

### **III-130 - COMPARAÇÃO ENTRE OS POTENCIAIS POLUIDORES DE LIXIVIADOS DE RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES E DE RESÍDUOS SÓLIDOS DE SERVIÇOS DE SAÚDE DISPOSTOS EM CÉLULAS EXPERIMENTAIS**

**Carlos Augusto Machado da Costa e Silva<sup>(1)</sup>**

Doutor em Processos Químicos e Bioquímicos pela Escola de Química da Universidade Federal do Rio de Janeiro (EQ/UFRJ). Mestre em Engenharia Ambiental pelo Departamento de Engenharia Sanitária da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ). Biólogo da Gerência de Pesquisas da Companhia Municipal de Limpeza Urbana (COMLURB/RJ).

**Antônio Fernando Novaes de Magalhães**

Engenheiro Civil pela Faculdade de Engenharia do Estado do Rio de Janeiro (UERJ/RJ). Pós-graduado em Gestão Ambiental (UNESA/RJ). Gerente de Pesquisas da Companhia Municipal de Limpeza Urbana (COMLURB/RJ).

**João Alberto Ferreira**

Doutor em Saúde Pública pela Escola Nacional de Saúde Pública - FIOCRUZ. Pesquisador Visitante do Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade do Estado do Rio de Janeiro - UERJ.

**Juacyara Carbonelli Campos**

Engenheira Química pela Escola de Química/UFRJ. Doutora em Engenharia Química/ Tecnologia Ambiental pela COPPE/UFRJ. Professora Associada do Departamento de Processos Inorgânicos da Escola de Química-UFRJ

**Ubiratan Amorim da Silva**

Mestre em Engenharia Ambiental – PEAMB/UERJ. Especialista em Engenharia Sanitária e Ambiental pela UERJ. Graduado em Engenharia Química pela UFRJ. Analista Ambiental do Instituto Estadual do Ambiente – INEA.

**Endereço<sup>(1)</sup>:** Rua Araguaia 826/705 - Freguesia - Rio de Janeiro - RJ - CEP: 22-745.270 - Brasil - Tel: (21) 3392-1215 - e-mail: [costaesilvacarlos@ig.com.br](mailto:costaesilvacarlos@ig.com.br)

#### **RESUMO**

O tratamento e o destino final dos resíduos sólidos de serviços de saúde (RSS) são assuntos que têm gerado controvérsias no tocante às alternativas tecnológicas disponíveis para o seu tratamento e disposição final, como também em relação aos riscos para a saúde pública e ao meio ambiente. Este trabalho teve por objetivo avaliar e comparar os potenciais poluidores dos lixiviados de resíduos sólidos domiciliares (RSD) e de RSS (do grupo A ou resíduos biológicos, anteriormente denominados “lixo infectante”), dispostos separadamente em células experimentais, visando subsidiar a discussão quanto à necessidade de tratamento e disposição final diferenciados para os resíduos de serviços de saúde. Para isto, foram montadas duas células experimentais de aproximadamente 157m<sup>3</sup> cada, onde os RSD e os RSS, coletados regularmente pela Companhia Municipal de Limpeza Urbana na cidade do Rio de Janeiro, foram dispostos. Os lixiviados gerados em ambas as células, durante 827 dias de monitoramento, foram analisados quanto às suas características físico-químicas. Dos 16 parâmetros empregados na avaliação do potencial poluidor dos lixiviados das células, 3 (18,7%) tiveram como resultado que não houve diferenças estatísticas entre elas (RSD = RSS) a saber: fósforo total, N-amoniaco e turbidez. Foram 12 (75%) os parâmetros que mostraram resultados mais elevados em RSD (RSD > RSS), são eles: absorvância, alcalinidade, cloreto, condutividade, cor verdadeira, COT, DBO, DQO, dureza, pH, sólidos totais, sulfato. Um parâmetro (6,3%), os sólidos sedimentáveis, mostrou resultado mais elevado em RSS (RSD < RSS). Embora o lixiviado de RSD tenha apresentado potencial poluidor mais elevado que o lixiviado de RSS, ambos os resíduos e lixiviados, se gerenciados e dispostos inadequadamente, apresentam riscos para a saúde humana e para o ambiente. Os resultados apontam para a possibilidade de disposição conjunta de RSS (grupo A) com os RSD e demais resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários.

**PALAVRAS-CHAVE:** Lixiviado de aterro, Células experimentais, Resíduos Sólidos, Resíduos domiciliares, Resíduos Sólidos de Saúde.

## INTRODUÇÃO

A gestão dos resíduos sólidos se apresenta de maneira diferente nas cidades brasileiras e o cenário ainda é preocupante. Embora tenha havido uma mudança significativa nos últimos 20 anos, os lixões ainda são o destino final dos resíduos sólidos em 50,8% dos municípios brasileiros (em 1989, eles representavam o destino final de resíduos sólidos em 88,2% dos municípios). Além disso, do total de municípios brasileiros que tem coleta e/ou recebimento de RSS, 52,7% dispõe os resíduos sólidos de serviços de saúde (RSS) no solo (IBGE, 2010).

Esses dados reforçam as preocupações com os problemas ambientais urbanos e, nesse sentido, o tratamento e a destinação dos resíduos sólidos urbanos e em especial dos resíduos de serviços de saúde, são questões que têm promovido uma demanda crescente por ações que contemplem a preservação do meio ambiente, o controle da poluição e a proteção à saúde humana.

O tratamento e o destino final dos RSS são assuntos que também têm gerado controvérsias no tocante às alternativas tecnológicas disponíveis e aos riscos para a saúde pública e ao meio ambiente. Muitas prefeituras já implantaram sistemas específicos para a coleta destes resíduos, outras estão empenhadas em programas de segregação, entretanto, o que se constata na grande maioria das vezes, é a disposição conjunta desses resíduos com resíduos sólidos urbanos. A forma adequada de destinação final ainda não é consensual entre os técnicos do setor e, na maioria dos municípios, a prática freqüente é a disposição final em lixões, onde catadores disputam esses resíduos em virtude da presença atrativa de materiais recicláveis.

Por força da legislação, por preconceitos da população e por interesses comerciais é cada vez maior a pressão no sentido da inativação de RSS por métodos tais como incineração, autoclavação e micro-ondas. Por outro lado, diversos pesquisadores apontam para inexistência de fatos, excetuando-se os perfurocortantes, que comprovem a maior periculosidade dos RSS em relação aos resíduos sólidos domiciliares (RSD). Em função disso e da realidade sanitária e economicamente precária da grande maioria dos municípios brasileiros, diversos profissionais consideram desnecessária a inativação desses resíduos, geralmente realizada por processos dispendiosos, inapropriados e muitas vezes geradores de poluição. Outros recomendam a disposição conjunta de resíduos de serviços de saúde e de resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários.

A disposição de RSD e demais resíduos sólidos urbanos (RSU) em aterros, freqüentemente, leva à geração de lixiviado contendo elevada concentração de matéria orgânica e outras substâncias tóxicas. O lixiviado é resultado das águas que infiltram no aterro e da degradação da fração orgânica dos resíduos sólidos, e tem sido identificado na literatura como fonte potencial de poluição das águas superficiais e subterrâneas. A qualidade do lixiviado varia em função das características dos resíduos, entre outros fatores. Dessa forma, o conhecimento das características físico-químicas e toxicológicas desses efluentes é de importância fundamental para a avaliação dos possíveis impactos para o meio ambiente e para a saúde pública.

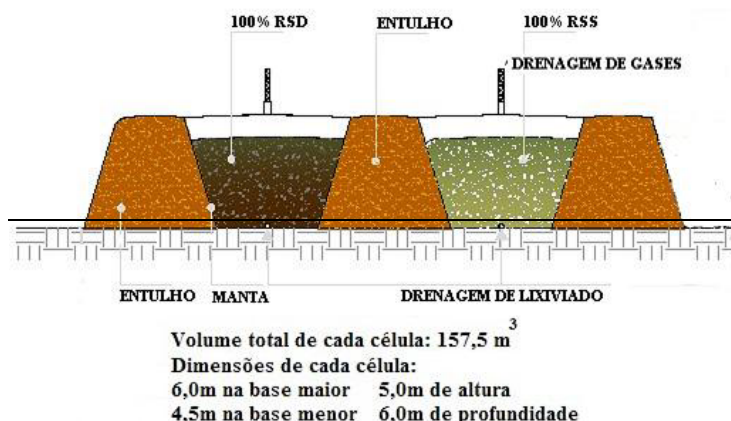
O presente trabalho teve por objetivo avaliar e comparar os potenciais poluidores dos lixivados de RSD e RSS (do grupo A ou resíduos biológicos, anteriormente denominados “lixo infectante”), com o intuito de fornecer subsídios para a discussão quanto à necessidade de tratamento e disposição final diferenciados para os RSS.

## MATERIAIS E MÉTODOS

A seguir, são abordados em seqüência: a montagem das células experimentais, as procedências, quantidades e caracterização gravimétrica dos RSD e RSS dispostos nas células experimentais, a amostragem e os procedimentos analíticos adotados para o material de base e cobertura das células e lixivados de RSD e RSS, e o tratamento e análise estatística dos resultados.

### Montagem das células experimentais

O trabalho de pesquisa utilizou como modelo células experimentais de grande porte, construídas no pátio da Usina de Reciclagem e Compostagem da Companhia Municipal de Limpeza Urbana - COMLURB localizada no bairro de Jacarepaguá (Vargem Pequena) no Município do Rio de Janeiro, atualmente funcionando como estação de transferência de RSU. A Figura 1 mostra o desenho esquemático das células experimentais.



**Figura 1: Desenho esquemático das células experimentais**

São 2 células experimentais dispostas lado a lado. Cada célula possui dois taludes laterais (2,0 m largura), 4,5 m de largura, 6,0 m de comprimento e 5,0 m de altura, totalizando um volume de 157,5 m<sup>3</sup> (Figura 10). Para formação dos 3 taludes foram utilizados resíduos de construção civil (entulho). Sobre os taludes, foi colocada, inicialmente, uma camada de argila compactada para evitar possíveis danos e perfurações à manta de polietileno de alta densidade (PEAD), provenientes de algum resíduo de construção civil (RCC). Em seguida, a manta PEAD foi estendida sobre a superfície acompanhando a configuração dos taludes. As especificações da manta PEAD são: manta GEOTENE, 1,00 mm de espessura, PEAD (marca Nortene Plásticos Ltda, São Paulo, Brasil) cód. 80155970GEO10G. Após a conclusão dessa etapa, as células receberam uma camada de 20 cm de argila (com exceção da área destinada ao sistema de drenagem de líquido e de gases) compactada com o auxílio de um compactador manual.

Para captação do líquido, em cada célula, foi construído um sistema de drenagem composto por um tubo kanaflex (PVC perfurado marca Kanaflex, São Paulo, Brasil), de 4" e 9,0 m de comprimento, brita nº 3 (em torno de 2,0 m<sup>3</sup> para cobertura do kanaflex), um receptor de tubo PVC 50 mm acoplado a uma união-registro de PVC 50 mm e a uma torneira com saída curva de 90° para coleta do líquido. Nos drenos, entre a manta PEAD e o tubo kanaflex, foi aplicada uma manta geotextil (marca Mexichem Brasil – Bidim, São Paulo, Brasil) 400 (5 m x 2,5 m) para evitar possíveis danos à manta PEAD ocasionados pela brita. Os tubos de drenagem do líquido foram dispostos com uma inclinação de 2% para permitir o escoamento horizontal do líquido até a torneira.

Na posição central da célula, a partir do fundo, foi construída uma estrutura tubular para drenagem de gases, composta por tela metálica, brita nº 3 e tubo de PVC 50 mm perfurado. Essa estrutura ganhou sustentação na medida em que os resíduos foram sendo colocados na célula. Após a colocação dos resíduos foi aplicada, em cada célula, uma camada de cobertura de 20 cm de argila compactada. À medida que os resíduos entravam nas células os sacos eram fragmentados com a ajuda da ferramenta denominada gadanho e em seguida eram compactados manualmente por meio de batente com 20 kg. A brita e a argila foram provenientes da IBRATA Mineração Ltda, Rio de Janeiro, Brasil.

### **Origens e quantidades dos resíduos dispostos nas células experimentais**

Os RSD utilizados na formação da célula 1 foram os resíduos domiciliares gerados em três bairros: Barra da Tijuca (Barra), Recreio e Freguesia. O Município do Rio de Janeiro é dividido em Áreas de Planejamento. Os bairros Barra, Recreio e Freguesia pertencem à Área de Planejamento 4 (A.P4). Os RSS depositados na célula 2 foram provenientes de oito roteiros de coleta envolvendo diversos bairros do município do Rio de Janeiro e se originaram de hospitais, maternidades, postos de saúde, clínicas, residências com pacientes portadores de doenças infecto-contagiosas, Hospital Santa Casa da Misericórdia, postos de saúde da família, clínicas veterinárias, Instituto de Veterinária Municipal, Sociedade Protetora de Animais – SUIPA e Centros de Proteção Animal. Todos os resíduos utilizados nas duas células foram provenientes da coleta regular realizada pela COMLURB. Na célula 1 foram depositados 43,350 toneladas de RSD e na célula 2 13,680 toneladas de RSS. Através do trabalho de caracterização foi possível observar que a massa de RSD para o preenchimento da

célula 1 foi aproximadamente três vezes superior à massa de RSS necessária ao preenchimento da célula 2. Isso se deve às diferenças no parâmetro de massa específica entre os RSD e os RSS. A massa específica é a razão entre a massa e o volume do resíduo, expressa em kg/m<sup>3</sup>. Essa característica está relacionada às propriedades de compressão ou compactação dos resíduos. Os RSD apresentaram massa específica de 320 kg/m<sup>3</sup>, enquanto que os RSS 101 kg/m<sup>3</sup>.

### **Caracterização gravimétrica dos RSD E RSS**

Para conhecimento da composição dos resíduos que entraram nas células 1 e 2, foram retiradas de cada massa de resíduos seis amostras (contêineres) de 240 litros para a caracterização detalhada dos seus constituintes (COMLURB, 2009).

A caracterização gravimétrica foi realizada de acordo com os procedimentos preconizados pela Norma ASTM D5231-92 - “Método para determinação da composição de resíduos sólidos municipais”, e foi efetuada no Centro de Pesquisas da COMLURB. O processo de caracterização consiste na recepção dos resíduos e pesagem para determinação da massa específica e percentuais dos componentes em relação à massa total, catação, triagem e pesagem dos componentes, e colocação de uma parcela dos resíduos em estufa (65 °C por 24 horas) para determinação do teor de umidade.

### **Amostragem dos lixiviados de RSD e RSS**

A coleta dos lixiviados, para as análises físico-químicas, foi programada para acontecer quinzenalmente a partir do fechamento da célula com a camada de argila. Entretanto, algumas coletas não ocorreram como programado devido a problemas operacionais. A drenagem das células foi programada para ocorrer diariamente (dias úteis) quando eram anotados os volumes gerados e as temperaturas dos lixiviados. As coletas de amostras ocorreram em dias da semana, 24 horas após o procedimento de drenagem. No momento da coleta da amostra era feita a medição da temperatura e posteriormente era realizado o procedimento de drenagem com medição de volume. Após a coleta, as amostras eram encaminhadas, sob refrigeração, para os laboratórios.

