

# REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:  
Investigación, desarrollo y práctica.

## MODELO DE REGRESSÃO LINEAR MÚLTIPLA PARA PREVISÃO DE RECALQUES EM ATERROS SANITÁRIOS DE PEQUENO PORTE

## MULTIPLE LINEAR REGRESSION MODEL FOR SETTLEMENTS PREVISION IN SMALL SCALE SANITARY LANDFILLS

Luciana Paulo Gomes <sup>1</sup>  
\* Marcelo Oliveira Caetano <sup>1</sup>  
Gisele Catrine Silva da Silva <sup>1</sup>  
Alessandra Wirth <sup>1</sup>  
Atilio Efrain Bica Grondona <sup>1</sup>  
Léa Beatriz Dai-Prá <sup>1</sup>  
Graziela Tais Schmitt <sup>1</sup>

Recibido el 15 de junio de 2020. Aceptado el 12 de abril de 2021

### Abstract

*Municipal Solid Waste (MSW) compressibility studies are important to maintain the stability of the landfill and ensure the integrity of the solid mass. Additionally, the settlement prevision helps in planning the operation of the landfill. It allows the extension of its useful life. In this theme, this article presents the development of multiple linear regression models in order to estimate settlements for these areas of final disposal of solid urban waste. Likewise, the variables used in the model were chosen considering the model's applicability in the landfill operation routine. A small scale sanitary landfill installed in Presidente Lucena city (Southern Brazil), was designed, built, and monitored for 441 days. This assessment included measurements of vertical displacements in surface landmarks, physical, chemical, and biological monitoring of the leachate generated and analysis of data on climatic conditions in the region. The model presented settlement as a dependent variable and the COD and volatile suspended solids concentrations of the leachate as the independent variables. The adjusted  $R^2$  was 0.698; considering a 95% confidence level ( $p < 0.05$ ). The regression model showed a variance of 0.000446m and a standard deviation of 0.00326m.*

**Keywords:** MSW, municipal solid waste compressibility, settlement model, multiple linear regression model, small scale sanitary landfills.

<sup>1</sup> Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS, Brasil

\* Autor correspondente: Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil / Unisinos. Avenida Unisinos, 950. CEP 93022-750 - São Leopoldo – RS - Brasil. Email: [mocaetano@unisinos.br](mailto:mocaetano@unisinos.br)

## Resumo

A importância do estudo da compressibilidade dos resíduos sólidos urbanos (RSU) está relacionada à manutenção da estabilidade do aterro sanitário. Adicionalmente, a previsão de recalques auxilia no planejamento da operação do Aterro, já que possibilita a extensão da vida útil deste. Neste tema, esse artigo apresenta o desenvolvimento de modelos de regressão linear múltipla objetivando a estimativa de recalques diferenciais para estas áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos. Da mesma forma, as variáveis utilizadas no modelo foram escolhidas considerando sua aplicabilidade na rotina da operação do aterro sanitário. Foi projetado, construído e monitoramento, por 441 dias, um aterro sanitário de pequeno porte (ABNT, 2010) instalado no município de Presidente Lucena, Sul do Brasil. Esta avaliação incluiu medições de deslocamentos verticais em marcos superficiais, monitoramentos físicos, químicos e biológicos do lixiviado gerado e a análise de dados das condições climáticas da região. O modelo gerado apresenta o recalque como variável dependente e as concentrações de DQO e de sólidos suspensos voláteis do lixiviado como as variáveis independentes. O  $R^2$  ajustado foi de 0.698; considerando um nível de confiança de 95% ( $p < 0.05$ ). O modelo de regressão apresentou uma variância de 0.000446m e um desvio padrão de 0.00326m.

**Palavras chave:** RSU, compressibilidade de resíduos sólidos urbanos, modelo de recalques, modelo de regressão linear múltipla, aterros sanitários de pequeno porte.

