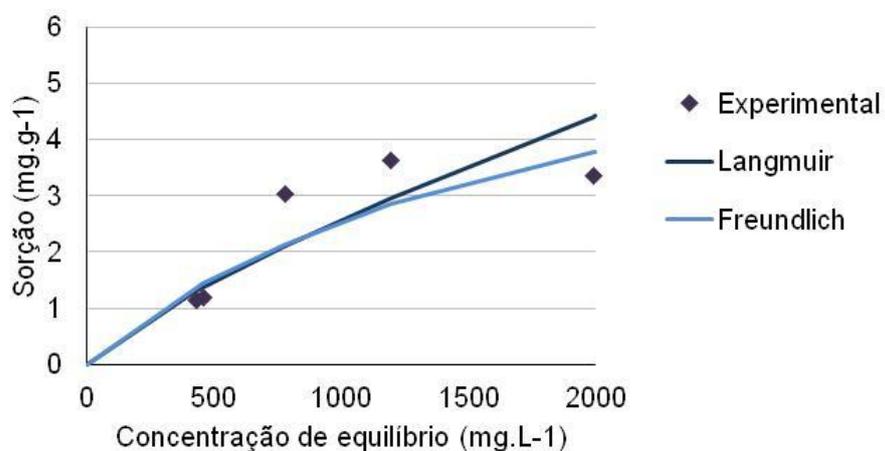


Figura 37 – Gráfico de sorção e isotermas do Carbono Orgânico Dissolvido no lixiviado pelo solo

Tabela 11 – Coeficientes obtidos de Carbono Orgânico Dissolvido

	COD						K_d
	Langmuir			Freundlich			
	K_L	b	R^2	K_F	$1/n$	R^2	
Solo	0,5335	7,3195	0,4924	11,1612	0,7870	0,7758	2,3

4.3.5. Nitrogênio Amoniacal

Os resultados dos ensaios de sorção se encontram nos Apêndices A e B.

4.3.5.1. Monossoluções de cloreto de amônio

As figuras 38 e 39 apresentam os gráficos de sorção de nitrogênio amoniacal pelo solo e suas isotermas. A sorção de nitrogênio amoniacal apresentou valores baixos, alcançando sorção máxima pouco acima de 1 mg.L^{-1} . No trabalho de Ritter, Erlich e Barbosa (1999), que estudaram a sorção de NH_4^+ em monossoluções com uma mistura de solo (20% bentonita e 80% caulim), foram encontrados valores máximos de sorção de 2,2 e 2,6 mg.L^{-1} . Os modelos de isotermas de Langmuir, Freundlich e Linear testados não apresentaram ajuste adequado, mas o melhor valor de R^2 foi 0,3187 para o modelo de Freundlich (Tabela 12).

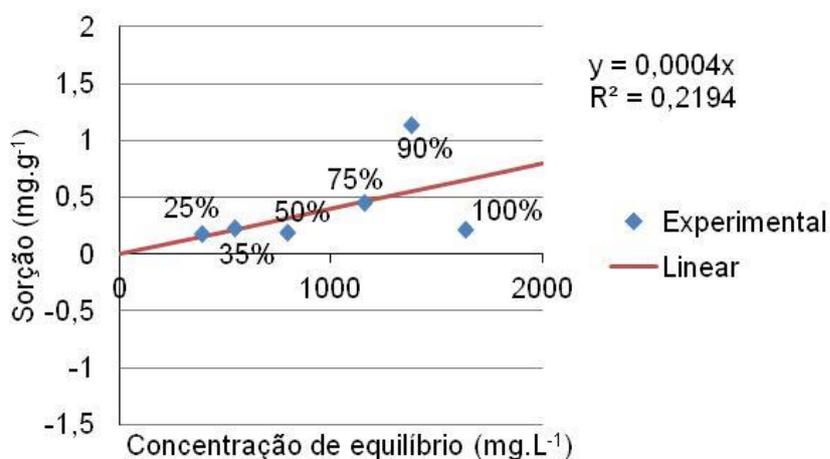


Figura 38 – Isoterma linear do Nitrogênio Amoniacal em monossolução pelo solo

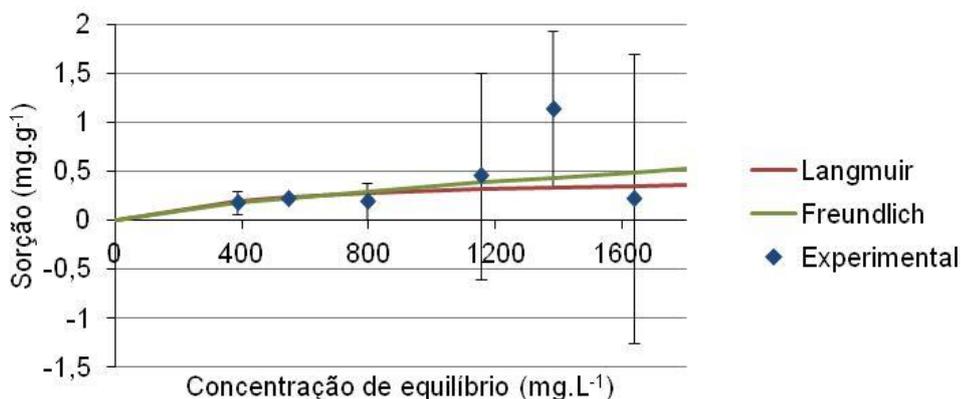


Figura 39 – Gráficos de sorção Nitrogênio Amoniacal em monossolução pelo solo

Nas figuras 40 e 41, foi retirado o ponto 90% de diluição para observar qual seria o melhor ajuste e comportamento das isotermas. O ajuste ficou mais satisfatório para as isotermas linear e de Langmuir. O valor de R^2 da isoterma de Langmuir foi igual a 0,688.

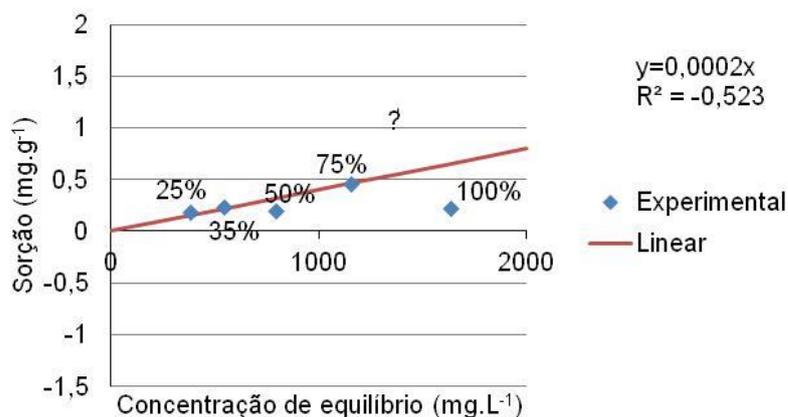


Figura 40 – Isoterma linear do Nitrogênio Amoniacal em monossolução pelo solo sem o ponto 90%

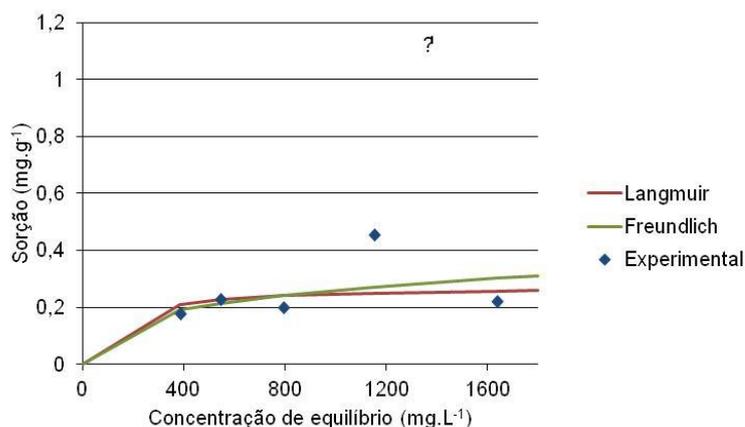


Figura 41 – Gráficos de sorção Nitrogênio Amoniacal em monossolução pelo solo sem o ponto 90%

A sorção de nitrogênio amoniacal em monossolução pela bentonita apresentou valores significativamente superiores (chegando a 12 mg.g^{-1}) do que os demais adsorventes utilizados nesse trabalho e também por trabalhos anteriores de Lacerda et al. (2014), Pires (2007), Ritter, Ehrlich e Barbosa (1999), Silva (2013) (Figura 42 e Figura 43). No trabalho de Silva (2013), a argila de Gramacho apresentou sorção máxima de $2,5 \text{ mg.L}^{-1}$ de nitrogênio amoniacal no lixiviado.