### **Dados pluviométricos**

As condições climáticas (pluviometria) no período de monitoramento das células foram utilizadas para a análise dos resultados. A estação pluviométrica mais próxima das células experimentais é a Estação Recreio (Fundação Instituto de Geotécnica do Município do Rio de Janeiro), situada a 2.836 m de distância. Os dados fornecidos por essa estação serviram de base para acompanhar as chuvas que caem sobre as células experimentais no período de monitoramento.

### **Análises físico-químicas dos lixiviados de RSD E RSS**

A Tabela 1 apresenta os parâmetros físico-químicos analisados nos lixiviados. As metodologias foram baseadas nos procedimentos preconizados pelo Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005). As análises foram realizadas no Laboratório de Físico-Química do Centro de Pesquisas da COMLURB, no Laboratório de Tratamento de Águas e Reuso de Efluentes (LABTARE) da Escola de Química (EQ) da Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, no Laboratório de Engenharia Sanitária (LES) da Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ.

Além dos parâmetros físico-químicos relacionados na Tabela 1, foram determinados: Sólidos Sedimentáveis – SSED (mL.L<sup>-1</sup>) através de sedimentação da amostra em cone Imhoff por 1 hora. Os metais pesados foram determinados por meio de um equipamento ICP OES da marca Perkin-Elmer, modelo OPTIMA 3000 com software ICP Winlab (RIBEIRO *et al.*, 2008), após digestão nitro-perclórica da amostra de lixiviado. Essas análises foram efetuadas no Laboratório de Físico-Química do Centro de Pesquisas da COMLURB e no Laboratório de Solos (LASP) da EMBRAPA localizado no Jardim Botânico (RJ), respectivamente.

**Tabela 1: Metodologia analítica empregada na análise do lixiviado e do solubilizado.**

Parâmetro	Unidade	Método (APHA, 2005)
Absorbância (ABS254)	cm <sup>-1</sup>	5910-B Shimadzu UV mini 1240
Alcalinidade	mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup>	2320-B Método titulométrico
COT	mg.L <sup>-1</sup>	5310-C TOC Analyser Hipertoc 1000 Shimadzu e Thermo
Cloreto	mg.L <sup>-1</sup>	4500-Chloride-B Método argentométrico
Condutividade	µS.cm <sup>-1</sup>	2510-B Condutivímetro Quimis
Cor Verdadeira	mgPtCo.L <sup>-1</sup>	2120-B Método comparação visual
DBO	mg.L <sup>-1</sup>	5210-B Oxímetro Thermo
DQO	mg.L <sup>-1</sup>	5220-D Espectrofotômetro Hach DR2800
Dureza	mgCaCO <sub>3</sub>	2340-C EDTA Método Titrimétrico
Fósforo Total	mg.L <sup>-1</sup>	4500-P-F Espectrofotômetro Hach DR 2800
N-Amoniacal	mg.L <sup>-1</sup>	4500 NH <sub>3</sub> -E Orion 4 star Thermo
pH	0 a 14	4500 H <sup>+</sup> -B pH metro microprocessador Quimis
Sólidos Totais (ST)	mg.L <sup>-1</sup>	2450-B Estufa Fanem Orion 515
Sulfato	mg.L <sup>-1</sup>	4500 SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> -E Espectrofotômetro Hach DR 2800
Turbidez	UNT	2130-B Turbidímetro AP2000 Policontrol

### Tratamento dos resultados e análise estatística

Aos dados obtidos no âmbito deste estudo, foram aplicadas ferramentas estatísticas com intuito de verificar o comportamento entre as células estudadas (RSD e RSS), a evolução temporal das variáveis (parâmetros) por célula e apontar quais variáveis se correlacionam. As ferramentas utilizadas foram: a) Análise exploratória e descritiva dos dados abrangendo o número de dados válidos, mínimo, máximo, percentil 25 e 75, mediana, média, desvio padrão, erro padrão e o intervalo de confiança da média (com 95% de confiança). Todas estas estatísticas foram geradas para cada variável, diferenciando-se por célula. Para representação gráfica foram utilizados, por célula, gráficos para as séries temporais de cada variável e gráficos de boxplot (diagramas de caixa) para o conjunto de dados no período de aterramento b) Comparação de médias - Teste t foi aplicado para comparar as médias de cada variável para as duas células pareadas (RSD x RSS), assumindo-se igualdade de variâncias entre elas. O erro assumido para o teste foi de 5% (p-valor) com 95% de confiança, isto é, quando o p-valor for inferior a 5% as variáveis são consideradas diferentes. Quando o p-valor for superior a 5% as variáveis são consideradas iguais; c) Coeficiente de correlação de Pearson – Bivariável ( $\sigma$ ) para medir o grau da correlação (e a direção dessa correlação, se positiva ou negativa) entre duas variáveis de escala métrica (intervalar ou de razão).

Foi feita a correlação de cada variável do estudo com a variável tempo de aterramento, para verificar a significância da correlação quanto à evolução das variáveis por célula. O coeficiente de correlação positivo mostra tendência de aumento ao longo do tempo estudado e o coeficiente negativo tendência de queda. Quando o resultado é considerado não significativo (positivo ou negativo), assume-se que não houve alteração temporal. A correlação também foi efetuada entre todas as variáveis. O erro assumido para o teste ( $\sigma$ ) foi de 5%, ou seja, a correlação é considerada significativa, com 95% de confiança, quando o p-valor for inferior a 5% (WONNACOTT e RONALD, 1990; HAIR *et al.*, 2005; FONSECA e MARTINS, 2006; PINHEIRO *et al.*, 2008). Para a análise exploratória, descritiva e tabulação dos resultados foi utilizado o programa Microsoft Excel. Para a elaboração dos gráficos de boxplot, teste t e correlações de Pearson empregou-se o software IBM SPSS.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Caracterização gravimétrica dos RSD e RSS

A Tabela 2 mostra a composição gravimétrica dos RSD e dos RSS depositados nas células 1 e 2 respectivamente.

**Tabela 2: Composição gravimétrica dos RSD e RSS depositados nas células 1 e 2 respectivamente.**

Componente (%)	RSD	RSS
Matéria Orgânica Putrescível	52,62	12,61
Papel / Papelão	17,38	17,21
Plástico	20,86	38,06
Vidro	3,50	0,59
Metal	1,56	0,91
Outros	4,09	30,63

Incluídos nos outros componentes em RSD foram observados: madeira (15,67%), borracha (2,59%), pano/trapo (31,31%), couro (4,76%), osso (1,63%), coco (17,43%), vela/parafina (0,13%), eletro/eletrônico (1,71%), folha/flores (14,20%) e inertes (10,58%). Os outros componentes de RSS foram caracterizados como: madeira (1,76%), borracha (53,14%) e pano/trapo (45,10%).

A composição gravimétrica dos RSD utilizados no experimento foi considerada compatível com os estudos de caracterização gravimétrica realizados por COMLURB (2009) ao longo dos anos na Área de Planejamento 4 (AP4) que inclui os bairros Barra, Recreio e Freguesia, com ênfase para o teor de matéria orgânica putrescível (56,62%), principal componente dos resíduos e elemento determinante na qualidade e formação do lixivado nos aterros.

Para o melhor conhecimento da composição qualitativa dos RSS seis contêineres de 240 litros, cheios de amostras retiradas aleatoriamente da massa de resíduos que entraram na célula 2, foram dispostos sobre filme plástico e seus componentes identificados e anotados.

A Tabela 3 mostra os resultados da avaliação da composição qualitativa onde é possível observar que os RSS estão representados pelas classes A (A1, A2, A3 e A4), B, D e E. Os resultados obtidos foram considerados compatíveis com os verificados regularmente para esses resíduos na cidade do Rio de Janeiro.

**Tabela 3: Composição qualitativa do RSS utilizados na célula 2.**

Componentes	Descrição
Papel e papelão	Papel toalha, papel higiênico, caixas coletoras de perfurocortantes, remédio, pasta de dente.
Plástico	Soro, seringas, povidine, colher, canudo, embalagem para autoclave, copo coletor de urina, garrafa de álcool, bolsa transfusional, copo descartável, laxante, frasco com sangue.
Vidro	Ampolas para injeção, dipirona sódica, kit com material biológico.
Metais	Vaselina sólida, cartela de comprimido, agulhas, remédio.
Pano/trapo	Ataduras, gaze, algodão, tecido utilizado para autoclave, fralda, jaleco descartável, máscara descartável, babador.
Borracha	Luvas, tubo de látex, garrote, torniquete.
Outros	Esponja, esparadrapo, aparelho de diálise, filtro, peças anatômicas, placenta, vísceras, restos de alimento.

As caracterizações gravimétricas mostraram que o teor de matéria orgânica putrescível nos RSD (56,62%) foi quase 4,5 vezes superior ao encontrado nos RSS (12,61%). Dessa forma, a célula de RSD recebeu um conteúdo de substrato orgânico, propício à decomposição microbiana, muito mais elevado do que a célula de RSS.

### **Análises do material empregado como base e cobertura das células**

A Tabela 4 resume os resultados da caracterização granulométrica do solo de cobertura utilizado nas células experimentais. De acordo com a classificação HRB (Highway Research Board), o material de cobertura empregado nas células é classificado como A-6 solo argilo-siltoso (SANTOS, 2006). O resultado obtido é similar ao usado no Aterro Sanitário de Nova Iguaçu (SANTOS, 2012). Esse fato e o conjunto dos resultados obtidos nos ensaios [granulometria, limites de consistência (limite de liquidez, limite de plasticidade e índice

de plasticidade), porcentagem de material (areia, silte e argila) e curva granulométrica] demonstram que o solo empregado neste estudo é apropriado para utilização em aterros como material de cobertura.

**Tabela 4: Caracterização granulométrica do solo de cobertura utilizado nas células experimentais**

Tabela 4. Caracterização granulométrica do solo de cobertura utilizado nas células experimentais							
Amostra	Composição granulométrica (%)						Argila
	Pedregulho	Areia				Silte	
		Grossa	Média	Fina	Total		
1	2	11	35	18	64	23	13
2	1	11	33	19	63	22	15
3	3	13	29	19	61	23	16

A Tabela 5 apresenta os resultados das análises físico-químicas e de toxicidade dos solubilizados das 3 amostras da argila utilizada como material de cobertura. Excetuando o sulfato, os demais resultados mostraram valores inferiores aos observados nos lixiviados das células, demonstrando que a argila não influenciou nos resultados obtidos nos lixiviados, ou seja, os valores de qualidade dos lixiviados são devidos unicamente aos resíduos aterrados nas células.

**Tabela 5: Comparação dos resultados das análises da argila com os resultados obtidos nos lixiviados das células**

Parâmetros	Amostras de argila			Lix. Células (valores médios)	
	1	2	3	RSD	RSS
Absorbância (cm <sup>-1</sup> )	0,04	0,03	0,06	3,43	6,93
Cloreto (mg.L <sup>-1</sup> )	17	12	19	716	239
Condutividade (µs.cm <sup>-1</sup> )	280	133	233	4.538	2.208
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	5,03	8,43	8,56	415,47	207,69
Fósforo (mgP.L <sup>-1</sup> )	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,29	0,36
N-amoniaco (mg.L <sup>-1</sup> )	0,12	0,18	0,22	351,23	294,43
Sulfato (mg.L <sup>-1</sup> )	66,1	37,2	29,9	18,6	9,6
Cádmio (mg.L <sup>-1</sup> )	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,01	0,01
Chumbo (mg.L <sup>-1</sup> )	0,20	< 0,01	< 0,01	0,01	0,01
Cobre (mg.L <sup>-1</sup> )	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,01	0,01
Cromo (mg.L <sup>-1</sup> )	0,04	0,04	0,03	0,02	0,02
Ferro (mg.L <sup>-1</sup> )	0,15	0,17	0,15	7,97	9,64
Níquel (mg.L <sup>-1</sup> )	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,02	0,02
Zinco (mg.L <sup>-1</sup> )	0,13	0,13	0,12	0,08	0,19

Quanto à presença mais elevada de sulfato na argila, em comparação aos lixiviados das células, não há evidências de que isso possa ter influenciado de maneira significativa nas concentrações de sulfato dos lixiviados. Se houve alguma influência, essas concentrações permaneceram com valores muito abaixo do que se observa normalmente para lixiviados de aterros.

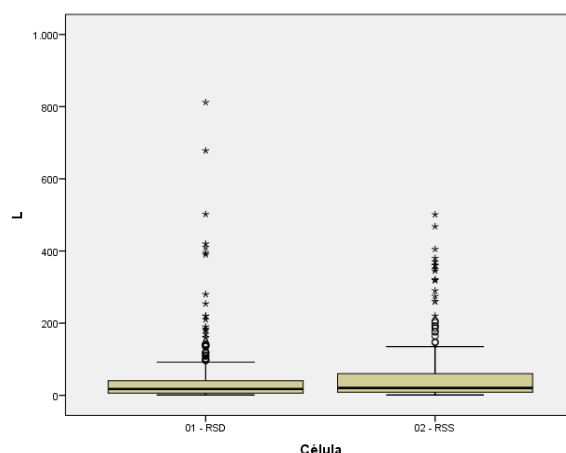
#### Monitoramento físico-químico: comparação entre as células e evolução temporal.

A seguir, encontram-se detalhados, os resultados de concentração dos parâmetros avaliados para os lixiviados de cada célula.

#### Volume

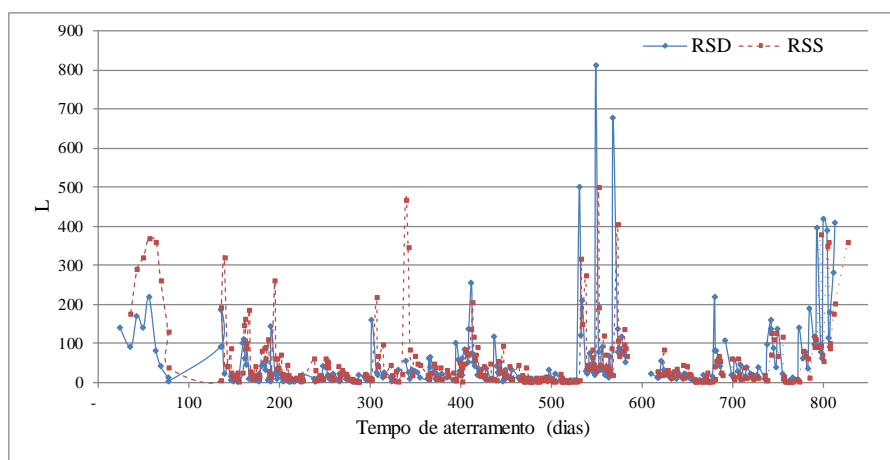
Os totais de lixiviados drenados das células foram 14.747 L em RSD e 17.684 L em RSS. Os valores médios de volume diário nos lixiviados para todo o período de monitoramento foram de 43,4 L (1 a 812 L) para os RSD e 51,7 L (1 a 501 L) para os RSS. A Figura 2 apresenta os resultados das medições de volume nos

lixiviados das células de RSD e RSS para o período monitorado. A comparação entre as médias dos lixiviados das células de RSD e RSS mostrou que não há diferenças significativas (p-valor maior que 5%).