---

## Introdução

Como consequência do desenvolvimento industrial, social e do consumismo, percebe-se um incremento mundial da produção de resíduos sólidos urbanos (RSU). No Brasil, devido à falta ou ineficiência da gestão destes RSU, preocupa o passivo ambiental existente relacionado com a destinação inadequada destes (Pinheiro e Mochel, 2018). É de suma importância que seja feito o correto manejo das áreas destinadas à disposição destes resíduos, considerando implantação, operação e monitoramento das mesmas, procurando prevenir e/ou reduzir os impactos ambientais inerentes que são gerados. (Alberte; Carneiro; Kan, 2005; Denardin, 2013).

Buscando organizar e remediar esta situação, em 2010 foi instituída a Política Nacional de Resíduos Sólidos, Lei 12.305 (Brasil, 2010). A lei dispõe sobre os princípios, objetivos e instrumentos, bem como sobre as diretrizes relativas à gestão integrada e ao gerenciamento de RSU, incluídos os perigosos; às responsabilidades dos geradores e do poder público e os instrumentos econômicos aplicáveis. Atualmente, é o principal instrumento regulador da problemática dos RSU no Brasil (Pereira *et al.*, 2018).

Dados obtidos pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento, no ano de 2019, demonstram que no Brasil a média de massa de RSU coletada per capita é de 0.99 kg/hab.dia. Esta quantidade representa, no percentual da população total, 92.1%. Destes, 75.1% são destinados à disposição final em aterros sanitários. (Brasil, 2020).

Aterros sanitários são o principal método de disposição final de resíduos sólidos urbanos. Se adequadamente projetado e operado, este sistema de tratamento é uma solução técnica segura e viável economicamente, considerando que a garantia de segurança estrutural está relacionada com a ocorrência de recalques, que dependem da compressibilidade dos resíduos aterrados (Gomes *et al.*, 2014; Gourc *et al.*, 2007; Huang e Fan, 2016).

Contudo, as ocorrências de acidentes geotécnicos em aterros sanitários permitem identificar que a estabilidade é um dos problemas de engenharia mais importantes a serem enfrentados na sua construção. (Lü *et al.*, 2019). Zhao *et al.* (2014), por exemplo, concluíram que a variabilidade da composição e níveis de degradação dos RSU afetam significativamente a resistência ao cisalhamento. Deste modo, a disposição final desses resíduos sólidos, que é considerada uma potencial fonte de contaminação, tem merecido destaque em função dos problemas ambientais e socioeconômicos que pode gerar (Pinheiro e Mochel, 2018).

Estudos clássicos sobre biodegradação de RSU consideram como característica da degradação biológica quatro fases (aeróbia, acetogênica, metanogênica inicial e metanogênica estável). (Farquhar; Rovers, 1973; Alcântara, 2007; Barlaz; Staley; de los Reys, 2010). Nesta degradação, ocorre a geração de gás e lixiviado, influenciados pela composição dos resíduos, condições climáticas locais e a forma de operação do aterro. (Barlaz; Ham, 1993). Na fase aeróbia, o lixiviado é gerado a partir da umidade dos resíduos e da ocorrência eventual de precipitação antes do aterramento. (Barlaz; Ham, 1993; Kjeldsen *et al.*, 2002). Na fase acetogênica, anterior à metanogênese, ocorre maior produção de CO<sub>2</sub>, aumento considerável de DQO e DBO no lixiviado, e com o aumento de gás nitrogênio, ocorre a diminuição gradual do nível de amônia. (Kjeldsen *et al.*, 2002; Alcântara, 2007). Na fase metanogênica inicial, o pH do resíduo torna-se quase neutro, as concentrações de DBO, DQO e metais pesados do lixiviado começam a diminuir e o pH aumenta conforme os ácidos são consumidos. Já na fase metanogênica estável, a produção de metano é máxima, o pH continua aumentando, e a concentração de DQO é mínima. (Kjeldsen *et al.*, 2002; Alcântara, 2007).