Ambos os modelos apresentaram bons ajustes aos valores experimentais, com R^2 igual a 0,9905 e 0,9825 para Langmuir e Freundlich, respectivamente. O resultado de Langmuir foi o melhor para esse ensaio. Ritter; Ehrlich e Barbosa (1999) também apresentaram a isoterma de Langmuir como melhor ajuste para sorção de NH_4^+ em monossolução por uma mistura de solo contendo 20% de bentonita. A constante b que representa o valor de sorção máxima de Langmuir foi de $12,09 \text{ mg.L}^{-1}$ (Tabela 12)

Pivato e Raga (2006) encontraram resultados diferentes para bentonita e lixiviado (concentração de nitrogênio amoniacal igual a 1430 mg.L^{-1}). Eles usaram diferentes razões de solo:solução (1/10; 1/15; 1/20; 1/25) e encontraram que o modelo de Freundlich foi o que melhor se ajustou. Eles também encontraram dois valores de coeficiente de distribuição para a razão 1:20 (mesma razão utilizada no presente estudo), 6,76 e 5,26. No presente trabalho foi encontrado K_d igual a 10,0 (Figura 42; Tabela 12).

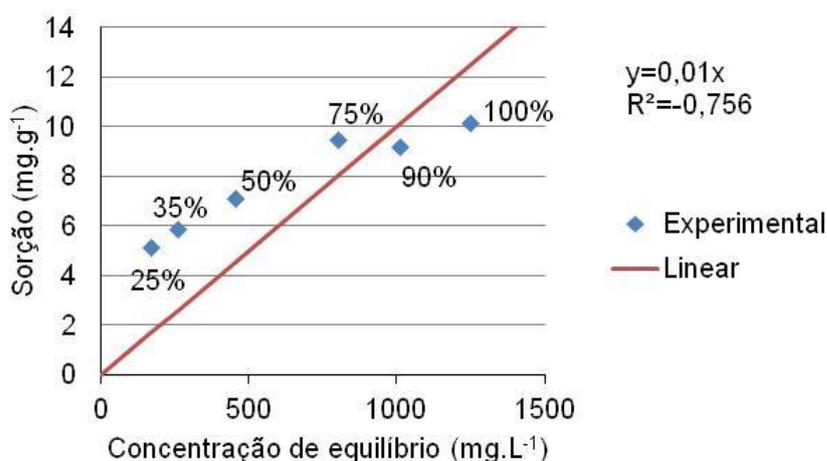


Figura 42 – Isoterma linear do Nitrogênio Amoniacal em monossolução pela bentonita

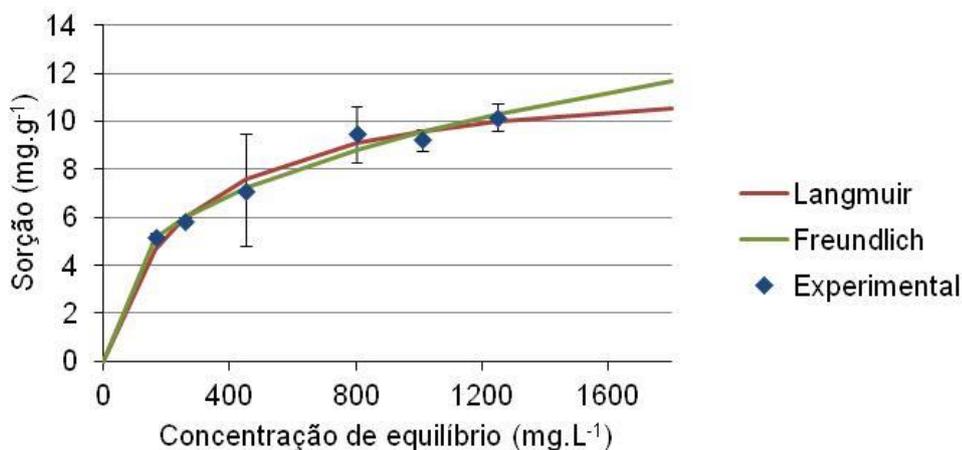


Figura 43 – Gráficos de sorção do Nitrogênio Amoniacal em monossolução pela bentonita

A sorção de nitrogênio amoniacal pelo geotêxtil foi quase nula, indicando que o nitrogênio amoniacal é não reativo ao geotêxtil (Figura 44 e Figura 45). Além disso, não foi possível plotar as isotermas, pois os valores foram não-representativos.

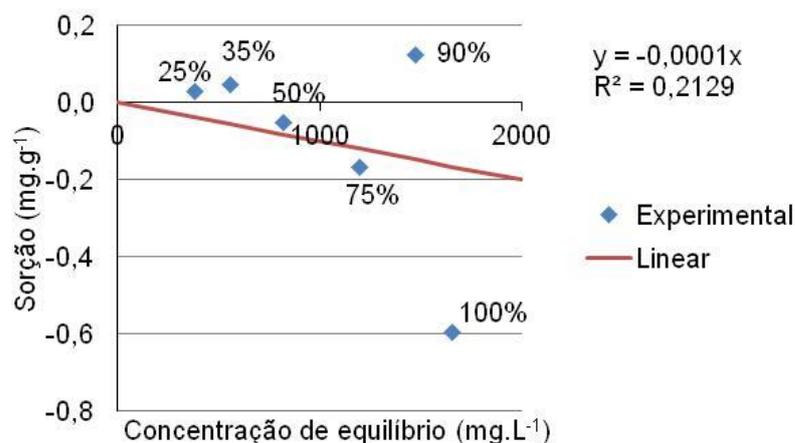


Figura 44 – Isoterma linear do Nitrogênio Amoniacal em monossolução pelo geotêxtil

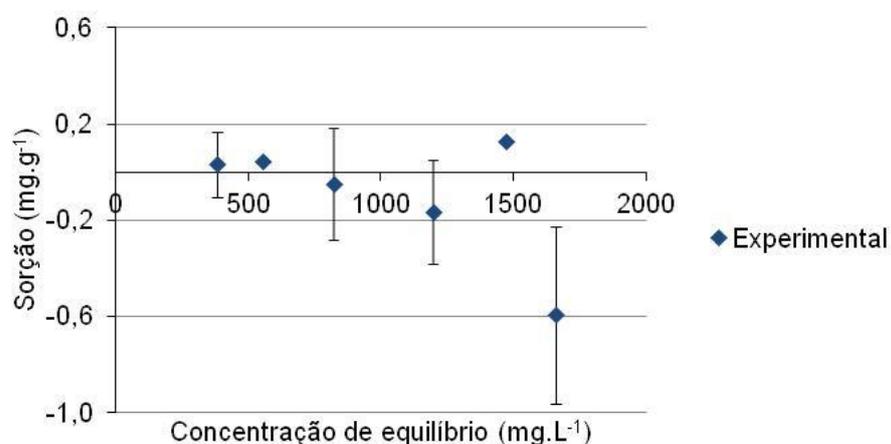


Figura 45 – Gráficos de sorção do Nitrogênio Amoniacal em monossolução pelo geotêxtil

Tabela 12 – Coeficientes obtidos de Nitrogênio Amoniacal (NH_4^+) nas monossoluções

	Nitrogênio Amoniacal						K_d
	Langmuir			Freundlich			
	K_L	b	R^2	K_F	1/n	R^2	
solo	1,991	0,452	0,242	2,414	0,718	0,319	0,4
solo (sem 90%)	8,178	0,277	0,688	29,258	0,3157	0,243	0,2
bentonita	3,770	12,092	0,990	860,22	0,348	0,982	10
geotêxtil	-	-	-	-	-	-	-0,1

A figura 46 apresenta os valores de sorção de nitrogênio amoniacal experimentais no solo e na bentonita e suas isotermas. É possível observar a diferença de capacidade de sorção entre os materiais.