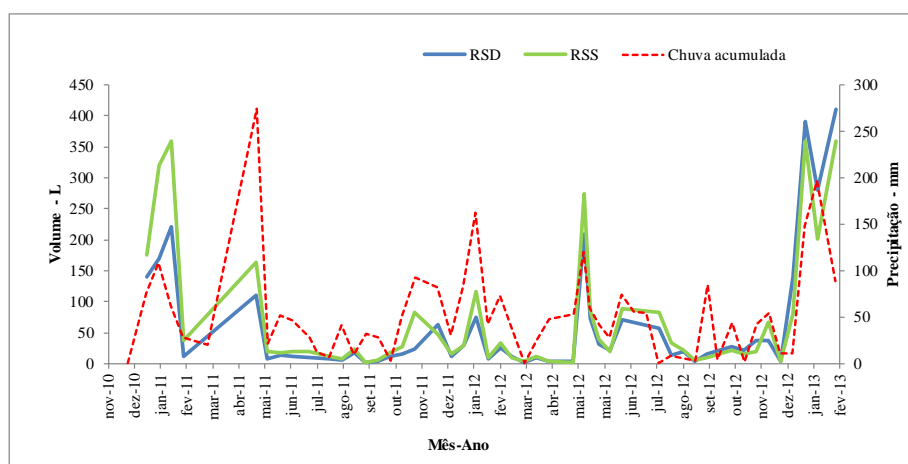
**Figura 2: Medições de volume para os lixiviados para RSD e RSS para todo o período monitoramento.**

A Figura 3 apresenta a distribuição das medições de volume ao longo do monitoramento, para ambas as células. A correlação do volume com a variável tempo de aterramento (evolução temporal) não foi estatisticamente significativa para as células de RSD (0,23 com p-valor 6,20) e RSS (0,00 com p-valor 49,10). Embora tenha havido flutuações dos volumes drenados no período monitorado, ambas as células não apresentaram tendências de elevação ou queda dos valores de volume ao longo do tempo.



**Figura 3: Distribuição das medições de volume para os lixiviados de RSD e RSS ao longo do tempo de monitoramento.**

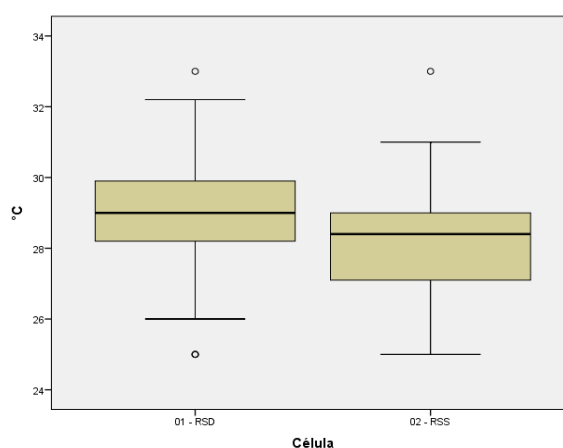
Considerando que ambas as células foram construídas de maneira semelhante (formação estrutural e geométrica) e que foram submetidas às mesmas condições externas (precipitação pluviométrica e intempéries), é possível supor, a despeito das perdas de água por evaporação em ambas as células, que os RSD apresentaram uma capacidade de retenção de água superior aos RSS, tendo como principal fator o seu conteúdo mais elevado em matéria orgânica. Esse fato pode ter favorecido a atividade microbiana em RSD. De acordo com Farquhar (1989) e EL-FADEL *et al.* (2002), a elevação da umidade aumenta a atividade microbiana dentro do aterro. A Figura 4 mostra a evolução da chuva acumulada em comparação com os volumes de lixiviados de RSD e RSS medidos ao longo do tempo de monitoramento. É possível observar que as alterações dos volumes de lixiviados foram influenciadas pelas chuvas.



**Figura 4: Evolução da chuva acumulada em comparação com os volumes de lixiviados de RSD e RSS medidos ao longo do tempo de monitoramento.**

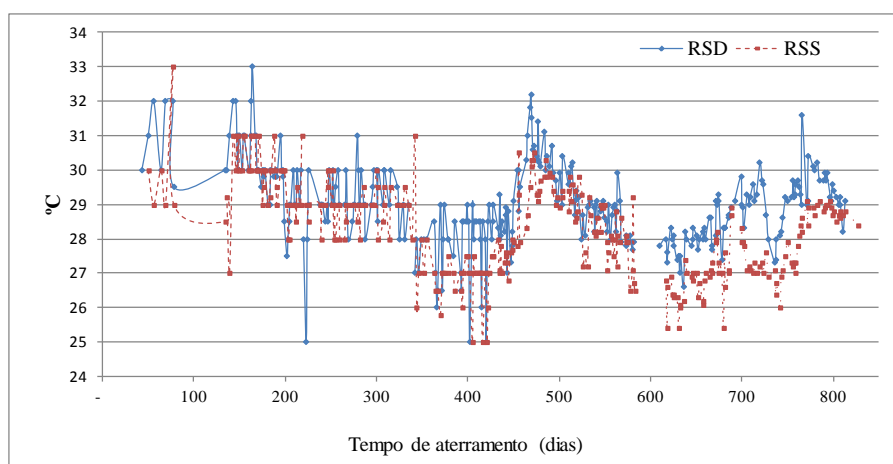
## Temperatura

Os valores médios de temperatura nos lixiviados para todo o período de monitoramento foram de 29,1°C (25,0 - 38,0°C) para os RSD e 28,3°C (25,0 - 33,0°C) para os RSS. A Figura 5 apresenta os resultados das medições de temperatura nos lixiviados das células de RSD e RSS para o período monitorado. A comparação entre as médias dos lixiviados das células de RSD e RSS mostrou diferenças significativas (p-valor menor que 5%) indicando que os resultados da célula de RSD foram mais elevados do que os observados em RSS.



**Figura 5: Medições de temperatura para os lixiviados para RSD e RSS para o período de monitoramento.**

A Figura 6 apresenta a distribuição das medições de temperatura ao longo do monitoramento, para ambas as células. A correlação da temperatura com a variável tempo de aterramento (evolução temporal) revelou correlação negativa significativa em RSS (-0,41 com p-valor 0,20) sinalizando tendência de queda dos resultados ao longo do tempo. Em RSD (-0,21 com p-valor 8,50) não houve correlação com significância estatística. As flutuações observadas podem ser decorrentes das mudanças sazonais. Os valores e intervalos (mín. e máx.) dos resultados de temperatura, para ambas as células, se mantiveram na faixa mesofílica, propícia à atividade microbiana. As temperaturas máximas observadas situaram-se abaixo de 40°C que é a temperatura máxima interna dos aterros, citada por Giordano *et al.* (2011).

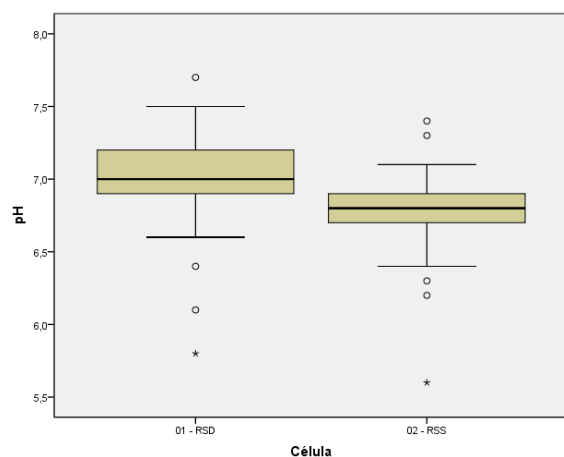


**Figura 6: Distribuição dos resultados da temperatura para RSD e RSS ao longo do tempo de monitoramento.**

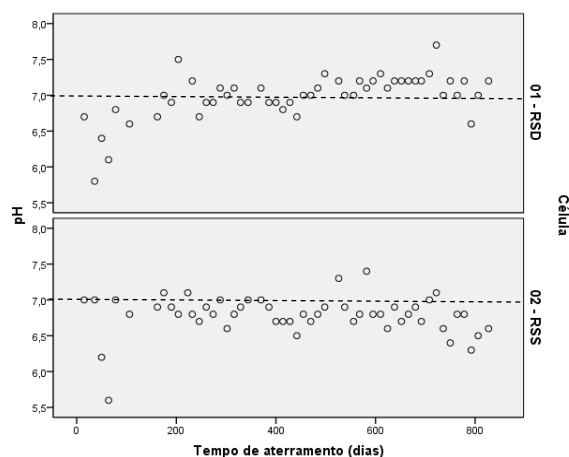
As temperaturas mais elevadas na célula de RSD provavelmente foram decorrentes de uma atividade microbiana mais intensa devido, principalmente, a uma quantidade maior de matéria orgânica putrescível nessa célula que na célula de RSS, conforme mostrado pelas composições gravimétricas (Tabela 2).

### Potencial hidrogeniônico (pH)

Os valores médios de pH observados no lixiviado para todo o período de monitoramento foram 7,0 (5,8 - 7,7) para RSD e 6,8 (5,6 - 7,4) para RSS. A Figura 7 apresenta os resultados de pH nos lixiviados das células de RSD e RSS para o período monitorado. A comparação entre as médias dos lixiviados das células de RSD e RSS mostrou diferenças significativas (p-valor menor que 5%) indicando que os resultados da célula de RSD foram mais elevados do que os resultados encontrados na célula de RSS. A Figura 8 apresenta a distribuição dos resultados de pH ao longo do monitoramento, para ambas as células.



**Figura 7: pH para os lixiviados de RSD e RSS para o período monitoramento.**



**Figura 8: Distribuição dos resultados de pH para os lixiviados de RSD e RSS ao longo do tempo de monitoramento**

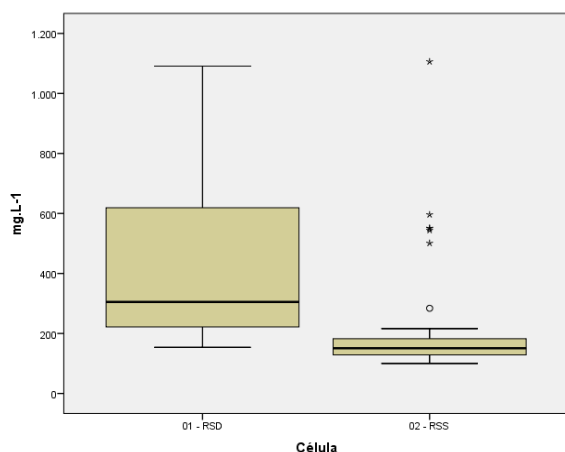
A correlação do pH com a variável tempo de aterramento (evolução temporal) revelou correlação positiva significativa (0,59 e p-valor 0,00) na célula de RSD e correlação negativa não significativa na de RSS (-0,03 com p-valor 40,60). Portanto, em RSD houve aumento gradual dos valores de pH ao longo do tempo monitorado, enquanto que em RSS não foi observada tendência de elevação ou queda dos valores de pH com o tempo. Com o início do aterramento é esperada uma fase ácida com valores de pH inferiores a 7,0 e em seguida a elevação gradual em direção à fase metanogênica com valores de pH acima de 7,0 (POHLAND e HARPER, 1986). Até aproximadamente 200 dias de aterramento ambas as células mostraram elevação do pH

com valores atingindo a neutralidade. Entretanto, observa-se que em torno de 500 dias de aterramento (16,6 meses) a célula de RSD, ao contrário da célula RSS, mostrou tendência de entrada na fase metanogênica com valores de pH acima de 7,0. Comportamento semelhante ao apresentado por RSD, é relatado por El-Fadel *et al.* (2002) que observou, após 14 meses do início da operação de aterramento dos resíduos, a elevação do pH para valores acima de 7,0, indicando o declínio da atividade acetogênica.

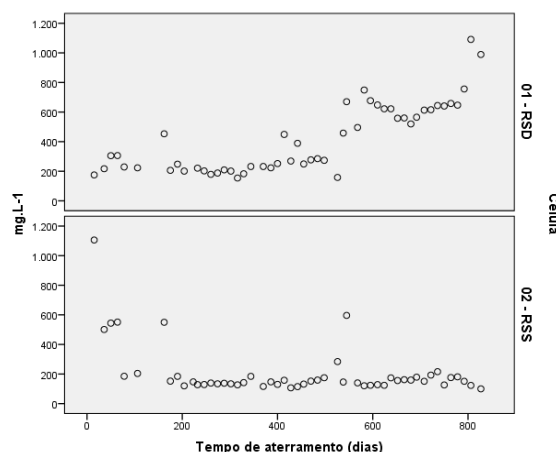
### **Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Relação DBO/DQO, Carbono Orgânico Total (COT) e Absorbância 254nm (ABS254).**

Esses parâmetros sinalizam o conteúdo de matéria orgânica nos lixiviados das células de RSD e RSS.

Os valores médios de **DQO** observados nos lixiviados para todo o período de monitoramento foram de 416 mg.L<sup>-1</sup> (154 - 1091 mg.L<sup>-1</sup>) para os RSD e 208 mg.L<sup>-1</sup> (100 - 1106 mg.L<sup>-1</sup>) para os RSS. A Figura 9 apresenta os resultados de DQO nos lixiviados das células de RSD e RSS para o período monitorado. A comparação entre as médias dos lixiviados de RSD e RSS mostrou que há diferenças significativas (p-valor menor que 5%) indicando que os resultados da célula de RSD foram mais elevados do que os resultados encontrados em RSS. A Figura 10 apresenta a distribuição dos resultados da DQO ao longo do monitoramento, para ambas as células. A correlação da DQO com a variável tempo de aterramento (evolução temporal) mostrou correlação positiva em RSD (0,81 e p-valor 0,00) e negativa em RSS (-0,43 e p-valor 0,10), ambas estatisticamente significativas. Dessa forma, a célula de RSD aponta para o aumento gradual dos valores de DQO ao longo do tempo, enquanto que a célula de RSS mostra tendência de queda dos resultados durante o período monitorado.



**Figura 9: resultados de DQO para os lixiviados das células de RSD e RSS durante todo o período de monitoramento.**

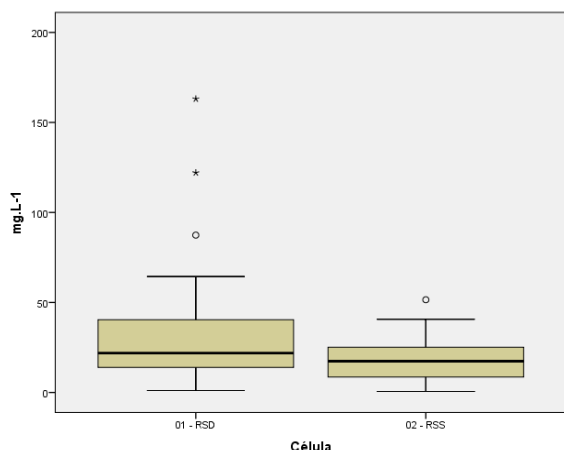


**Figura 10: Distribuição dos resultados da DQO para os lixiviados de RSD e RSS ao longo do tempo de monitoramento.**

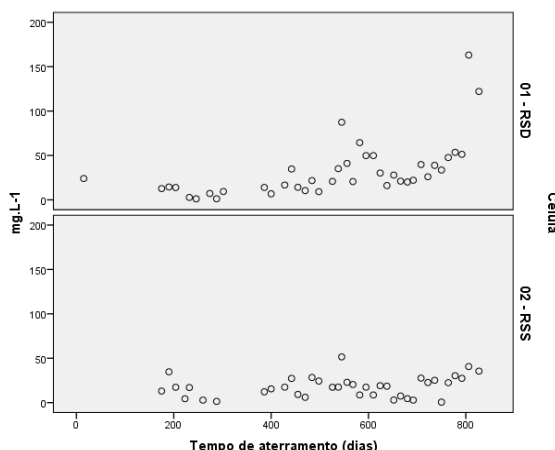
Os resultados de DQO encontrados estão condizentes com as características dos resíduos confinados nas células experimentais, considerando que em RSD a proporção de resíduos orgânicos foi mais elevada que em RSS. Era esperada a elevação e em seguida a queda gradual das concentrações de DQO ao longo do tempo de monitoramento (POHLAND e HARPER, 1986; EL-FADEL *et al.*, 2002; RAFIZUL e ALAMGIR, 2012). Entretanto, os valores de DQO variaram ao longo do tempo de aterramento, mas não diminuíram gradualmente. A exemplo da ABS254, COT e DBO para a célula de RSD, a DQO mostrou tendência de elevação após os 500 dias de aterramento, indicando disponibilidade de matéria orgânica com atividade de degradação. Como dito anteriormente, é possível que a drenagem diária das células tenha reduzido a atividade microbiana no interior das células.

Os valores médios de **DBO** encontrados nos lixiviados para todo o período de monitoramento foram de 32 mg.L<sup>-1</sup> (1- 163 mg.L<sup>-1</sup>) para os RSD e 18,0 mg.L<sup>-1</sup> (<1- 51 mg.L<sup>-1</sup>) para os RSS. A Figura 11 apresenta os resultados de DBO nos lixiviados das células de RSD e RSS para o período monitorado. A comparação entre as médias dos lixiviados das células de RSD e RSS mostrou que há diferenças significativas (p-valor menor que 5%) indicando que os resultados da célula de RSD foram mais elevados do que os observados em RSS. A

Figura 12 apresenta a distribuição dos resultados de DBO ao longo do monitoramento, para ambas as células. A correlação dos resultados da DBO com a variável tempo de aterramento (evolução temporal) revelou correlação positiva significativa em RSD (0,57 com p-valor 0,01), enquanto que a correlação positiva em RSS (0,24 com p-valor 7,20) não apresentou significância. Portanto, conclui-se que na célula de RSD houve tendência de elevação ao longo do tempo monitorado, enquanto que na célula de RSS não mostrou tendência de diminuição ou elevação.



**Figura 11: resultados de DQO para os lixiviados das células de RSD e RSS durante todo o período de monitoramento.**



**Figura 12: Distribuição dos resultados de DBO para RSD e RSS ao longo do tempo de monitoramento.**

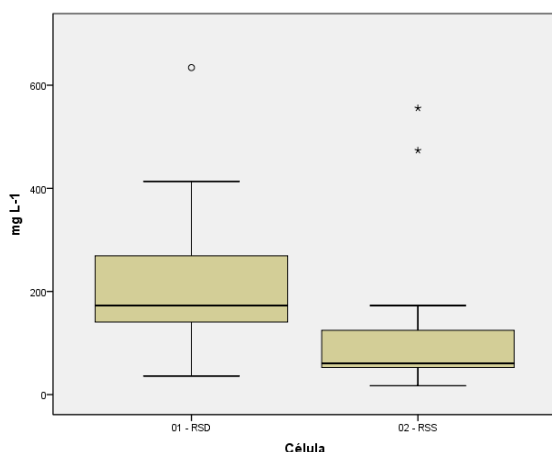
Os resultados de DBO encontrados estão condizentes com as características dos resíduos confinados nas células experimentais, por conta da matéria orgânica, considerando que na célula de RSD a proporção de resíduos biodegradáveis foi bem mais elevada que na célula de RSS. Era esperada a elevação e em seguida a queda gradual das concentrações de DBO ao longo do tempo de monitoramento, devido à degradação microbiológica da matéria orgânica, com a conseqüentemente remoção de material orgânico presente nos resíduos (EL-FADEL et al., 2002; RAFIZUL e ALAMGIR, 2012). Entretanto, os valores de DBO variaram ao longo do tempo de aterramento mas não diminuíram gradualmente. Na célula de RSD, a partir dos 500 dias de aterramento os resultados mostraram tendência de elevação indicando a existência de matéria orgânica biodegradável em maior quantidade que na célula de RSS. Como o monitoramento da DBO teve início aos 175 dias de aterramento, poderia ter havido uma demanda maior nesse período inicial, entretanto isso não ocorreu porque os resultados da DQO, que serão apresentados em seguida, para o referido período, mostraram valores baixos para as células de RSD, (mín. 175 mg.L<sup>-1</sup> e máx. 453 mg.L<sup>-1</sup>) e de RSS (mín. 152 mg.L<sup>-1</sup> e máximo de 544 mg.L<sup>-1</sup> com uma medida inicial isolada de 1106 mg.L<sup>-1</sup>). A evolução temporal para ambas as células não mostrou, de maneira evidente, os valores de DBO dentro dos resultados esperados para a fase metanogênica. É possível que a drenagem diária das células tenha reduzido a atividade microbiana no interior das células. De acordo com El-Fadel et al. (2002), a drenagem do excesso de umidade pode contribuir para a redução acentuada da atividade biológica e, conseqüentemente, acarretar a ocorrência de valores baixos de DQO e DBO.

Os valores médios da **Relação DBO/DQO** observados nos lixiviados para todo o período de monitoramento foram 0,06 (0,05 - 0,15) para os RSD e 0,12 (0,05 - 0,35) para os RSS. A comparação entre as médias dos lixiviados das células de RSD e RSS mostrou diferenças significativas (p-valor menor que 5%) indicando que os resultados da célula de RSS foram mais elevados dos que os observados na célula de RSD. A comparação da relação DBO/DQO com a variável tempo de aterramento não mostrou correlações estatisticamente significativas para ambas as células, indicando que o parâmetro não apresentou tendência de queda ou elevação para o período monitorado.

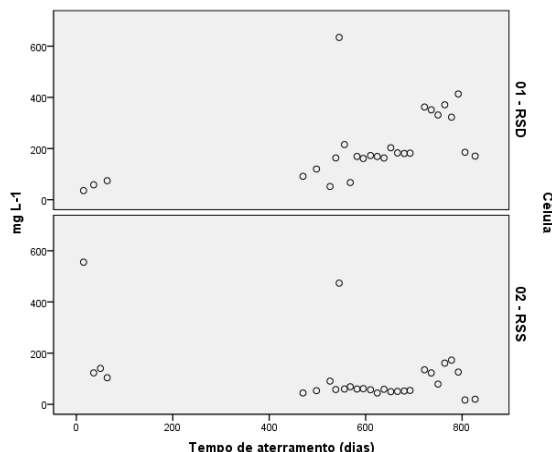
Era esperada a diminuição gradual da relação DBO/DQO ao longo do tempo (EL-FADEL et al., 2002; CAMMAROTA et al., 2009; CAMPOS et al., 2013), entretanto os resultados não confirmaram essa tendência

porque não houve degradação gradual de compostos orgânicos biodegradáveis. A relação DBO/DQO no lixiviado tem sido usada para avaliar e categorizar, teoricamente, o nível de degradação de resíduos aterrados, dessa forma uma relação DBO/DQO > 0,5 indica um aterro novo e instável, relações ente 0,1 e 0,5 indicam estabilidade moderada e uma relação DBO/DQO < 0,1 indica um aterro velho e estável (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; CAMMAROTA *et al.*, 2009). Dessa forma, os valores médios dos lixiviados de RSD e RSS estão compatíveis com lixiviados de aterro velho e estável. Pela relação DBO/DQO também é possível verificar a biodegradabilidade dos despejos e o seu grau de tratabilidade biológica (VON SPERLING, 2005; GIORDANO *et al.*, 2011). Nesse sentido, quanto mais elevada for a relação DBO/DQO maior é a indicação para tratamento biológico. Ambos os lixiviados mostraram valores de relação baixos, entretanto, considerando que a relação DBO/DQO em RSS foi mais elevada que em RSD, o lixiviado de RSS apresentou maior grau de biotratabilidade.

Os valores médios de COT observados nos lixiviados para todo o período de monitoramento foram de 207,5 mg.L<sup>-1</sup> (35,8 - 634,2 mg.L<sup>-1</sup>) para os RSD e 110,5 mg.L<sup>-1</sup> (17,1 - 555,5 mg.L<sup>-1</sup>) para os RSS. A Figura 13 apresenta os resultados de COT nos lixiviados das células de RSD e RSS para o período monitorado. A comparação entre as médias dos lixiviados das células de RSD e RSS mostrou diferenças significativas (p-valor menor que 5%) indicando que os resultados da célula de RSD foram mais elevados do que os resultados encontrados em RSS. A Figura 14 apresenta a distribuição dos resultados de COT ao longo do monitoramento, para ambas as células. A correlação dos resultados de COT com a variável tempo de aterramento (evolução temporal) mostrou correlação positiva (0,52 com p-valor 0,30) em RSD e negativa (-0,40 com p-valor 1,70) em RSS, ambas estatisticamente significativas. Portanto, ao longo do tempo monitorado, houve tendência de elevação gradual do COT na célula RSD, enquanto que a célula de RSS mostrou tendência de queda dos resultados.



**Figura 13:** resultados de COT para os lixiviados das células de RSD e RSS durante todo o período de monitoramento.

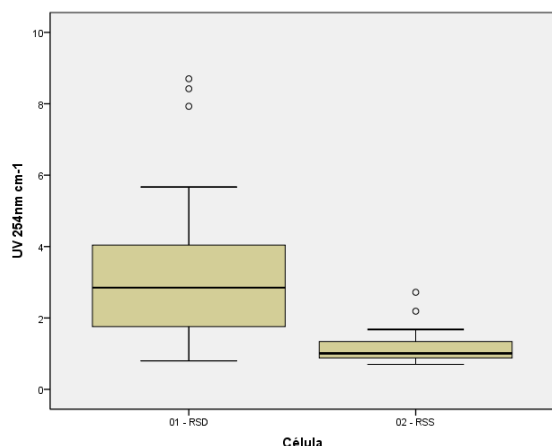


**Figura 14:** Distribuição dos resultados de COT para os lixiviados de RSD e RSS ao longo do tempo de monitoramento.

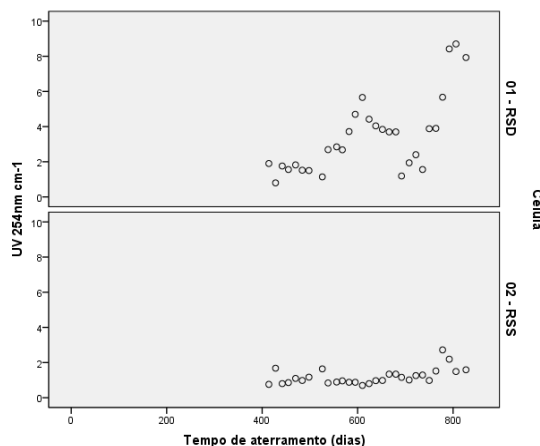
Os resultados corroboram as caracterizações gravimétricas que mostram que os RSD, devido ao maior conteúdo de matéria orgânica, se constituem em um substrato mais rico para a atividade microbiana do que os RSS, mesmo que essa atividade microbiana tenha sido comprometida por aspectos operacionais, tais como, a drenagem diária do lixiviado de ambas as células. De acordo com El-Fadel *et al.* (2002), o carbono orgânico, proveniente dos resíduos orgânicos, pode ser carreado pelo fluxo de umidade para o lixiviado em uma taxa maior do que a capacidade de degradação pela atividade microbiana.

As determinações para ABS254 foram introduzidas a partir de 414 dias de operação das células experimentais. Os valores médios de ABS254 observados nos lixiviados para todo o período de monitoramento foram de 3,4 cm<sup>-1</sup> (0,8 - 8,7 cm<sup>-1</sup>) para os RSD e 1,2 cm<sup>-1</sup> (0,7 - 2,7 cm<sup>-1</sup>) para os RSS. A Figura 15 apresenta os resultados de ABS254 medidas nos lixiviados das células de RSD e RSS para o período monitorado. A comparação entre as médias dos lixiviados das células de RSD e RSS mostrou diferenças estatisticamente significativas (p-valor menor que 5%) indicando que os resultados da célula de RSD foram mais elevados que os encontrados na

célula de RSS. A Figura 16 apresenta a distribuição dos resultados de ABS254 ao longo do monitoramento, para ambas as células. A correlação da ABS254 com a variável tempo de aterramento (evolução temporal) revelou que as correlações positivas observadas em RSD (0,68 com p-valor 0,00) e RSS (0,50 com p-valor 0,70) foram estatisticamente significativas. Dessa forma, as células de RSD e RSS mostraram tendência de elevação da ABS254 ao longo do tempo de aterramento.



**Figura 15: Resultados de ABS254 para os lixiviados das células de RSD e RSS durante todo o período de monitoramento.**



**Figura 16: Distribuição dos resultados de ABS254 para os lixiviados de RSD e RSS ao longo do tempo de monitoramento.**

A ABS254 tem sido usada para avaliar a remoção de compostos orgânicos tais como a lignina, taninos, substâncias húmicas e vários compostos aromáticos em processos de tratamento de águas e efluentes (WEISHAA *et al.*, 2003; ALATON, 2007; ZHANG *et al.* 2013). Os resultados mostram, em ambas as células, a existência de matéria orgânica em processo de decomposição, entretanto, na célula de RSD, provavelmente devido ao maior conteúdo de matéria orgânica, há uma formação mais elevada desses compostos do que na célula de RSS. Era esperado o aumento da ABS254 devido à degradação da matéria orgânica. Com o tempo as substâncias orgânicas tendem a se tornar mais complexas, havendo a formação de substâncias húmicas (WEISHAA *et al.*, 2003; ZHANG *et al.* 2013), o que pode ser evidenciado pelo aumento do valor da absorvância com o tempo de aterramento, principalmente para o lixiviado oriundo da célula contendo RSD.