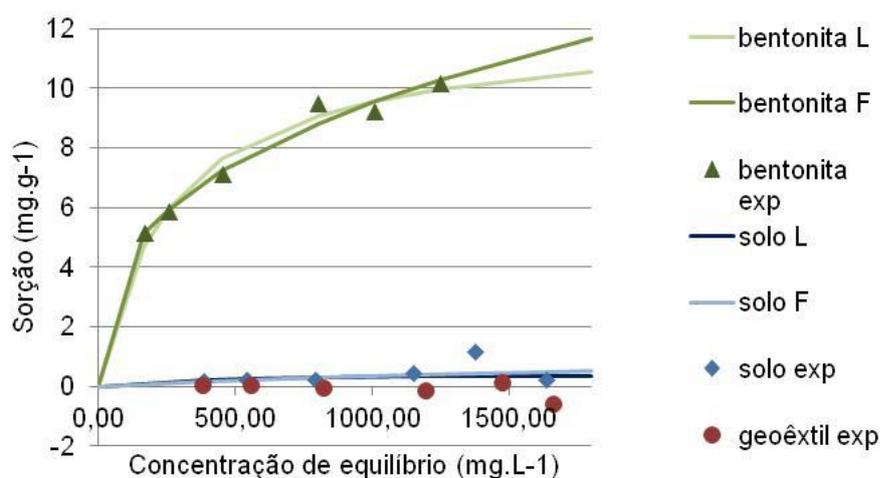


Figura 46 – Comparação de isotermas das monossoluções com solo, bentonita e geotêxtil (L= Langmuir; F= Freundlich; Exp= Experimental)

4.3.5.2. Lixiviado

As figuras 47 e 48 apresentam as isotermas de sorção para o solo. As isotermas de Freundlich e Langmuir para o solo estão côncavas, e isso indica que é necessária uma concentração mais alta do composto para resultar em baixas concentrações de sorção, tornando a isoterma desfavorável (MCCABE; SMITH; HARRIOTT, 1993). O melhor ajuste de isoterma foi Linear com R^2 igual a 0,9468

(Figura 47). O maior valor de sorção foi aproximadamente $1,9 \text{ mg.L}^{-1}$, similar ao que foi encontrado por Silva (2013).

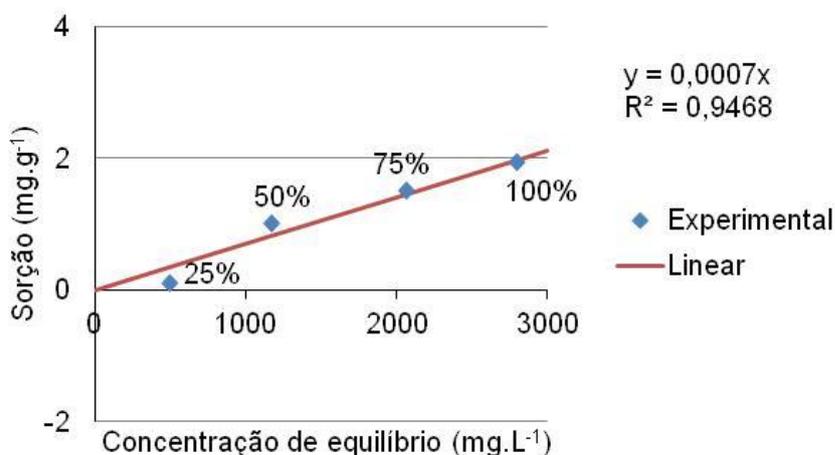


Figura 47 – Isoterma linear do Nitrogênio Amoniaco em lixiviado pelo solo

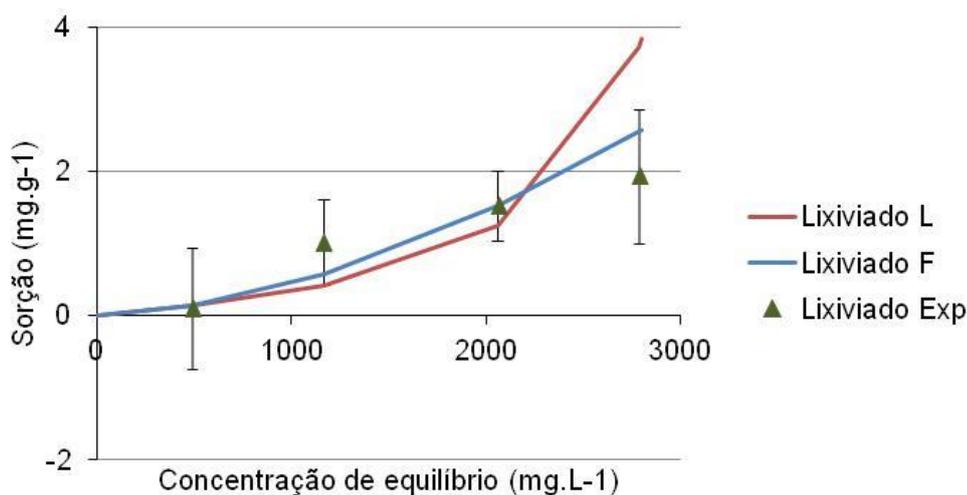


Figura 48 – Gráficos de sorção de Nitrogênio Amoniaco em lixiviado pelo solo (L= Langmuir; F= Freundlich; Exp= Experimental)

Assim como no gráfico de sorção da monossolução com a bentonita (Figura 50) no ensaio com lixiviado os ajustes de isotermas foram similares, apresentando valores de R^2 iguais a 0,7863 e 0,7762, para Langmuir e Freundlich respectivamente. A isoterma linear apresentou valor de R^2 igual a 0,178 (Figura 49). A constante b que representa o valor de sorção máxima de Langmuir foi de $14,43 \text{ mg.L}^{-1}$ (Tabela 13).

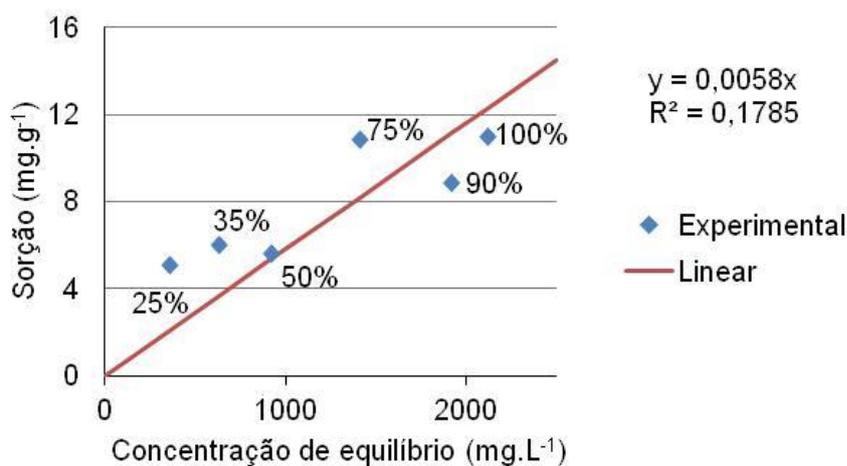


Figura 49 – Isoterma linear do Nitrogênio Amoniacal em lixiviado pela bentonita

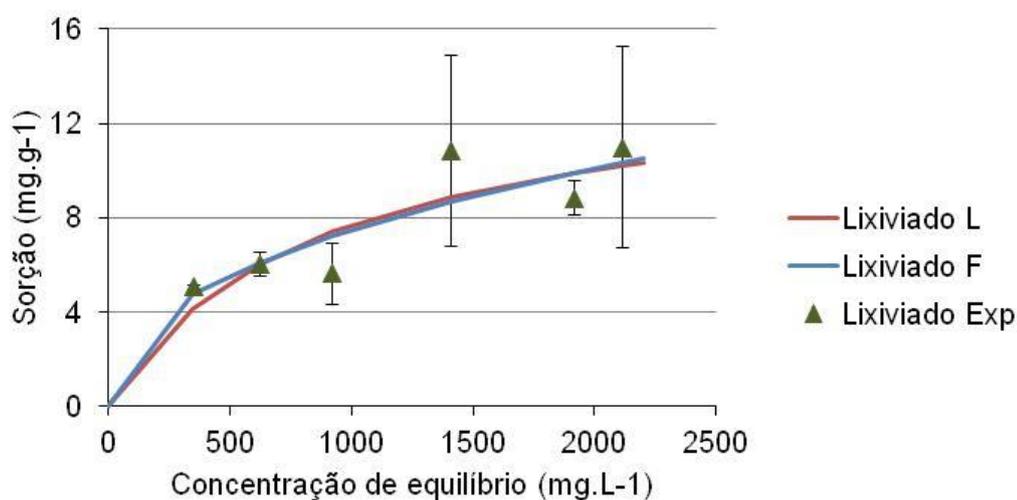


Figura 50 – Gráficos de sorção de Nitrogênio Amoniacal em lixiviado pela bentonita (L= Langmuir; F= Freundlich; Exp= Experimental)

Tabela 13 – Coeficientes obtidas de Nitrogênio Amoniacal (NH_4^+) no lixiviado

	Nitrogênio Amoniacal						K_d
	Langmuir			Freundlich			
	K_L	b	R^2	K_F	1/n	R^2	
solo	-0,296	-0,795	0,499	0,0035	1,700	0,916	0,7
bentonita	1,145	14,429	0,786	377,15	0,432	0,776	5,8

Na figura 51 estão apresentadas as isotermas de sorção de nitrogênio amoniacal em monossolução e lixiviado. É possível observar que a sorção ocorre de forma mais rápida no ensaio com a monossolução, pois apresenta concentrações mais baixas e porque no lixiviado há maior competição de cátions.