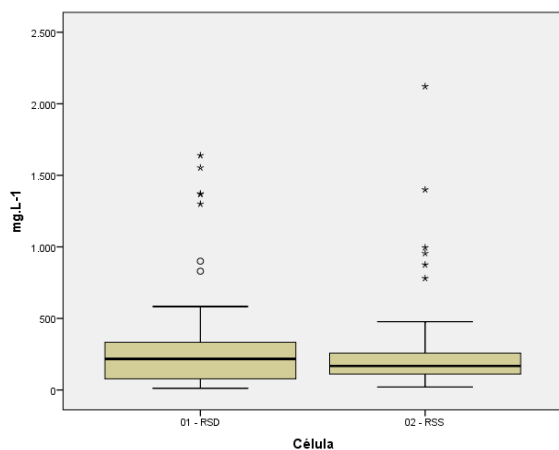
### Nitrogênio Amoniacal (N-Amoniacal) e Fósforo Total

Esses parâmetros permitem avaliar o conteúdo de nutrientes presentes nos lixiviados de RSD e RSS.

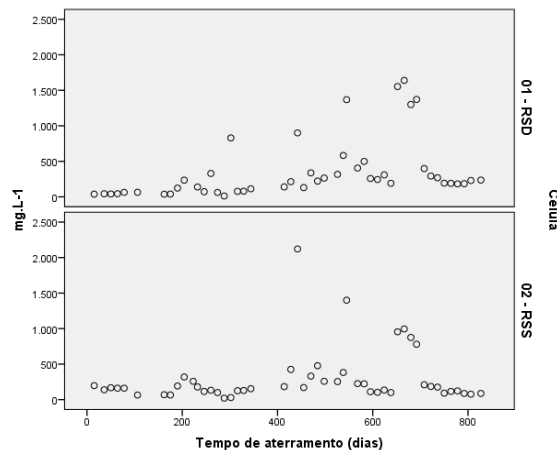
Os valores médios de **N-amoniacal** observados nos lixiviados para todo o período de monitoramento foram de 351,2 mgN.L<sup>-1</sup> (12 - 1.639 mgN.L<sup>-1</sup>) para os RSD e 294,4 mgN.L<sup>-1</sup> (21 - 2121 mgN.L<sup>-1</sup>) para os RSS. A Figura 17 apresenta os resultados de N-amoniacal nos lixiviados das células de RSD e RSS para o período monitorado. A comparação entre as médias dos lixiviados das células de RSD e RSS mostrou que não há diferenças significativas (p-valor maior que 5%) indicando que os resultados das duas células são semelhantes. A Figura 18 apresenta a distribuição dos resultados de N-Amoniacal ao longo do monitoramento, para ambas as células. A correlação dos resultados de N-Amoniacal com a variável tempo de aterramento (evolução temporal) por célula revelou correlação positiva significativa na célula de RSD (0,41 e p-valor 0,20), diferentemente da célula de RSS (0,17 e p-valor 11,70). Dessa forma, em RSD houve tendência de aumento gradual dos valores de N-Amoniacal ao longo do tempo monitorado.

Embora tenha havido flutuações de valores durante o monitoramento da célula de RSS, ela não apresentou tendência de aumento ou queda gradual dos valores de N-Amoniacal ao longo do tempo de aterramento, provavelmente pela quantidade menor de resíduos de origem protéica. A célula de RSD mostrou tendência de atividade de decomposição de resíduos de proteínas com liberação de N-Amoniacal, mais elevada que a célula de RSS. Essa tendência de elevação gradual dos valores, apresentada pela célula de RSD, é confirmada pelo comportamento preconizado por Pohland e Harper (1986). É interessante observar que a partir do 400º dia de aterramento, e de maneira mais evidente para os RSD, as concentrações do N-amoniacal começaram a apresentar elevação mais acentuada, em direção à fase metanogênica. A elevação do N-amoniacal indica

redução ou esgotamento do oxigênio disponível para ambas as células a partir dos 400 dias de aterramento, tendência de mudança para o ambiente redutor. De acordo com Kjeldsen *et al.* (2002), os valores de N-Amoniacal não mostram tendência de queda com o tempo, sendo por isso considerado um componente significativo do lixiviado para o longo prazo e, destacam ainda, que não existe mecanismo para sua degradação sob condições metanogênicas, nessas condições apenas por lixiviação pode haver a diminuição das concentrações do N-amoniacal. A correspondência com a fase metanogênica mostrou maior compatibilidade com a célula de RSD. Cabe ressaltar que, devido ao tamanho das células e à inexistência de aporte de resíduos após a montagem das mesmas, ao contrário do que ocorre em aterros onde os depósitos se sucedem, é possível que as fases de degradação dos resíduos nesses ambientes ocorram com tempos diferentes.



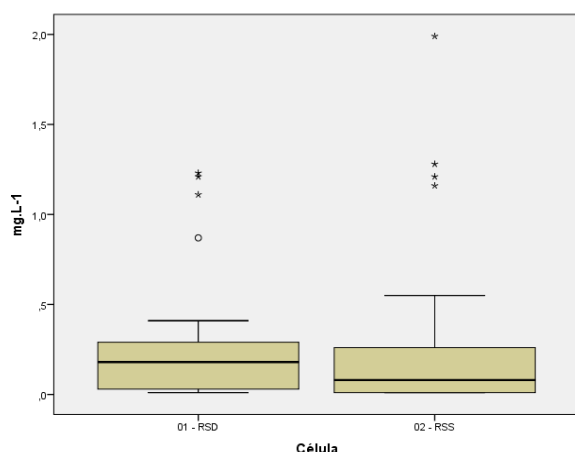
**Figura 17: Resultados de N-Amoniacal para os lixiviados das células de RSD e RSS durante todo o período de monitoramento.**



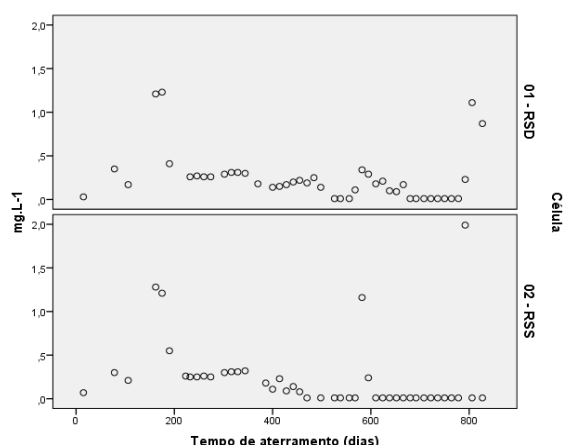
**Figura 18: Distribuição dos resultados de N-Amoniacal para os lixiviados de RSD e RSS ao longo do tempo de monitoramento.**

Os valores médios de **fósforo total** observados nos lixiviados para todo o período de monitoramento foram de  $0,25 \text{ mgP.L}^{-1}$  ( $0,01 - 1,23 \text{ mgP.L}^{-1}$ ) para os RSD e  $0,23 \text{ mgP.L}^{-1}$  ( $0,01 - 1,99 \text{ mgP.L}^{-1}$ ) para os RSS. A Figura 19 apresenta os resultados de fósforo total nos lixiviados das células de RSD e RSS para o período monitorado. A comparação entre as médias dos lixiviados das células de RSD e RSS mostrou que não há diferenças significativas (p-valor maior que 5%) indicando que os resultados das duas células são semelhantes. A Figura 20 apresenta a distribuição dos resultados de fósforo ao longo do monitoramento, para ambas as células. A correlação dos resultados de fósforo com a variável tempo de aterramento (evolução temporal) revelou correlações negativas não significativas estatisticamente, nas células de RSD ( $-0,24$  com p-valor 5,80) e de RSS ( $-0,23$  com p-valor 6,90). Deste modo, embora tenha havido flutuações dos valores durante o monitoramento, nenhuma das células apresentou tendência de aumento ou queda gradual dos valores de fósforo ao longo do tempo de aterramento.

O fósforo é um nutriente necessário ao crescimento dos micro-organismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica (VON SPERLING, 2005; GIORDANO *et al.*, 2011). É provável que a redução da atividade microbiana em ambas as células (mais em RSS que em RSD), como já sugerido anteriormente, tenha gerado uma baixa demanda pelo fósforo.



**Figura 19: Resultados de Fósforo total para os lixiviados das células de RSD e RSS durante todo o período de monitoramento.**

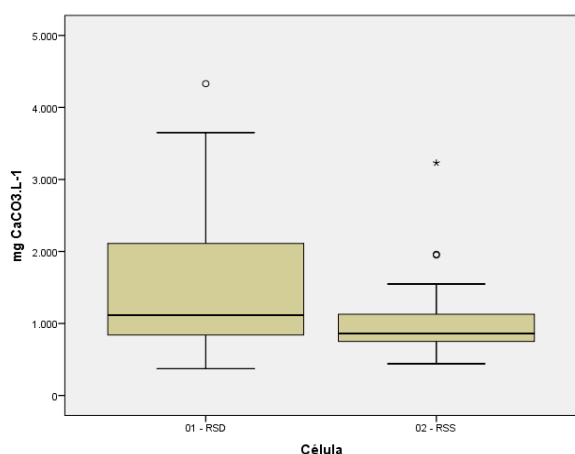


**Figura 20: Distribuição dos resultados de Fósforo total para os lixiviados de RSD e RSS ao longo do tempo de monitoramento.**

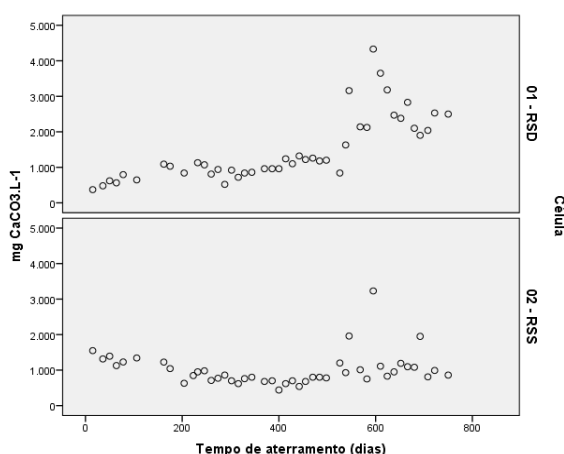
### Alcalinidade, Cloreto, Condutividade, Cor Verdadeira, Dureza e Sulfato

Através desses parâmetros é possível avaliar o conteúdo de substâncias dissolvidas nos lixiviados de RSD e RSS.

Os valores médios de **alcalinidade**, observados nos lixiviados para todo o período de monitoramento foram de 1488 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> (372 - 4330 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>) para os RSD e 1012 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> (440 - 3230 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>) para os RSS. A Figura 21 apresenta os resultados de alcalinidade nos lixiviados das células de RSD e RSS para o período monitorado. A comparação entre as médias dos lixiviados das células de RSD e RSS mostrou diferenças significativas (p-valor menor que 5%) indicando que os resultados da célula de RSD foram mais elevados do que os resultados encontrados em RSS. A Figura 22 apresenta a distribuição dos resultados de alcalinidade ao longo do monitoramento, para ambas as células. A correlação da alcalinidade com a variável tempo de aterramento (evolução temporal) revelou correlação positiva em RSD (0,77 com p-valor 0,00), indicando tendência de elevação ao longo do tempo. Em RSS a correlação foi não significativa (0,05 com p-valor 36,40), indicando não haver tendência de elevação ou queda da alcalinidade no período monitorado. O comportamento apresentado pela célula de RSD, é confirmado pelo registro de Castillo *et al.* (2007), que observaram no período de um ano a elevação da alcalinidade de 6210 mg.L<sup>-1</sup> para 10.900 mg.L<sup>-1</sup>.



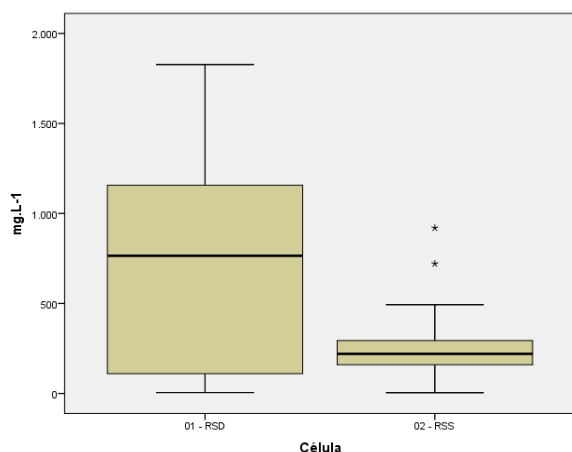
**Figura 21: Resultados de Alcalinidade para os lixiviados das células de RSD e RSS durante todo o período de monitoramento.**



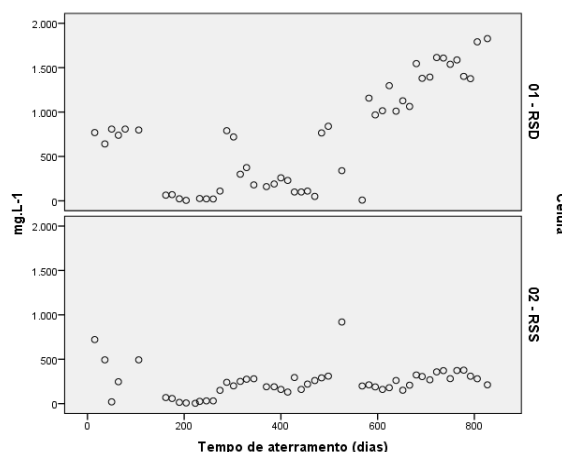
**Figura 22: Distribuição dos resultados de Alcalinidade para os lixiviados de RSD e RSS ao longo do tempo de monitoramento.**

De acordo com Giordano *et al.* (2011) a alcalinidade é um parâmetro que pode confirmar a metanização do lixiviado, ou seja, quanto mais alta, maior a transformação da matéria orgânica em CO<sub>2</sub> e, conseqüentemente, em bicarbonatos. A alcalinidade é resultado da atividade anaeróbia no aterro. Nesse sentido, a célula RSD apresentou maior atividade que a célula de RSS.

Os valores médios de **cloreto** observados nos lixiviados para todo o período de monitoramento foram de 716,7 mg.L<sup>-1</sup> (5 - 1827 mg.L<sup>-1</sup>) para os RSD e 239,7 mg.L<sup>-1</sup> (4 - 920 mg.L<sup>-1</sup>) para os RSS. A Figura 23 apresenta os resultados de cloreto nos lixiviados das células de RSD e RSS para o período monitorado. A comparação entre as médias dos lixiviados das células de RSD e RSS mostrou diferenças estatisticamente significativas (p-valor menor que 5%) indicando que os resultados da célula de RSD foram mais elevados do que os observados em RSS. A Figura 24 apresenta a distribuição dos resultados de cloreto ao longo do monitoramento, para ambas as células. A correlação do cloreto com a variável tempo de aterramento (evolução temporal) revelou que correlação positiva em RSD (0,68 com p-valor 0,00) foi significativa. Em RSS não houve correlação com significância estatística (0,18 com p-valor 10,90). Dessa forma, infere-se que em RSD houve tendência de aumento gradual do cloreto, enquanto que em RSS o cloreto não mostrou tendência de queda ou elevação ao longo do tempo.



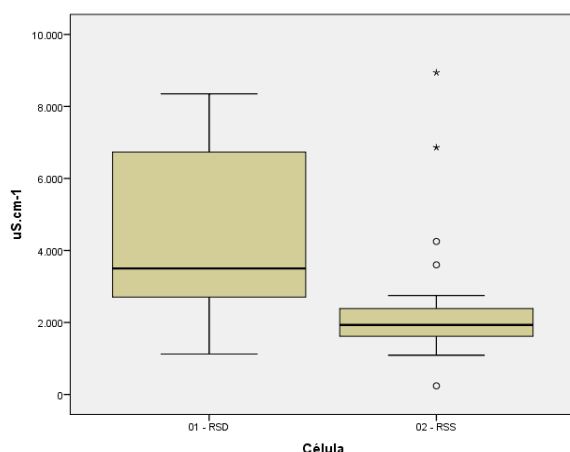
**Figura 23: Resultados de Cloreto para os lixiviados das células de RSD e RSS durante todo o período de monitoramento.**



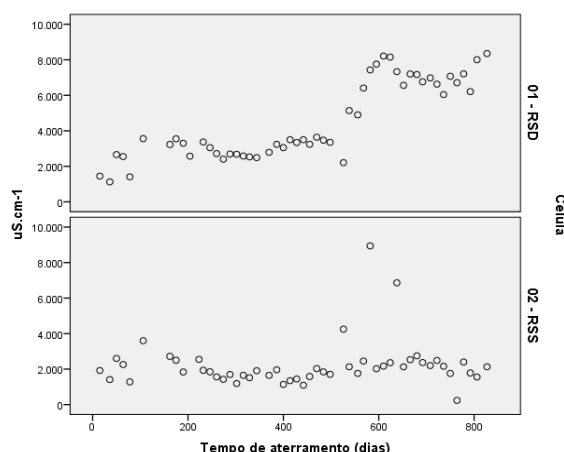
**Figura 24: Distribuição dos resultados de Cloreto para os lixiviados de RSD e RSS ao longo do tempo de monitoramento.**

A evolução temporal do cloreto em RSD é corroborada pelo relato de El-Fadel *et al.* (2002), que destacam que o cloreto é um contaminante conservador, cujas concentrações podem ser aumentadas ao longo do aterramento.

Os valores médios de **condutividade** observados nos lixiviados para todo o período de monitoramento foram de 4539  $\mu\text{S.cm}^{-1}$  (1124 - 8350  $\mu\text{S.cm}^{-1}$ ) para os RSD e 2209  $\mu\text{S.cm}^{-1}$  (240 - 8940  $\mu\text{S.cm}^{-1}$ ) para os RSS. A Figura 25 apresenta os resultados de condutividade nos lixiviados das células de RSD e RSS para o período monitorado. A comparação entre as médias dos lixiviados das células de RSD e RSS mostrou que há diferenças significativas (p-valor inferior a 5%) indicando que os resultados da célula de RSD foram mais elevados do que os resultados encontrados na célula de RSS. A Figura 26 apresenta a distribuição dos resultados de condutividade ao longo do monitoramento, para ambas as células. A correlação da condutividade com a variável tempo de aterramento (evolução temporal) revelou correlação positiva significativa em RSD (0,86 com p-valor 0,00) apontando para o aumento gradual dos valores de condutividade ao longo do tempo de monitoramento. Embora tenha havido flutuações dos valores de condutividade em RSS, a correlação (0,12 com p-valor 19,20) não apresentou significância estatística, o que indica que não houve tendência de elevação ou diminuição do parâmetro ao longo do tempo. Os resultados sinalizam que em ambos os lixiviados existem quantidades elevadas de sólidos dissolvidos e que em RSD essas quantidades são maiores. Além disso, RSD mostra uma capacidade maior em gerar íons durante o processo de degradação do que a célula de RSS. O comportamento apresentado pela condutividade foi semelhante ao observado para o cloreto, tendo em vista que ambos medem concentração de íons.



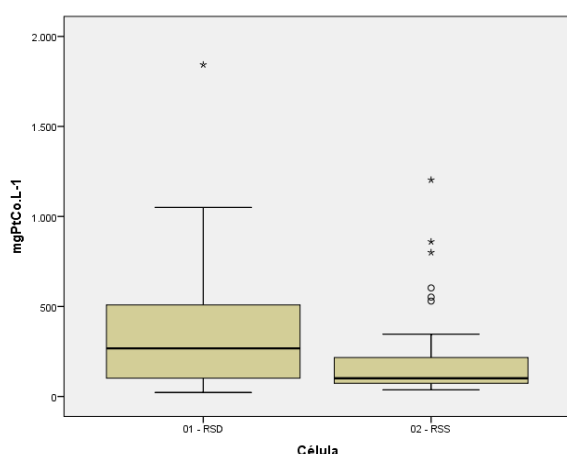
**Figura 25: Resultados de Condutividade para os lixiviados das células de RSD e RSS durante todo o período de monitoramento.**



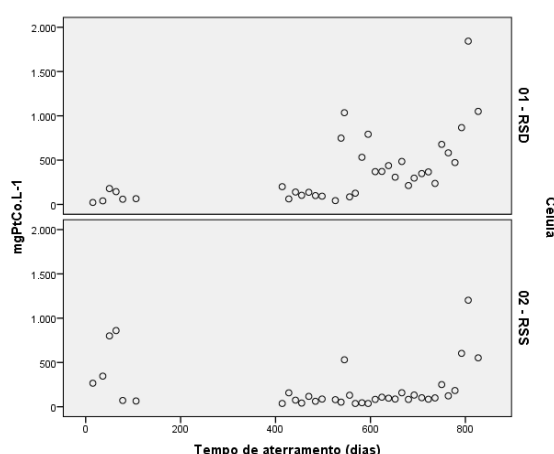
**Figura 26: Distribuição dos resultados de Condutividade para os lixiviados de RSD e RSS ao longo do tempo de monitoramento.**

Cussiol (2005) observou a elevação dos valores médios de condutividade até os 144 dias de aterramento e em seguida a queda gradual desses valores até os 566 dias de aterramento de RSU. El-Fadel *et al.* (2002) observaram a diminuição da condutividade com o tempo decorrido, nos três lisímetros estudados contendo RSU. Rafizul e Alamgir (2012) observaram que a condutividade de RSU diminui com o período de aterramento. Todos esses achados são contrários aos valores obtidos durante o monitoramento da célula com RSD, mostrando que a atividade biológica na mesma não diminui, mesmo após 827 dias de confinamento.

Os valores médios de **cor verdadeira** observados nos lixiviados para todo o período de monitoramento foram de 379 mgPtCo.L<sup>-1</sup> (22 - 1843 mgPtCo.L<sup>-1</sup>) para os RSD e 218 mgPtCo.L<sup>-1</sup> (37 - 1203 mgPtCo.L<sup>-1</sup>) para os RSS. A Figura 27 apresenta os resultados de cor nos lixiviados das células de RSD e RSS para o período monitorado. A comparação entre as médias dos lixiviados das células de RSD e RSS mostrou que há diferenças significativas (p-valor menor que 5%) indicando que os resultados da célula de RSD foram mais elevados do que os resultados encontrados em RSS. A Figura 28 apresenta a distribuição dos resultados de cor ao longo do monitoramento, para ambas as células. A correlação da cor com a variável tempo de aterramento (evolução temporal) revelou que a correlação positiva em RSD (0,56 com p-valor 0,00) foi significativa estatisticamente, apontando para o aumento dos valores de cor ao longo do tempo monitorado. Em RSS (-0,09 com p-valor 30,00) não houve correlação com significância estatística.



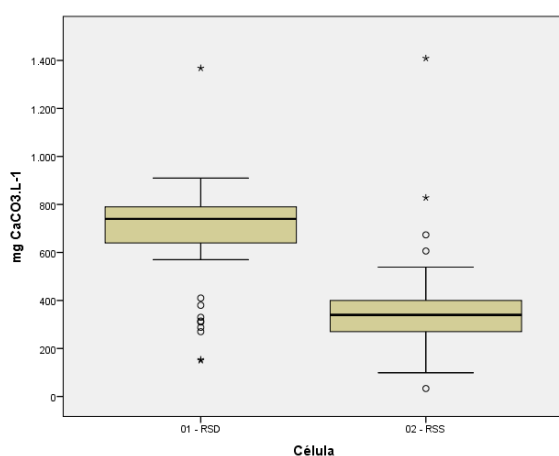
**Figura 27: Resultados de Cor verdadeira para os lixiviados das células de RSD e RSS durante todo o período de monitoramento.**



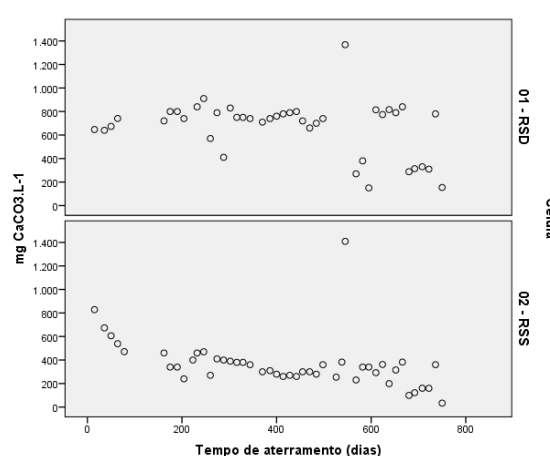
**Figura 28: Distribuição dos resultados de Cor verdadeira para os lixiviados de RSD e RSS ao longo do tempo de monitoramento.**

Os resultados de cor verdadeira mostraram que os lixiviados da célula de RSD, em relação à célula de RSS, apresentam concentrações mais elevadas de substâncias dissolvidas, corantes orgânicos e residuais, compostos húmicos, fúlvicos e outros subprodutos da biodegradação, indicando uma maior atividade de decomposição.

Os valores médios de **dureza** observados nos lixiviados para todo o período de monitoramento foram de 669,7 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> (150 - 1368 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>) para os RSD e 364,7 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> (33 - 1409 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>) para os RSS. A Figura 29 apresenta os resultados de dureza nos lixiviados das células de RSD e RSS para o período monitorado. A comparação entre as médias dos lixiviados das células de RSD e RSS mostrou diferenças significativas (p-valor menor que 5%) indicando que os resultados da célula de RSD foram mais elevados que RSS. A Figura 30 apresenta a distribuição dos resultados de dureza ao longo do monitoramento, para ambas as células. A correlação da dureza com a variável tempo de aterramento (evolução temporal) revelou correlações negativas nas células de RSD (-0,33 e p-valor 1,70) e RSS (-0,48 e p-valor 0,20), ambas estatisticamente significativas, apontando para a tendência de queda gradual dos valores de RSD e RSS ao longo do tempo monitorado.



**Figura 29: Resultados de Dureza para os lixiviados das células de RSD e RSS durante todo o período de monitoramento.**

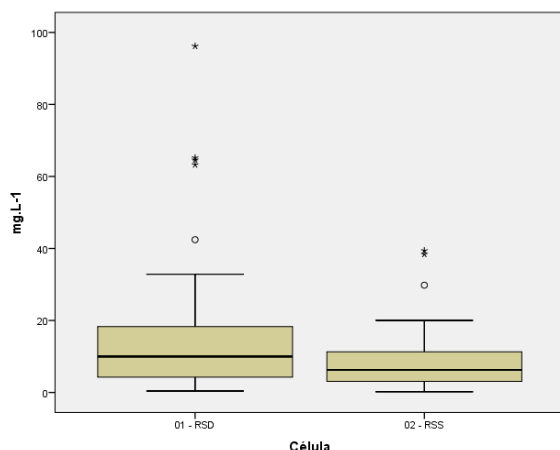


**Figura 30: Distribuição dos resultados de Dureza para os lixiviados de RSD e RSS ao longo do tempo de monitoramento.**

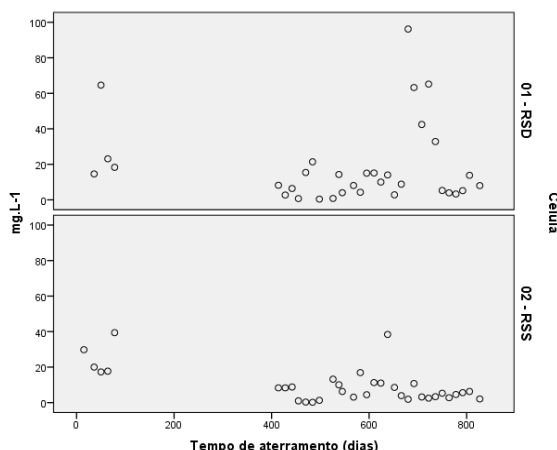
Os resultados mostram que em ambas as células estão ocorrendo a dissolução de cálcio e magnésio pela degradação de resíduos. O comportamento apresentado pelas células confirma, com maior evidência para RSS, os registros de Rafizul e Alamgir (2012), que observaram a diminuição acentuada da dureza dos lixiviados de resíduos de RSU confinados em lisímetro, entre 50 e 100 dias de operação, e depois de forma constante ao longo do monitoramento. Os autores atribuem essa diminuição dos valores à redução da formação de complexos com HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, de compostos orgânicos dissolvidos e de reações de dissolução envolvendo o CaCO<sub>3</sub>.

Os valores médios de **sulfato** nos lixiviados para todo o período de monitoramento foram de 18,6 mg.L<sup>-1</sup> (0,4 - 96,2 mg.L<sup>-1</sup>) para os RSD e 9,6 mg.L<sup>-1</sup> (0,2 - 39,4 mg.L<sup>-1</sup>) para os RSS. A Figura 31 apresenta os resultados de sulfato nos lixiviados das células de RSD e RSS para o período monitorado. A comparação entre as médias dos lixiviados das células de RSD e RSS mostrou diferenças significativas (p-valor menor que 5%) indicando que os resultados das células de RSD foram um pouco mais elevados que RSS. As análises dos solubilizados das amostras de argila (Tabela 5) revelaram que o sulfato apresentou resultados mais elevados (29,9 mg.L<sup>-1</sup> a 66,1 mg.L<sup>-1</sup>) do que os valores médios dos lixiviados das células. Contudo, a comparação entre os valores mínimo e máximo do solubilizado com os obtidos nos lixiviados, em especial para o lixiviado da célula de RSD que apresentou valor máximo mais elevado (96,2 mg.L<sup>-1</sup>) que o solubilizado (66,1 mg.L<sup>-1</sup>), indica que as concentrações de sulfato presentes na argila não influenciaram, de maneira significativa, nos resultados dos lixiviados. Se houve alguma influência, as concentrações dos lixiviados permaneceram com valores muito abaixo do que se observa para lixiviados de RSU: valor médio de 607,5 mg.L<sup>-1</sup> variando de 100 mg.L<sup>-1</sup> a 1180 mg.L<sup>-1</sup> (RAFIZUL e ALAMGIR, 2012). Vale ressaltar que ambas as células foram montadas com o mesmo solo. Portanto, para efeito de comparação do potencial poluidor, se houve alguma influência da argila ela ocorreu para ambas as células.