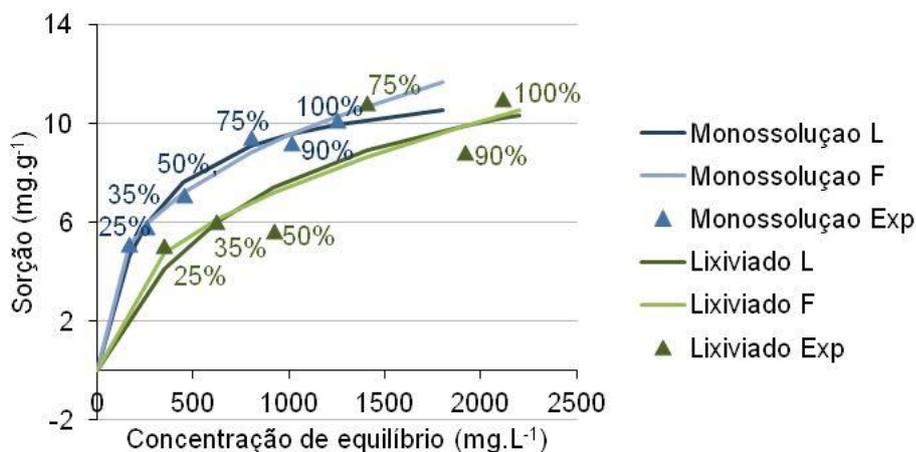


Figura 51 – Comparação de isotermas entre a monossolução e o lixiviado (L= Langmuir; F= Freundlich; Exp= Experimental) com a bentonita

Uma hipótese sobre o aumento de pH após o contato com a bentonita é o seguinte:

O equilíbrio da reação de nitrogênio amoniacal se dá conforme a Equação 8.



Logo, quando há diminuição de NH_4^+ pela sorção, o equilíbrio da reação tende para o lado direito da reação, e por essa razão a solução se torna mais básica.

Como o lixiviado que entrou em contato com o solo também se tornou mais básico mas a sorção de NH_4^+ foi comparativamente baixa, isso pode significar que houve troca catiônica com outros íons e que os cátions presentes no solo de Seropédica realizam troca preferencial com outros cátions que não o nitrogênio amoniacal.

Além disso, segundo Meurer (2006), em solos em que o pH é igual ou abaixo que 5, predominam cargas positivas, logo há maior atração de ânions. Por esse aspecto, haveria baixa sorção de nitrogênio amoniacal no ensaio com monossolução de cloreto de amônio e solo, em que ambos apresentaram pH na faixa de 5 a 7.

Na figura 52 estão apresentadas as isotermas de sorção de nitrogênio amoniacal em monossolução e lixiviado pelo solo. No caso da bentonita (Figura 51), houve maior retardamento do nitrogênio amoniacal com a monossolução, mas com o solo isso não é observado. Pode ser justificado pelo pH da monossolução que é

ácido, assim como o solo. Yang et al. (2015) observaram que solos com pH mais alto apresentaram maior sorção de NH_4^+ .

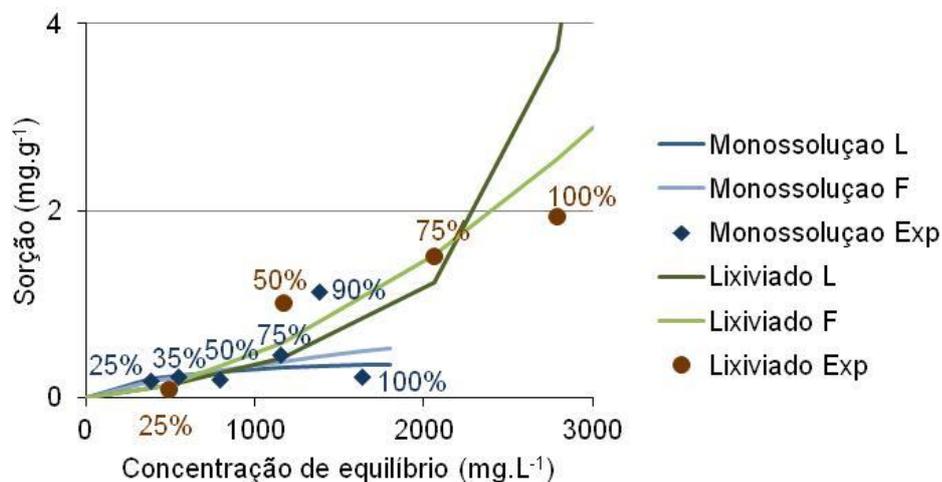


Figura 52 – Comparação de isotermas entre a monossolução e o lixiviado com o solo (L= Langmuir; F= Freundlich; Exp= Experimental)

A comparação entre a sorção de nitrogênio amoniacal em lixiviado pela bentonita e pelo solo evidencia que além da bentonita ser mais competente no retardamento, as isotermas são favoráveis, ao contrário das isotermas plotadas para o solo (Figura 53).

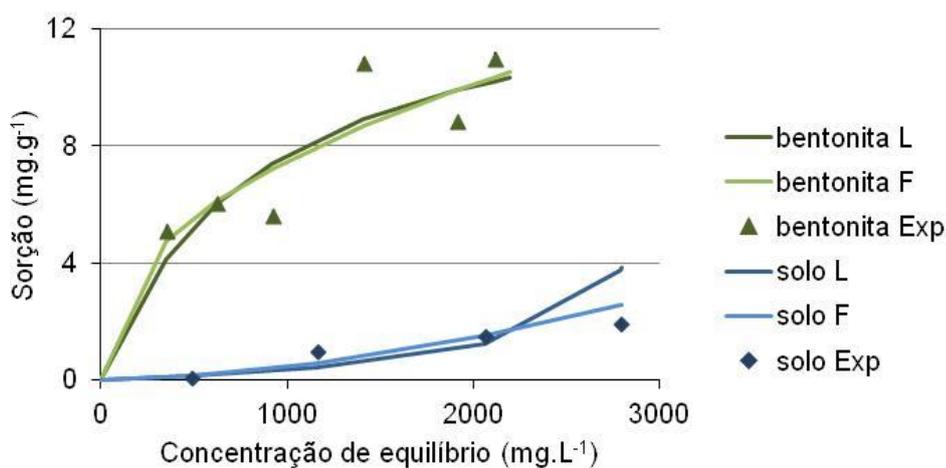


Figura 53 – Comparação de isotermas do lixiviado com o solo e a bentonita (L= Langmuir; F= Freundlich; Exp= Experimental)

4.3.6. Bisfenol A

Os resultados dos ensaios de sorção se encontram no Apêndice C.

Foram realizados ensaios com bisfenol em água com concentração máxima de $1000 \mu\text{g.L}^{-1}$ pois é uma concentração aproximada encontrada no lixiviado do Aterro de Seropédica (França, 2016). A princípio, foram realizados ensaios com a razão solo solução 1:50, no entanto a separação da solução com a bentonita não foi totalmente atingida mesmo com 3 horas na centrífuga, e o processo de filtração foi muito vagaroso. Então foi decidido realizar os ensaios com a razão 1:20 (que também foi utilizada por Ahari et al. (2011) e Banat et al. (2000)) e foi possível realizar a separação da solução utilizando a centrífuga.

As figuras 55, 57 e 59 apresentam os gráficos de sorção de bisfenol A pelos adsorventes. As isotermas lineares estão apresentadas nas figuras 54, 56 e 58. A isoterma de Freundlich apresentou melhor ajuste para todos os adsorventes, exceto para o geotêxtil, em que foi a isoterma linear. Banat et al. (2000) também encontraram o modelo de Freundlich como melhor ajuste para seus ensaios de sorção com bentonita e fenol. Ahari et al. (2011) realizaram ensaios com bentonita e geotêxtil nas mesmas razões solo:solução e encontraram a isoterma de Freundlich como melhor ajuste.

Em relação ao modelo de isoterma linear, foi calculado o coeficiente de partição K_d , e os maiores valores se deram nessa ordem: geotêxtil>solo>bentonita (Tabela 14).