A Figura 32 apresenta a distribuição dos resultados de sulfato ao longo do monitoramento, para ambas as células. A correlação do sulfato com a variável tempo de aterramento (evolução temporal) revelou correlação negativa não significativa no lixiviado de RSD ( $-0,04$  com  $p$ -valor  $42,20$ ) e correlação negativa significativa em RSS ( $-0,58$  com  $p$ -valor  $0,00$ ), indicando que em RSD não houve tendência de elevação ou queda no período monitorado, enquanto que RSS apresentou tendência de queda dos valores de sulfato ao longo do tempo.



**Figura 31: Resultados de Sulfato para os lixiviados das células de RSD e RSS durante todo o período de monitoramento.**



**Figura 32: Distribuição dos resultados de Sulfato para os lixiviados de RSD e RSS ao longo do tempo de monitoramento.**

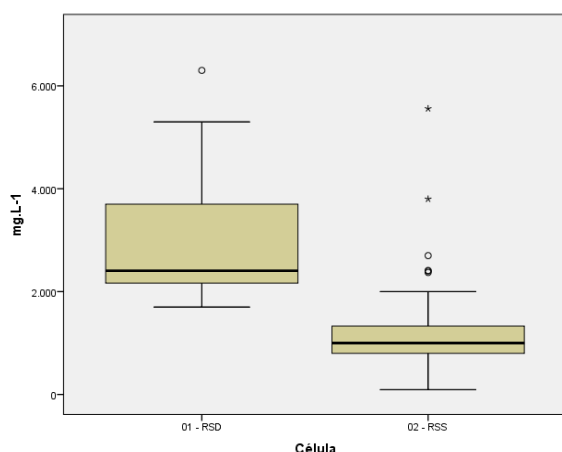
Era esperada a queda gradual das concentrações de sulfato em lixiviado de RSU, ao longo do tempo de aterramento (EL-FADEL *et al.*, 2002), em decorrência da passagem das condições aeróbias para anaeróbias e da substituição do oxigênio como aceptor de elétron pelos nitratos e em seguida sulfatos que são reduzidos a sulfetos (POHLAND E HARPER, 1986). Embora a célula de RSS tenha apresentado uma discreta tendência de queda e a célula de RSD mostrando uma elevação abrupta e atípica após os 680 dias de aterramento com subsequente queda, nenhuma das células mostrou o comportamento esperado, provavelmente pela reduzida atividade microbiana, conforme comentado anteriormente.

### Sólidos Totais (ST), Sólidos Sedimentáveis (SSED) e Turbidez.

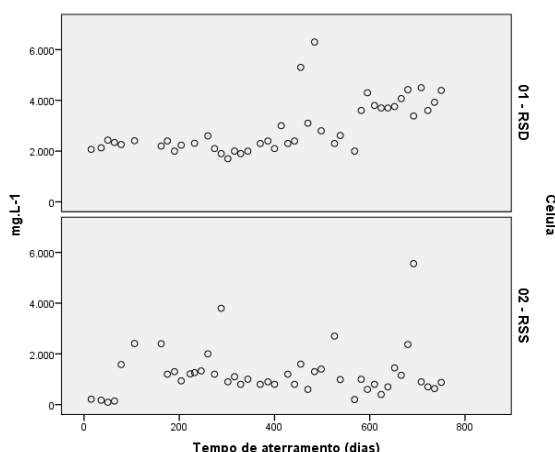
Através desses parâmetros é possível avaliar o conteúdo de sólidos e partículas nos lixiviados de RSD e RSS.

Os valores médios de **ST** observados nos lixiviados para todo o período de monitoramento foram de  $2933 \text{ mg.L}^{-1}$  ( $1.700 - 6300 \text{ mg.L}^{-1}$ ) para os RSD e  $1233 \text{ mg.L}^{-1}$  ( $94 - 5558 \text{ mg.L}^{-1}$ ) para os RSS. A Figura 33 apresenta os resultados de ST nos lixiviados das células de RSD e RSS para o período monitorado. A comparação entre as médias dos lixiviados das células de RSD e RSS mostrou diferenças significativas ( $p$ -valor menor que 5%) indicando que os resultados da célula de RSD foram mais elevados que os encontrados em RSS. A Figura 34 apresenta a distribuição dos resultados de ST ao longo do monitoramento, para ambas as células. A correlação dos ST com a variável tempo de aterramento (evolução temporal) revelou correlação positiva significativa ( $0,65$  com  $p$ -valor  $0,00$ ) na célula de RSD, indicando aumento gradual dos valores de ST ao longo do tempo. A baixa correlação observada em RSS ( $0,10$  com  $p$ -valor  $25,30$ ) não apresentou significância, não mostrando tendência de elevação ou queda de valores ao longo do tempo.

Geralmente os sólidos dissolvidos representam a parcela mais significativa dos sólidos totais. A tendência de elevação dos valores de ST na célula de RSD confirma o comportamento observado para a condutividade e cloreto, a partir dos 550 a 600 dias de aterramento, indicando que os sólidos dissolvidos representam a maior contribuição para os ST.

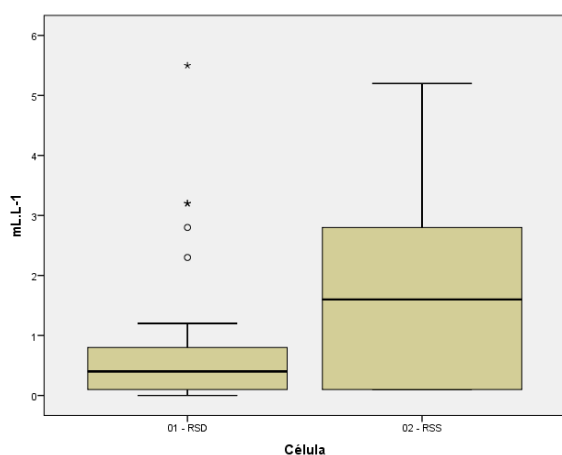


**Figura 33: Resultados de Sólidos totais para os lixiviados das células de RSD e RSS durante todo o período de monitoramento.**

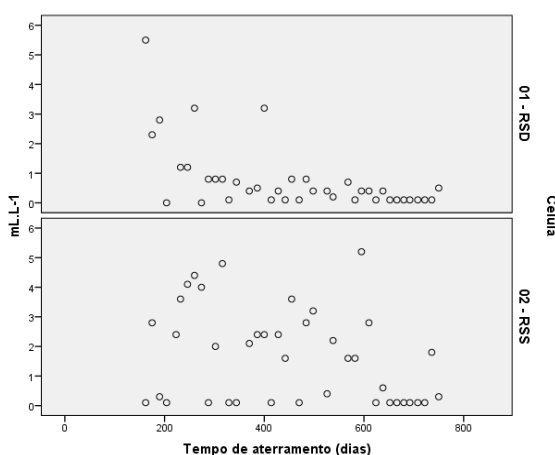


**Figura 34: Distribuição dos resultados de Sólidos totais para os lixiviados de RSD e RSS ao longo do tempo de monitoramento.**

Os valores médios de **SSED** observados nos lixiviados para todo o período de monitoramento foram de 0,8 mL.L<sup>-1</sup> (0,0 - 5,5 mL.L<sup>-1</sup>) para os RSD e 1,7 mL.L<sup>-1</sup> (0,1 - 5,2 mL.L<sup>-1</sup>) para os RSS. A Figura 35 apresenta os resultados de SSED nos lixiviados das células de RSD e RSS para o período monitorado. A comparação entre as médias dos lixiviados das células de RSD e RSS mostrou diferenças significativas (p-valor menor que 5%) indicando que os resultados da célula de RSS foram mais elevados do que os observados em RSD. A Figura 36 apresenta a distribuição dos resultados de SSED ao longo do monitoramento, para ambas as células. A correlação dos SSED com a variável tempo de aterramento (evolução temporal) revelou correlações negativas estatisticamente significativas nas células de RSD (-0,56 com p-valor 0,00) e RSS (-0,31 com p-valor 2,70) apontando tendência de queda gradual dos valores de SSED ao longo do tempo, para ambas as células.



**Figura 35: Resultados de Sólidos sedimentáveis para os lixiviados das células de RSD e RSS durante todo o período de monitoramento.**

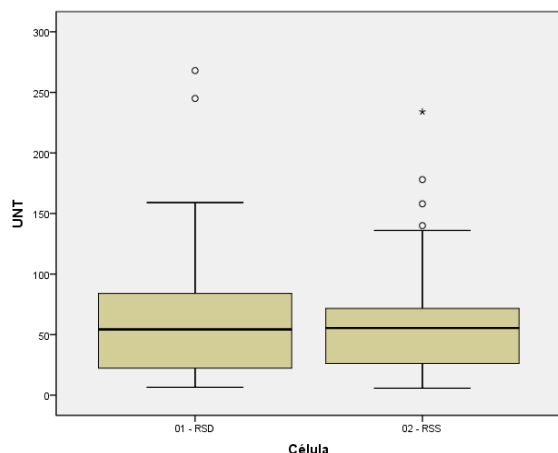


**Figura 36: Distribuição dos resultados de Sólidos sedimentáveis para os lixiviados de RSD e RSS ao longo do tempo de monitoramento.**

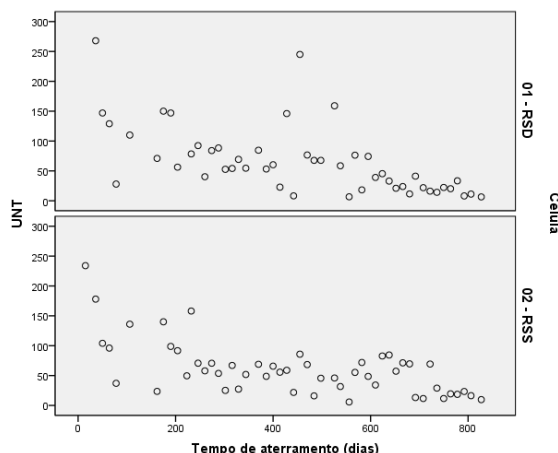
A diminuição gradual dos SSED indica o desprendimento de materiais soltos e o arraste de partículas sedimentáveis do interior das células, em maior quantidade para RSS que RSD.

Os valores médios de **turbidez** nos lixiviados para todo o período de monitoramento foram de 66,3 UNT (6,5 - 268,0 UNT) para os RSD e 61,3 UNT (5,7 - 234,0 UNT) para os RSS. A Figura 37 apresenta os resultados para turbidez nos lixiviados das células de RSD e RSS para o período monitorado. A comparação entre as médias dos lixiviados das células de RSD e RSS mostrou que não há diferenças significativas (p-valor maior

que 5%) indicando que os resultados das células são semelhantes. A Figura 38 apresenta a distribuição dos resultados para turbidez ao longo do monitoramento, para ambas as células. A correlação da turbidez com a variável tempo de aterramento (evolução temporal) revelou correlações negativas significativas em RSD ( $-0,60$  com  $p$ -valor  $0,00$ ) e RSS ( $-0,62$  com  $p$ -valor  $0,00$ ) indicando tendência de queda gradual dos valores de turbidez ao longo do tempo monitorado para ambas as células.



**Figura 37: Resultados de Turbidez para os lixiviados das células de RSD e RSS durante todo o período de monitoramento.**



**Figura 38: Distribuição dos resultados de Turbidez para os lixiviados de RSD e RSS ao longo do tempo de monitoramento.**

A diminuição gradual da turbidez, observada em RSD e RSS, indica menores quantidades de sólidos em suspensão e pode estar relacionada com a queda dos valores de sólidos sedimentáveis, também observada para ambas as células. Considerando que a célula funciona como um filtro e que com o tempo, devido à degradação dos resíduos, os poros tornam-se mais fechados, ocorre o aumento da capacidade de filtração ocasionando a passagem de quantidades menores de material em suspensão para o lixiviado.

### **Comparação entre as concentrações dos parâmetros físico-químicos dos lixiviados de RSD e RSS com as concentrações desses parâmetros em lixiviados relatados na literatura.**

Os lixiviados das células de RSD e RSS, durante o período de monitoramento (827 dias), apresentaram concentrações mais baixas, para a quase totalidade dos parâmetros avaliados neste estudo, do que frequentemente se observa em lixiviados de resíduos sólidos provenientes de aterros e células experimentais (ou reatores). É possível que os baixos valores tenham sido influenciados pela não introdução de resíduos de maneira continuada e pela drenagem frequente dos lixiviados das células.

As concentrações dos parâmetros físico-químicos nos lixiviados de RSD e RSS, quando comparadas com as observadas em lixiviados de RSU gerados fora do Brasil, foram inferiores aos valores relatados para aterros sanitários norte americanos e canadense (FARQUHAR, 1989; EL-FADEL *et al.*, 2002), para o aterro sanitário de Bucaramanga na Colômbia (CASTILLO *et al.*, 2007), para o aterro sanitário em Astúrias na Espanha (CASTRILLÓN *et al.*, 2010) e para um lisímetro em Bangladesh na Índia (RAFIZUL & ALANGIR, 2012), excetuando os valores máximos das faixas referentes ao N-amoniaco, que foram mais elevados.

Quando comparadas à lixiviados de RSU gerados no Brasil, as concentrações dos parâmetros físico-químicos nos lixiviados de RSD e RSS mostram resultados inferiores aos valores relatados por Souto e Povinelli (2007) para aterros brasileiros e por Gomes (2009) para os aterros de Londrina (Paraná), João Pessoa (Paraíba), Belo Horizonte (Minas Gerais) e Muribeca (Pernambuco).

Quando a comparação é feita com as concentrações observadas em lixiviados de RSU gerados no Rio de Janeiro, as concentrações dos parâmetros físico-químicos nos lixiviados de RSD e RSS situam-se abaixo dos valores relatados para os aterros de Gramacho (MANNARINO *et al.*, 2006; GOMES, 2009; MAIA, 2012), Gericinó (GOMES, 2009; MAIA, 2012), Seropédica (COMLURB, 2012), Morro do Céu (GOMES *et al.*,

2009) e Pirai, excetuando os sólidos sedimentáveis (SSED) que mostraram valores mais elevados e a Dureza cujos valores foram semelhantes

### Avaliação do potencial poluidor dos lixiviados de RSD e RSS

A Tabela 6 resume e compara os resultados obtidos quanto aos seus potenciais poluidores. Foram retirados dessa avaliação a Relação DBO/DQO, bem como o Volume e a Temperatura dos lixiviados. Esses parâmetros foram empregados como coadjuvantes e não representam parâmetros de avaliação direta do potencial poluidor de efluentes não tratados, que é o objetivo do presente estudo.