O solo se apresentou como melhor adsorvente de bisfenol do que a bentonita. Apesar da concentração máxima sorvida experimentalmente estar na mesma faixa entre 3 e $4 \mu\text{g.g}^{-1}$, o comportamento da isoterma de bisfenol para o solo é convexa, e para a bentonita é côncava. Isotermas côncavas são desfavoráveis, pois é necessária uma concentração maior do composto para a mesma sorção que ocorreria em concentrações mais baixas em uma isoterma favorável. Isso pode ter ocorrido pela adsorção do bisfenol A à matéria orgânica presente no solo. O $\log K_{ow}$ do BPA é 3,32 e indica que é uma substância lipofílica, e por estar em uma monossolução feita em água ultrapura, sua adsorção pode ter tendido à matéria orgânica presente no solo. Além disso, alguns experimentos tem observado que há uma maior interação entre desreguladores endócrinos e matéria orgânica,

principalmente em pH mais baixo (CUNHA et al., 2012). Isso corrobora com o fato de que o solo apresentou acidez e esse pH pode ter favorecido essa interação contaminante-adsorvente. O valor de R^2 foi representativo com valor igual a 0,802.

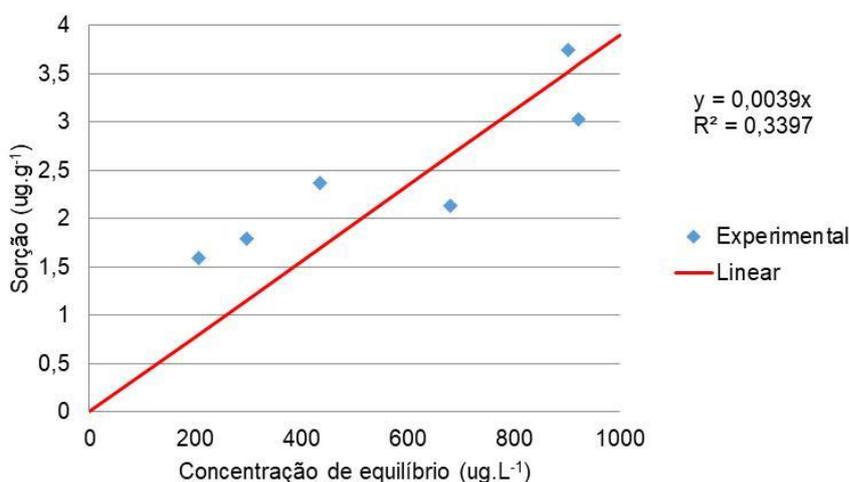


Figura 54 – Isoterma linear do bisfenol A em monossolução pelo solo

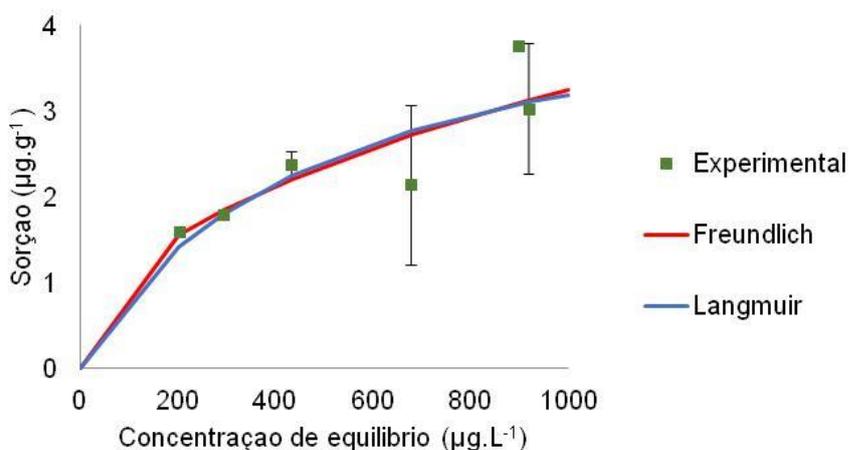


Figura 55 – Gráfico de sorção de bisfenol A em monossolução pelo solo

Os resultados de sorção de bisfenol A por bentonita foram consistentes com Ahari et al. (2011) que encontrou aproximadamente sorção máxima $4,0 \mu\text{g.g}^{-1}$ para a bentonita. O comportamento côncavo da isoterma pode ser explicado pela plasticidade da bentonita e dificuldade de mistura com a água ultrapura. O coeficiente de partição K_d apresentou valor de 1,9. Lake e Rowe (2004) realizaram testes de sorção com outros compostos orgânicos (diclorometano; 1,2 dicloroetano;

tricloroeteno; benzeno e tolueno) e encontraram valores de K_d ainda mais satisfatórios, variando entre 8 – 62.

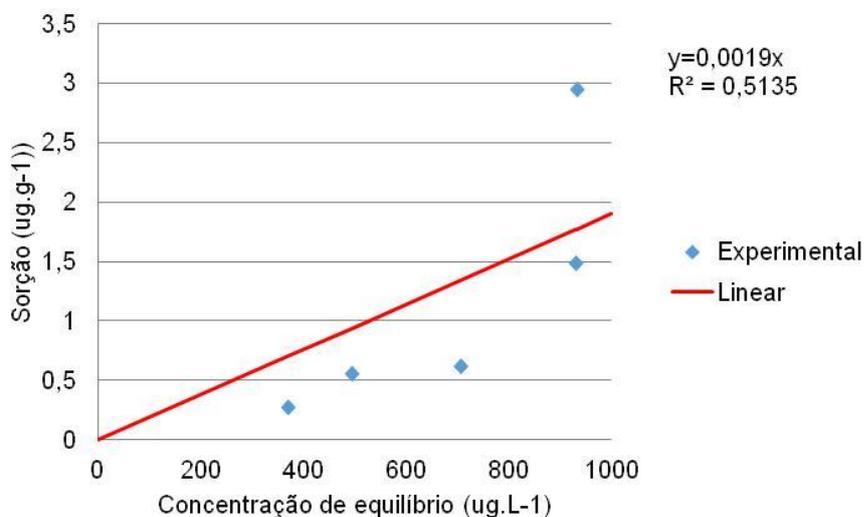


Figura 56 – Isoterma linear do bisfenol A em monossolução pela bentonita

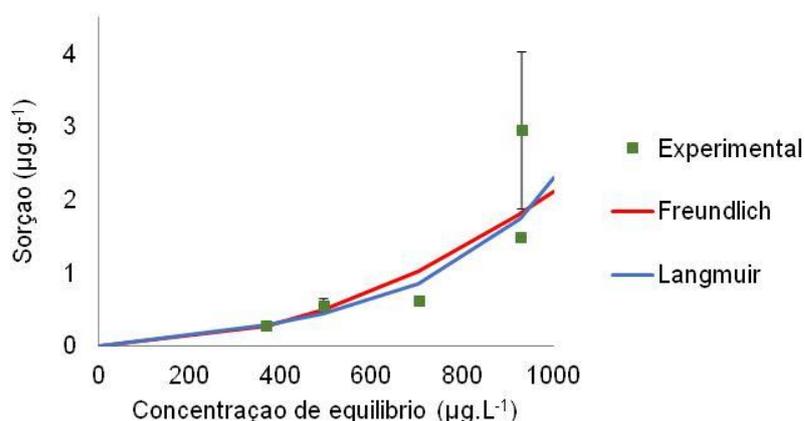


Figura 57 – Gráfico de sorção de bisfenol A em monossolução pela bentonita

O geotêxtil foi mais eficaz na sorção de BPA do que o solo e a bentonita. Os resultados foram consistentes com Ahari et al. (2011), que realizou o ensaio com as mesmas características e encontrou aproximadamente sorção máxima de $5,5 \mu\text{g.g}^{-1}$ para o geotêxtil. No presente trabalho, a sorção máxima experimental encontrada foi $6,52 \mu\text{g.g}^{-1}$. Nenhum dos modelos de isoterma testados apresentou R^2 significativo, mas o que mais se aproximou foi o modelo Linear com R^2 igual a 0,5008 (Figura 58).

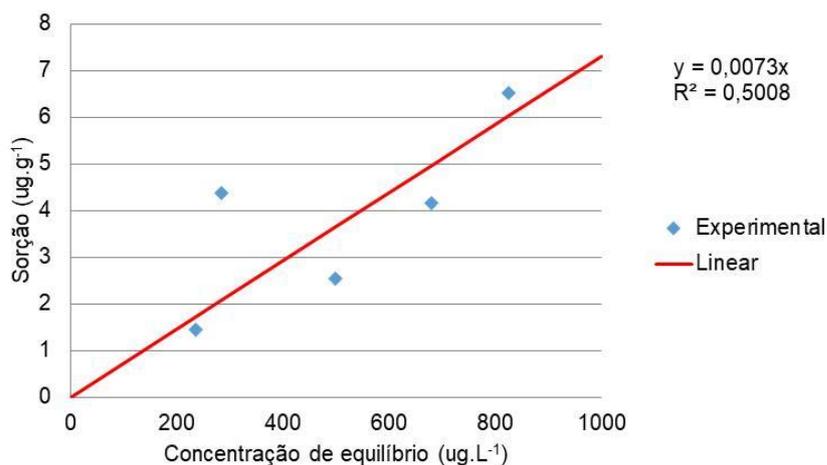


Figura 58 – Isoterma linear do bisfenol A em monossolução pelo geotêxtil

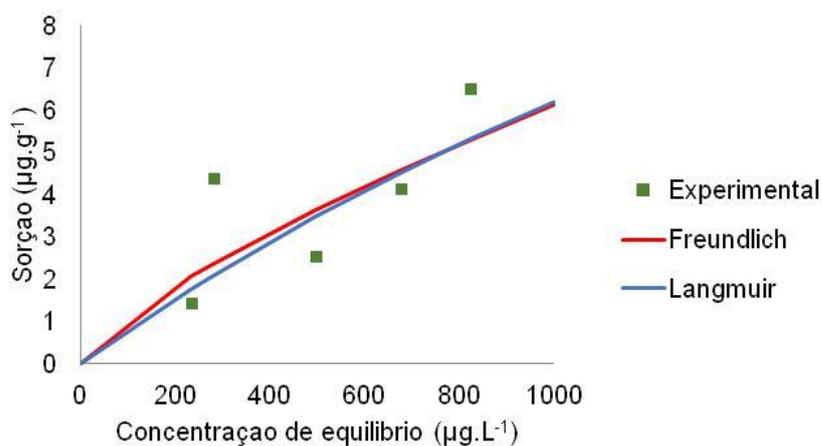


Figura 59 – Gráfico de sorção de bisfenol A em monossolução pelo geotêxtil

Tabela 14 – Coeficientes obtidas de bisfenol A

	Bisfenol A						K_d
	Langmuir			Freundlich			
	K_L	b	R^2	K_F	$1/n$	R^2	
solo	2,140	4,684	0,722	133,58	0,462	0,802	3,9
bentonita	-0,751	-0,758	0,694	0,0012	2,081	0,843	1,9
geotêxtil	0,310	26,108	0,037	33,95	0,752	0,495	7,3

O ajuste de isoterma de Freundlich para bentonita e solo em relação ao bisfenol A é positivo pois indica que o processo de sorção continua ocorrendo, e os sítios de sorção são empiricamente ilimitados. Esse aspecto torna o conjunto desses

adsorventes como boa camada de impermeabilização de aterros em relação ao retardamento de bisfenol A.

CONCLUSÃO

Os modelos de isoterma de sorção de bisfenol A foram apresentados para os três ensaios de equilíbrio em lote, bisfenol A com solo, com bentonita e com geotêxtil. A isoterma de Freundlich foi a mais representativa para os ensaios com a bentonita e o solo, indicando que os sítios de sorção dos adsorventes são empiricamente ilimitados para BPA.

O ensaio com geotêxtil apresentou a maior capacidade de sorção de bisfenol A, entre os materiais estudados, com $6,52 \mu\text{g.g}^{-1}$, e a isoterma linear foi a mais representativa com R^2 de 0,501, no entanto não é um valor significativo.

O solo do Aterro de Seropédica se mostrou mais competente em relação à sorção de bisfenol A, comparado com a bentonita, o que pode estar relacionado com a concentração de matéria orgânica do solo.

Os modelos de isoterma de sorção de nitrogênio amoniacal em monossolução de cloreto de amônio foram apresentados para os três ensaios de equilíbrio em lote; com solo, com bentonita e com geotêxtil. A isoterma de Langmuir foi a mais representativa para o ensaio com a bentonita, que apresentou máxima capacidade de sorção igual a $12,09 \text{ mg.g}^{-1}$; enquanto não houve isoterma representativa para o ensaio com solo. Não houve sorção de nitrogênio amoniacal pelo geotêxtil.

Os modelos de isoterma de sorção de nitrogênio amoniacal em lixiviado foram apresentados para os dois ensaios de equilíbrio em lote; com solo e com bentonita. A isoterma de Langmuir foi a mais representativa para o ensaio com a bentonita, e a Linear se ajustou melhor para o ensaio com o solo. A bentonita apresentou a maior capacidade de sorção com $14,43 \text{ mg.g}^{-1}$.

Há uma aparente relação entre o pH ácido e baixos valores de sorção de nitrogênio amoniacal, pois há uma tendência de predominância de cargas positivas no solo em pH baixo, por isso haveria predominância da sorção de ânions.

A bentonita é mais competente que o solo na sorção de nitrogênio amoniacal, redução de DQO e sorção de carbono orgânico dissolvido em lixiviados.

A combinação de geotextil e bentonita (GCL) é recomendada com o objetivo de prevenir contaminação de solos e água por nitrogênio amoniacal, BPA e carga orgânica presente em lixiviados, além de outros compostos orgânicos e inorgânicos.

Associado à camada de solo compactada, o GCL, aumenta a margem de segurança no retardamento de alguns compostos.

SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS:

- Ensaios de difusão em fluxo zero com GCL para analisar os coeficientes de difusão do bisfenol A, nitrogênio amoniacal e cloreto;
- Ensaios de difusão em coluna com solo de Seropédica para analisar a difusão do bisfenol A;
- Ensaios de equilíbrio em lote com lixiviado e bentonita, geotêxtil e solo para análise da sorção do bisfenol A.
- Analisar a Capacidade de Troca Catiônica e o potencial redox nos ensaios de equilíbrio em lote.

REFERÊNCIAS

ABRELPE. Atlas Brasileiro de emissões de GEE e Potencial energético na Destinação de Resíduos sólidos. 2013.

_____. PANORAMA ABRELPE 2014. 2014.

_____. PANORAMA ABRELPE 2016. 2016.

AHARI, M. et al. Quantification of the adsorption of phenolic compounds on the geotextile and bentonite components of four geosynthetic clay liners. **Geosynthetics International**, v. 18, n. 5, p. 322–331, 2011.

ANVISA. Regulação N°41, de 16 de setembro de 2011. Dispõe sobre a proibição de uso de bisfenol A em mamadeiras destinadas a alimentação de lactentes e dá outras providências. , 2011.

ARAÚJO, B. M. N. **Disruptores endócrinos em chorume : estudo de caso do Aterro Controlado de Divinópolis/MG**. 2015. 121 f. Universidade Federal de Lavras, 2015.

BADERNA, D. et al. A combined approach to investigate the toxicity of an industrial landfill's leachate: Chemical analyses, risk assessment and in vitro assays. **Environmental Research**, v. 111, n. 4, p. 603–613, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2011.01.015>>.

BAHRAMIFAR, N.; RAHNAMA, R.; SABERIMOGHADDAM, S. Trace determination of bisphenol-A in landfill leachate samples by dispersive liquid-liquid microextraction followed by high performance liquid chromatography. **Bulletin of the Chemical Society of Ethiopia**, v. 28, n. 3, p. 329–338, 2014.

BANAT, F. A. et al. Adsorption of phenol by bentonite. **Environmental Pollution**, v. 107, p. 391–398, 2000.

BESERRA, M. R. et al. O Bisfenol A : sua utilização e a atual polêmica em relação aos possíveis danos à saúde humana. **Revista Eletrônica TECCEN**, v. 5, n. 1, p. 37–46, 2012.

BILA, D. M.; DEZOTTI, M. DESREGULADORES ENDÓCRINOS NO MEIO AMBIENTE: EFEITOS E CONSEQUÊNCIAS. **Química Nova**, v. 30, n. 3, p. 651–666, 2007.

BIRKETT, J. W.; LESTER, J. N. **Endocrine disrupters in wastewater and sludge treatment processes**. [S.l.]: CRC Press LLC, 2003.

BRASIL. Resolução CONAMA nº420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias. , 2009.

_____. Resolução CONAMA nº430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes. , 2011.

CHAVES, F. P. **Estudo da eficiência dos processos Cl/UV e H₂O₂/UV na degradação de bisfenol-A, 17 β – estradiol e 17 α – etinilestradiol: Avaliação da atividade estrogênica e toxicidade.** 2018. 141 f. Dissertação - (Mestrado Profissional do Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018.