**Tabela 6: Resumo dos resultados das células para o período monitorado.**

Parâmetro	Resultado	Parâmetro	Resultados
Absorbância	RSD > RSS	Dureza	RSD > RSS
Alcalinidade	RSD > RSS	Fósforo Total	RSD = RSS
Cloreto	RSD > RSS	N-Amoniacal	RSD = RSS
Condutividade	RSD > RSS	pH	RSD > RSS
Cor verdadeira	RSD > RSS	Sólidos Sedimentáveis	RSD < RSS
COT	RSD > RSS	Sólidos Totais	RSD > RSS
DBO	RSD > RSS	Sulfato	RSD > RSS
DQO	RSD > RSS	Turbidez	RSD = RSS

Dessa forma, considerando 16 parâmetros em questão, 3 (18,7%) tiveram como resultado que não houve diferenças estatísticas entre os lixiviados das células (RSD = RSS), 12 (75%) mostraram resultados mais elevados em RSD (RSD > RSS) e 1 (6,3%) mostrou resultado mais elevado em RSS (RSD < RSS).

Embora os lixiviados em questão não sejam efluentes tratados, efetuou-se a comparação dos resultados com os padrões para lançamento de efluentes estabelecidos por órgãos ambientais brasileiros (federal e do estado do Rio de Janeiro), como mais um critério de comparação dos potenciais poluidores dos lixiviados gerados pelas células. Os resultados foram comparados com os padrões de lançamento de efluentes estabelecidos por: a) Resolução 430 de 13/05/2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes; b) Norma Técnica NT 202 R10 de 12/11/1986 do Instituto do Meio Ambiente do Rio de Janeiro – INEA que estabelece critérios e padrões para o lançamento de efluentes líquidos e c) Diretriz DZ 205 R6 de 25/09/2007 do Instituto do Meio Ambiente do Rio de Janeiro – INEA que estabelece a diretriz de controle de carga orgânica em efluentes líquidos de origem industrial. A Tabela 7 mostra a comparação dos resultados obtidos nos lixiviados de RSD e RSS, considerando os parâmetros para os quais existem padrões de lançamento de efluentes.

**Tabela 7: Comparação dos valores médios e faixas de valores (mín – máx) observados nos lixiviados de RSD e RSS obtidos no presente estudo com padrões de lançamento de efluentes.**

Parâmetro	Lixiviado		CONAMA 430/2011	INEA <sup>(1) (2)</sup>
	RSD	RSS		
Cor (mgPtCo.L <sup>-1</sup> )	<b>379 (22 – 1843)</b>	<b>218 (37 – 1203)</b>		Virtualm. ausente <sup>** (1)</sup>
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	<b>415 (154 – 1091)</b>	<b>208 (100 – 1106)</b>		máx. 200 <sup>(2)</sup>
Fósforo (mg.L <sup>-1</sup> )	0,25 (0,01 – <b>1,23</b> )	0,23 (0,01 – <b>1,99</b> )		1,0 <sup>(1)</sup>
Mat. Sedim.* (mL.L <sup>-1</sup> )	0,77 (0 – <b>5,50</b> )	<b>1,67</b> (0,10 – <b>5,20</b> )	até 1	até 1 <sup>(1)</sup>
N-Amoniacal (mg.L <sup>-1</sup> )	<b>351,23 (12 – 1693)</b>	<b>294,43 (21 – 2121)</b>	máx. 20,0	máx. 10 <sup>(1)</sup> (N total)
pH	7,0 (5,8 – 7,7)	6,8 (5,6 – 7,4)	5,0 e 9,0	5,0 e 9,0 <sup>(1)</sup>
Temperatura (°C)	29,1 (25,0 – 38,0)	28,3 (25,0 – 33,0)	< 40	< 40 °C <sup>(1)</sup>

\* Materiais Sedimentáveis \*\* Virtualmente ausente <sup>(1)</sup>NT 202 R10/1986 <sup>(2)</sup>DZ 205 R6/2007

É possível observar valores em desacordo com os padrões de lançamento (valores em negrito), para ambas as células, no tocante a cor, DQO, N-amoniacoal, Fósforo e Materiais Sedimentáveis. Os valores de pH e temperatura se enquadram nos padrões estabelecidos. Os resultados demonstram que ambos os lixiviados são potencialmente poluidores e, por isso, devem ser submetidos a tratamento para redução de poluentes e da toxicidade, antes do lançamento em corpo receptor.

Apesar das diferenças observadas entre os potenciais poluidores, ambos os resíduos podem e devem ser dispostos em aterros sanitários. A despeito dos aterros sanitários serem a forma de disposição preconizada pela OMS para os países em desenvolvimento, a opção pelos aterros sanitários se baseia no fato de serem atualmente a forma de disposição mais viável dentro da realidade brasileira.

Os resultados permitem afirmar que ambos os resíduos, se gerenciados e dispostos inadequadamente, apresentam potencial de risco à saúde humana e ao ambiente. Como agravante dessa situação estão os altos custos relacionados ao tratamento e destinação final dos RSS, que aliados a uma legislação conflitante e inadequada para a realidade da maioria dos municípios brasileiros, acabam por inviabilizar o gerenciamento adequado desses resíduos.

## CONCLUSÕES

Com base no trabalho realizado, concluiu-se que:

- Nos 827 dias de operação das células experimentais, a maior parte dos constituintes físico-químicos presentes nos lixiviados de RSD e RSS apresentaram concentrações inferiores às normalmente observadas em lixiviados de aterros sanitários.
- São apontados como possíveis responsáveis pelas baixas concentrações observadas nos lixiviados de RSD e RSS, a interação dos seguintes fatores: a drenagem diária dos lixiviados, a redução de umidade no interior das células, a renovação constante da microbiota no lixiviado e o retardo do processo de decomposição dos resíduos. Apesar das interferências apontadas, a célula de RSD apresentou maior atividade que a célula de RSS, no tocante ao processo de decomposição dos resíduos aterrados.
- O lixiviado de RSD apresentou concentrações maiores de compostos orgânicos que o lixiviado de RSS, como decorrência do percentual mais elevado de matéria orgânica no resíduo domiciliar.
- O conteúdo mais elevado em matéria orgânica apresentado pela célula de RSD (52,62%) influenciou, de maneira mais expressiva que em RSS (12,61%), a qualidade e as concentrações dos componentes do seu lixiviado.
- As células de RSD e RSS apresentaram comportamento atípico e não mostraram, de maneira clara, a sequência característica das diferentes fases de decomposição que ocorrem com os resíduos em aterros sanitários.
- A célula de RSD, em comparação com a célula de RSS, mostrou ao longo do tempo de aterramento, mais correlações estatisticamente significativas entre os parâmetros físico-químicos avaliados, indicando que os resíduos domiciliares se constituíram em um meio mais propício à degradação.
- Considerando 16 parâmetros empregados neste estudo, como indicadores do potencial de poluição, 12 (75%) apresentaram potencial mais elevado para RSD que em RSS, 3 (18,7%) mostraram potenciais semelhantes entre RSD e RSS e 1 (6,3%) apontou potencial mais elevado para RSS.
- Embora o potencial poluidor dos lixiviados de RSD tenha se mostrado mais elevado que em RSS, ambos os lixiviados são efluentes industriais que necessitam de tratamento antes do lançamento em corpos d'água. Se lançados sem tratamento ou com tratamento inadequado oferecem riscos e efeitos danosos para a comunidade animal e vegetal aquática que podem se estender aos seres humanos que dela se utilizam.
- O presente trabalho reforça a viabilidade da disposição conjunta de resíduos sólidos domiciliares (RSD) e resíduos sólidos de serviço de saúde (RSS) como alternativa para o tratamento e destinação final desses últimos.

Os resultados e os conhecimentos gerados pela pesquisa permitem sugerir a revisão e atualização da legislação vigente no tocante à necessidade de tratamento e disposição final diferenciados para os RSS do grupo A. E apontam para a pertinência da sua disposição conjunta com os demais resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários licenciados.

Essas conclusões vão ao encontro da posição adotada por diversos profissionais que preconizam a codisposição de RSS em conjunto com os RSD e demais RSU em aterros sanitários. Embora proibida pela legislação, a disposição de RSS em aterros sanitários pode representar uma alternativa compatível com a realidade dos municípios brasileiros, especialmente para aqueles de pequeno e médio porte. Com isso, elimina-se a necessidade de coleta diferenciada, transporte específico e tratamento especial, o que representa economia

considerável de recursos para os serviços de saúde que, de uma forma geral, encontram-se em condições precárias e ao mesmo tempo, benefícios indiscutíveis para o meio ambiente e para a saúde pública.

Cabe destacar a importância da segregação interna nas unidades de trato de saúde, no tocante aos resíduos químicos e radioativos para posterior tratamento e destinação final adequados, e quanto ao acondicionamento de perfurocortantes em recipientes apropriados visando a proteção da saúde dos trabalhadores envolvidos nas coletas interna e externa.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALATON, I.A. Degradation of a commercial textile biocide with advanced oxidation processes and ozone. *Journal of Environmental Management*, v. 82, n. 2, p. 145-154, 2007.
2. CAMMAROTA, M.C.; YOKOYAMA, L.; CAMPOS, J.C. Ultrafiltration, chemical and biological oxidation as process combination for the treatment of municipal landfill leachate. *Desal. Water Treat.* 3 (1-3), 50-57. 2009.
3. CAMPOS, J.C.; MOURA, D.; COSTA, A.P.; YOKOYAMA, L.; ARAUJO, F.V.F.; CAMMAROTA, M.C.; CARDILLO, L. Evaluation of pH, alkalinity and temperature during air stripping process for ammonia removal from landfill leachate. *Journal of Environmental Science and Health, Part A* (2013) 48, 1105-1113.
4. CASTILLO, E; VERGARA, M.; MORENO, Y. Landfill leachate treatment using a rotating biological contactor and an upward-flow anaerobic sludge bed reactor. *Waste Management* 27, p 720-726. 2007.
5. CASTRILLÓN, L.; NAVA, Y.F.; ULMANU, M.; ANGER, I.; MARAÑÓN, E. Physico-chemical and biological treatment of MSW landfill leachate. *Waste Management* 30, p. 228-235. 2010.
6. COMLURB - Companhia Municipal de Limpeza Urbana. Caracterização gravimétrica e microbiológica dos resíduos sólidos do município do Rio de Janeiro - 2009. Centro de Informações Técnicas - CITE da COMLURB, Rio de Janeiro, RJ, 2009.
7. \_\_\_\_\_. Caracterização gravimétrica e microbiológica dos resíduos sólidos do município do Rio de Janeiro - 2012. Centro de Informações Técnicas - CITE da COMLURB, Rio de Janeiro, RJ, 2012
8. CUSSIOL, N.A.M. Disposição final de resíduos potencialmente infectantes de serviços de saúde em célula especial e por co-disposição com resíduos sólidos urbanos. Tese de Doutorado. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais, MG, 334p., 2005.
9. EL-FADEL, M.; BOU-ZEID, E.; CHAHINE, W.; ALAYLI, B. Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. *Waste Management* 22, 269-282, 2002.
10. FARQUHAR, G.J. Leachate: production and characterization. *Canadian Journal of Civil Engineering*. v.16:317-25, 1989.
11. FONSECA, J.S.; MARTINS, G.A. Curso de Estatística. 6ª edição – Ed. Atlas. 2006.
12. GIORDANO, G; BARBOSA FILHO, O.; CARVALHO, R.J. Processos físico-químicos para tratamento do chorume de aterros de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro: COAMB, FEN, UERJ. Série Temática: Tecnologias Ambientais - Volume 4. 178 p. 2011.
13. GOMES, P.G. Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. In: Projeto PROSAB. Luciana Paulo Gomes (coordenadora). Rio de Janeiro: ABES, 360p., 2009.
14. HAIR, J.F.; ANDERSON, R.E.; TATHAN, R.L.; BLACK, W.C. Análise multivariada de dados. 5ª Ed. 2005.
15. IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Pesquisa Nacional sobre Saneamento Básico – PNSB. IBGE, 2010.
16. KJELDSSEN, P.; BARLAZ, M.A.; ROOKER, A.P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T.H. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Critical Reviews in: Environmental Science Technology*, v. 32, n. 4, p. 297-336, 2002.
17. MAIA, L.S. Uso de carvão ativado em pó no tratamento biológico de lixiviados de aterros de resíduos. Dissertação de Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos. Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Escola de Química, Rio de Janeiro, 2012.
18. MANNARINO, C.F.; FERREIRA, J.A.; CAMPOS, J.C.; RITTER E. Wetlands para tratamento de lixiviados de aterros sanitários – experiências no aterro sanitário de Pirai e no aterro metropolitano de

- Gramacho (RJ). Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES. Vol.11 - Nº 2 - abr/jun 108-112, 2006.
19. PINHEIRO, J.D.; CUNHA, S.B.; CARVAJAL, S.R.; GOMES, G.C. Estatística Básica - A arte de trabalhar com dados. 1ª edição. Ed. Campus. 2008.
  20. POHLAND, F.G.; HARPER, S.R. Critical review and summary of leachate and gas production from landfills. U.S. Environmental Protection Agency Report N°EPA/600/2-86/073, U.S.A. 1986.
  21. RAFIZUL, I.M.; ALAMGIR, M. Characterization and tropical seasonal variation of leachate: Results from landfill lysimeter studied. Waste Management doi:10.1016/j.wasman.01.020. 2012.
  22. RIBEIRO, F.A.L.; FERREIRA, M.M.C.; MORANO, S.C.; SILVA, L.R.; SCHNEIDER, R.P. Planilha de validação: uma nova ferramenta para estimar figuras de mérito na validação de métodos analíticos univariados. Quím. Nova, 31:164-171, 2008.
  23. SANTOS, E.F. Estudo comparativo de diferentes sistemas de classificações geotécnicas aplicadas aos solos tropicais. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos, 109 p., 2006.
  24. SANTOS, G.O. Avaliação do cultivo de gramíneas na superfície de aterro sanitário, com ênfase para a redução da emissão de metano e dióxido de carbono para a atmosfera. Tese de Doutorado. Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental do Centro de Tecnologia da Universidade Federal do Ceará, Fortaleza (CE), 313p., 2012.
  25. SOUTO, G.B.; POVINELLI, J. Características de lixiviados de aterros sanitários no Brasil. In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte, Minas Gerais, 2007.
  26. TCHOBANOGLOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL S.A. Integrated solid waste management – engineering principles and management issues. Mc Graw-Hill, 978p., 1993.
  27. VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2 ed.- Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. 452p., 2005.
  28. WONNACOTT, T.H.; RONALD J. Introductory statistics for business and economics. 4ª Ed. 1990.
  29. WEISHAAR, J.L.; AIKEN, G.; BERGAMASCHI, B.; FRAM, M.; FUJII, R.; MOPPER, K. Evaluation of Specific Ultraviolet Absorbance as an Indicator of the Chemical Composition and Reactivity of Dissolved Organic Carbon. Environ. Sci. Technol. 37, 4702-4708, 2003.
  30. ZHANG, Q.Q.; TIAN, B.H.; ZHANG, X.; GHULAM, A.; FANG, C.R.; HE, RUO. Investigation on characteristics of leachate and concentrated leachate in three landfill leachate treatment plants. Waste Management 33 (2013) 2277-2286.