CHRISTENSEN, T. H. et al. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. **Applied Geochemistry**, v. 16, p. 659–718, 2001.

CICLUS AMBIENTAL. http://www.ciclusambiental.com.br/ciclus_ctr.php.

CLÉMENT, B.; MERLIN, G. The contribution of ammonia and alkalinity to landfill leachate toxicity to duckweed. **Science of the Total Environment**, v. 170, n. 1–2, p. 71–79, 1995.

COMLURB.

<http://www.rio.rj.gov.br/web/comlurb/exibeconteudo?id=4194245>. Disponível em: <<http://www.rio.rj.gov.br/web/comlurb/exibeconteudo?id=4194245>>.

CRAIN, D. A. et al. An ecological assessment of bisphenol-A: Evidence from comparative biology. **Reproductive Toxicology**, v. 24, n. 2, p. 225–239, 2007.

CUNHA, B. B. et al. Kinetics and adsorption isotherms of bisphenol A, estrone, 17β-estradiol, and 17α-ethinylestradiol in tropical sediment samples. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 223, n. 1, p. 329–336, 2012.

DE CAMPOS, T. M. Aspectos teóricos e práticos de contaminação de águas subterrâneas Estudos de Campo e Laboratorio. 2001, Porto, Portugal: In: Seminário sobre Geotecnia Ambiental: Contaminação de Solos e Águas Subterrâneas, 2001. p. CD-Room/SP/FEUP.

DENG, L. et al. Determination of Trace Bisphenol A in Leachate by Solid Phase Microextraction Coupled with High Performance Liquid Chromatography. n. 80, p. 395–404, 2006.

EGGEN, T.; MOEDER, M.; ARUKWE, A. Municipal landfill leachates: A

significant source for new and emerging pollutants. **Science of the Total Environment**, v. 408, p. 5147–5157, 2010.

EL-FADEL, M. et al. Temporal variation of leachate quality from pre-stored and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. **Waste Management**, v. 22, p. 269–282, 2002.

FENT, G. et al. Fate of C-14-bisphenol A in soils C-bisphenol A in soils. **Chemosphere**, v. 51, n. 8, p. 735–746, 2003.

FETTER, C. W. **Contaminant Hydrogeology**. 1. ed. [S.l.]: Prentice Hall Inc, 1993.

FRANÇA, F. de O. M. **Avaliação de Atividade Estrogenica e Toxicidade de Lixiviados de Resíduos Sólidos Urbanos**. 2016. 115 f. Dissertação - (Mestrado Profissional do Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016.

FROMME, H. et al. Occurrence of phthalates and bisphenol A and F in the environment. **Water Research**, v. 36, p. 1429–1438, 2002.

GANNE, A. et al. Experimental determination of sorption and diffusion of organic pollutants through GCLs. **Eurogeo4**, n. 119, p. 1–7, 2008.

GIBSON, R. et al. Accumulation and leaching potential of some pharmaceuticals and potential endocrine disruptors in soils irrigated with wastewater in the Tula Valley, Mexico. **Chemosphere**, v. 81, n. 11, p. 1437–1445, 2010.

GOLOUBKOVA, T.; SPRITZER, P. M. Xenoestrogênios: o Exemplo do Bisfenol-A. **Arquivos Brasileiros de Endocrinologia & Metabologia**, v. 44, n. 4, p. 323–330, 2000.

HALIM, A. A. et al. Comparison study of ammonia and COD adsorption on zeolite, activated carbon and composite materials in landfill leachate treatment. **Desalination**, v. 262, n. 1–3, p. 31–35, 2010.

HUANG, Y. Q. et al. Bisphenol A (BPA) in China: A review of sources, environmental levels, and potential human health impacts. **Environment International**, v. 42, n. 1, p. 91–99, 2012.

KAMATA, R. et al. Estrogenic effects of leachates from industrial waste landfills measured by a recombinant yeast assay and transcriptional analysis in Japanese medaka. **Aquatic Toxicology**, v. 101, n. 2, p. 430–437, 2011.

KERI, R. A. et al. An evaluation of evidence for the carcinogenic activity of

bisphenol A. **Reproductive Toxicology**, v. 24, n. 2, p. 240–252, 2007.

KINNEY, C. et al. Bioaccumulation of pharmaceuticals and other anthropogenic waste indicators in earthworms from agricultural soil amended with biosolid or swine manure. **Environmental Science and Technology**, v. 42, n. 6, 2008.

LACERDA, C. V. et al. Migration of inorganic ions from the leachate of the Rio das Ostras landfill: A comparison of three different configurations of protective barriers. **Waste Management and Research**, v. 34, p. 2285–2291, 2014.

LAKE, C. B.; ROWE, R. K. A comparative assessment of volatile organic compound (VOC) sorption to various types of potential GCL bentonites. **Geotextiles and Geomembranes**, v. 23, n. 4, p. 323–347, 2005.

_____. Volatile organic compound diffusion and sorption coefficients for a needle-punched GCL. **Geosynthetics International**, v. 11, n. 4, p. 257–272, 2004.

MCCABE, W. L.; SMITH, J. C.; HARRIOTT, P. **Unit operations of chemical engineering**. 5. ed. [S.l.]: McGraw-Hill, Inc., 1993.

MENDES, M. J. A. et al. Quantification of diffusion of phenolic compounds in virgin GCL and in GCL after contact with a synthetic leachate. **Geotextiles and Geomembranes**, v. 38, n. 5, p. 16–25, 2013.

MEURER, E. J. **Fenômenos de Sorção em Solos**. [S.l.: s.n.], 2006.

MONCADA, M. P. H. **Estudo em laboratório de características de colapso e transporte de solutos associados à infiltração de licor cáustico em um Solo Laterítico**. 2004. 219 f. Dissertação (Programa de pós-graduação em Engenharia Civil) – Departamento de Engenharia Civil, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2004.

MONTAGNER, É. **Determinação de bisfenol A em água: uma investigação na cidade de Campo Grande - MS**. 2010. 169 f. Tese (Instituto de Química) – Universidade Estadual Paulista, Araraquara, 2010.

NAKADI, F. **Estudo da biodisponibilidade, mobilidade e distribuição de chumbo e cádmio em solos por ET AAS**. 2011. 57 f. Dissertação (Programa de Pós Graduação em Química) – Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2011.

NASCIMENTO FILHO, I. do; VON MÜHLEN, C.; CARAMÃO, E. B. Estudo de compostos orgânicos em lixiviado de aterros sanitários por efs e CG/EM. **Quimica Nova**, v. 24, n. 4, p. 554–556, 2001.

OLIVEIRA, S. A. de. **Estudo de adsorção de metais pesados em zeólitas para fins de uso em barreira reativa**. 2011. 251 f. Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2011.

OMS. **Toxicological and health aspects of bisphenol A**. . [S.l: s.n.], 2012.

PEREIRA, C. P. et al. Contamination of bisphenol A present in landfill leachate in surface and groundwater. 2017, Viena, Áustria: In: 10th Micropol and Ecohazard Conference, 2017.

PIEDRAS, S. R. N. et al. Toxicidade aguda da amônia não ionizada e do nitrito em alevinos de *Cichlasoma facetum* (Jenyns, 1842). **Ciência e Agrotecnologia**, v. 30, n. 5, p. 1008–1012, 2006.

PINNEY, S. E. et al. Second trimester amniotic fluid bisphenol A concentration is associated with decreased birth weight in term infants. **Reproductive Toxicology**, v. 67, p. 1–9, 2017.

PIRES, J. A. da C. **Estudo de barreira de proteção com solo compactado em célula experimental no Aterro Sanitário de Rio das Ostras (RJ)**. 2007. 90 f. Dissertação (Mestrado Profissional do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.

PIVATO, A.; RAGA, R. Tests for the evaluation of ammonium attenuation in MSW landfill leachate by adsorption into bentonite in a landfill liner. **Waste Management**, v. 26, n. 2, p. 123–132, 2006.

PMGIRS. **PLANO MUNICIPAL DE GESTÃO INTEGRADA DE RESÍDUOS SÓLIDOS - Diagnóstico 2012**. . [S.l: s.n.], 2012. Disponível em: <<http://www.rio.rj.gov.br/dlstatic/10112/3372233/4123401/PMGIRS.pdf>>.

PubChem. Disponível em: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Bisphenol_A>. Acesso em: 8 jun. 2018.

RIGOBELLO, E. S. et al. Identificação de compostos orgânicos em lixiviado de aterro sanitário municipal por cromatografia gasosa acoplada a espectrometria de massas. **Química Nova**, v. 38, n. 6, p. 794–800, 2015.

RITTER, E. **Efeito da Salinidade na Difusão e Sorção de Alguns Íons Inorgânicos em um Solo Argiloso Saturado**. 1998. 216 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1998.

RITTER, E.; EHRLICH, M.; BARBOSA, M. C. Difusão E Sorção De Soluções Múltiplas E Monossoluções Em Solos Argilosos Salinos E Não Salinos. **REGEO'99**, p. 331–338, 1999.

ROWE, R. K. et al. **Barrier Systems for Waste Disposal Facilities**. 2. ed. [S.l.]: E & FN Spon, 2004.

SANTOS, L. V. et al. Adsorção de cloreto e potássio em solos tropicais. **Anuario do Instituto de Geociencias**, v. 29, n. 2, p. 101–121, 2006.

SHARIFNIA, S. et al. Characterization, isotherm and kinetic studies for ammonium ion adsorption by light expanded clay aggregate (LECA). **Journal of Saudi Chemical Society**, v. 20, p. S342–S351, 2016.

SILVA, Q. S. da. **Estudo da contaminação e da toxicidade do solo do Aterro Metropolitano de Gramacho, Duque de Caxias - RJ**. 2013. 95 f. Dissertação (Mestrado Profissional do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.

SLACK, R. J.; GRONOW, J. R.; VOULVOULIS, N. Household hazardous waste in municipal landfills: contaminants in leachate. **Science of the Total Environment**, v. 337, p. 119–137, 2005.

SOUTO, G. D. de B.; POVINELLI, J. CARACTERÍSTICAS DO LIXIVIADO DE ATERROS SANITÁRIOS NO BRASIL. 2004, In: 24^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental: Belo Horizonte, 2004. p. 1–16.

SWATI, M.; REMA, T.; JOSEPH, K. Hazardous organic compounds in urban municipal solid waste from a developing country. **Journal of Hazardous Materials**, v. 160, p. 213–219, 2008.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. A. **Integrated Solid Waste Management: engineering principles and management issues**. [S.l.]: McGraw-Hill, 1993.

URASE, T.; MIYASHITA, K. Factors affecting the concentration of bisphenol A in leachates from solid waste disposal sites and its fate in treatment processes. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 5, p. 77–82, 2003.

USEPA. (United States Environmental Protection Agency) - Batch-type procedures for estimating soil adsorption of chemicals. **Report**, 1992.

_____. BPA Action Plan. **Report**, p. 1–22, 2010.

VALLADARES, G. S. Caracterização química e granulométrica de solos do

Golfão maranhense. **Acta Amazonica**, v. 39, n. 4, p. 923–934, 2009.

VIECELLI, N. C. et al. Occurrence of Bisphenol A in soil and leachate of a municipal landfill : effect of the sample acidification. **Sci. Cum Ind.**, v. 2, n. 1, p. 10–14, 2014.

www.sigmaaldrich.com. Disponível em:
<https://www.sigmaaldrich.com/content/dam/sigmaaldrich/structure9/054/mfcd00002366.eps/_jcr_content/renditions/mfcd00002366-medium.png>. Acesso em: 25 maio 2018.

YAMAMOTO, T. et al. Bisphenol A in hazardous waste landfill leachates. **Chemosphere**, v. 42, n. 4, p. 415–418, 2001.

YANG, F. et al. Short-term effects of rice straw biochar on sorption, emission, and transformation of soil NH₄⁺-N. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 12, p. 9184–9192, 2015.

YASUHARA, A. et al. Determination of organic components in leachates from hazardous waste disposal sites in Japan by gas chromatography-mass spectrometry. **Journal of Chromatography A**, v. 774, n. 1–2, p. 321–332, 1997.

APÊNDICE A – ENSAIOS DE SORÇÃO COM A MONOSSOLUÇÃO DE CLORETO DE AMÔNIO

	% de diluição	Co	Ceq	S	
solo	25% (1)	397,38	384,45	0,26	
	25% (2)	390,86	386,04	0,10	
	35% (1)	557,89	546,47	0,23	
	35% (2)	553,30	541,97	0,23	
	50% (1)	796,30	793,02	0,07	
	50% (2)	809,59	793,02	0,33	
	75% (1)	1214,75	1154,84	1,20	
	75% (2)	1135,54	1149,99	-0,29	
	90% (1)	1384,30	1355,43	0,58	
	90% (2)	1487,12	1401,91	1,70	
	100% (1)	1597,58	1638,50	-0,82	
	100% (2)	1694,68	1631,60	1,26	
	bentonita	25% (1)	431,89	166,79	5,30
		25% (2)	419,23	168,93	5,01
50% (1)		-	-	-	
50% (2)		923,76	468,18	9,11	
75% (1)		1399,04	876,84	10,44	
75% (2)		-	-	-	
100% (1)		1820,53	1279,66	10,82	
100% (2)		1805,13	1285,10	10,40	
35% (1)		559,46	260,40	5,98	
35% (2)		545,38	258,20	5,74	
50% (1)		709,74	429,91	5,60	
50% (2)		677,34	442,88	4,69	
75% (1)		1126,19	717,84	8,17	
75% (2)		1180,07	739,51	8,81	
90% (1)	1453,18	1008,41	8,90		
90% (2)	1490,70	1012,70	9,56		
100% (1)	-	-	-		
100% (2)	1700,55	1215,69	9,70		

	% de diluição	Co	Ceq	S
	25% (1)	380,93	384,13	-0,06
	25% (2)	387,36	380,93	0,13
	50% (1)	792,76	779,59	0,26
	50% (2)	782,86	792,76	-0,20
	75% (1)	1164,36	1199,00	-0,69
	75% (2)	1149,83	1169,25	-0,39
geotêxtil	100% (1)	1594,05	1587,39	0,13
	100% (2)	1600,74	1726,07	-2,51
	35% (1)	557,69	555,30	0,05
	50% (1)	849,67	849,67	0,00
	75% (1)	1220,38	1209,94	0,21
	90% (1)	1480,67	1474,32	0,13
	100% (1)	1662,79	1662,79	0,00

APÊNDICE B – ENSAIOS DE SORÇÃO COM LIXIVIADO

	% de diluição	Co	Ceq	S
solo	25% (1)	449,83	474,42	-0,49
	25% (2)	537,15	502,57	0,69
	50% (1)	1242,01	1212,36	0,59
	50% (2)	1188,13	1116,60	1,43
	75% (1)	2291,02	2232,28	1,17
	75% (2)	1978,63	1885,46	1,86
	100% (1)	2784,04	2654,35	2,59
	100% (2)	2983,50	2919,61	1,28
bentonita	25% (1)	595,29	343,89	5,03
	25% (2)	611,99	353,53	5,17
	50% (1)	1069,21	788,66	5,61
	50% (2)	1256,48	893,23	7,27
	75% (1)	1783,84	1384,24	7,99
	75% (2)	2115,70	1429,65	13,72
	100% (1)	2689,01	1974,31	14,29
	100% (2)	2935,23	2185,11	15,00
	35% (1)	935,83	651,18	5,69
	35% (2)	915,58	594,01	6,43
	50% (1)	1329,26	1047,87	5,63
	50% (2)	1150,20	944,85	4,11
	90% (1)	2451,81	2033,29	8,37
	90% (2)	2262,50	1793,92	9,37
	100% (1)	2516,01	2183,81	6,64
	100% (2)	2506,13	2099,58	8,13

APÊNDICE C – ENSAIOS DE SORÇÃO COM A MONOSSOLUÇÃO DE BISFENOL

A

	% de diluição	Co ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Ceq ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	S ($\mu\text{g.g}^{-1}$)
solo	25%	283,26	203,09	1,60
	50%	559,63	435,17	2,49
	75%	777,28	702,95	1,49
	90%	1087,40	899,44	3,76
	100%	1085,43	960,66	2,50
	35%	384,45	294,43	1,80
	50%	544,19	430,72	2,27
	75%	792,93	652,64	2,81
	100%	1055,88	877,27	3,57
bentonita	25%	255,00	207,60	0,95
	50%	488,22	463,43	0,50
	75%	749,21	704,35	0,90
	100%	1049,54	939,66	2,20
	35%	382,04	368,18	0,28
	50%	553,64	522,26	0,63
	90%	1002,14	927,45	1,49
	100%	1105,66	919,58	3,72
	geotêxtil	25%	269,41	233,59
50%		535,39	473,74	2,47
75%		781,97	678,21	4,15
100%		-	-	-
35%		391,98	282,47	4,38
	50%	584,72	519,72	2,60
	90%	987,07	823,83	6,53
	100%	-	-	-