A estabilidade do aterro sanitário, bem como a garantia da integridade da massa de resíduos e do sistema de contenção, tanto na operação quanto após o encerramento das células, justifica a importância de estudar a compressibilidade dos resíduos sólidos urbanos (Ramaiah *et al.*, 2017). Os mecanismos de compressibilidade são apresentados pela pesquisa de Sowers (1973) como: 1. Mecânico – colapso estrutural das partículas (distorção, flexão, esmagamento e reorientação de componentes); 2. Migração das partículas finas para os vazios entre aquelas maiores; 3. Mudanças físico-química – devido à corrosão, oxidação e combustão; 4. Decomposição bioquímica – processo de fermentação e decomposição aeróbia e anaeróbia; 5. Interação – interação dos processos físicos, químicos e bioquímicos.

Melo (2003) apresenta uma relação entre a degradação da matéria orgânica disposta no aterro sanitário com o recalque diferencial deste. Ainda complementa que outros fatores influenciam neste fenômeno como, o próprio peso da compactação dos resíduos, o qual afeta o processo de formação dos recalques, fundamentado no procedimento físico ou mecânico. Datta *et al.* (2016) descrevem que o comportamento do maciço de resíduos é dividido em três partes: a primeira proveniente da resposta imediata da carga aplicada; a segunda está ligada ao deslizamento e a reorientação das partículas devido a compressão retardada de alguns dos constituintes e fluência mecânica dependente do tempo; a terceira parte é devida à decomposição biológica dos resíduos, o que é uma consequência de biodegradação anaeróbica da matéria orgânica, que induz uma perda de massa sólida convertida principalmente em biogás e lixiviado.

Embora as propriedades geotécnicas relacionadas à construção e operação de aterros sanitários sejam abordadas há algum tempo, os estudos sobre a compressibilidade e o comportamento de RSU frequentemente são realizados a partir de conceitos baseados na mecânica dos solos. No entanto, em função dos resíduos possuírem características de heterogeneidade, processos de degradação e compressibilidade individual de cada tipo de material, a aplicação destas metodologias é dificultada, necessitando de adaptações (Bowders *et al.*, 2000; Carvalho *et al.*, 2000; Chen *et al.*, 2009).

Desta forma, diversas pesquisas na área buscam avaliar este comportamento, à luz das teorias clássicas da mecânica dos solos, alguns deles considerando também as características físicas, químicas e biológicas dos RSU. São exemplos de estudos do comportamento geotécnico de RSU e aterros sanitários: Gibson e Lo (1961); Sowers (1973); Yen e Scanlon (1975); Carvalho *et al.* (2000); Bjarngard e Edgers (1990); Palma (1995); Ling *et al.* (1998); Marques *et al.* (2003); Babu *et al.* (2010); Gourc *et al.* (2010); Gomes e Caetano (2010); Dai-Prá (2018); Teixeira e Pinheiro (2018), entre outros.

A partir da importância do tema, este artigo apresenta o desenvolvimento de dois modelos de regressão linear múltipla, objetivando a previsão de recalques diferenciais em aterros sanitários de pequeno porte. A regressão linear múltipla foi utilizada levando em consideração que esta considera que uma variável dependente pode ser afetada por mais de uma variável independente. (Downing e Clark, 2011; Gianotti, 2011). “Em outras palavras consiste na obtenção de uma equação que tenta explicar a variação da variável dependente pela variação do(s) nível(is) da(s) variável(is) independente(s).” (Peternelli, 2013, p. 3). Aplicando-se, portanto, ao caso deste estudo.

Os modelos foram desenvolvidos utilizando dados de medições de deslocamentos verticais em marcos superficiais; monitoramento físico, químico e biológico do lixiviado e índices das condições climáticas da região de estudo. Trata-se de uma continuidade do trabalho de Gomes e

Caetano (2010), no entanto, duas principais diferenças devem ser relatadas: 1) Fez-se a proposta de um modelo exponencial para previsão de recalques; 2) adotaram-se variáveis do modelo relacionadas a parâmetros físico-químico monitorados rotineiramente em aterros sanitários. Isto permite uma maior abrangência e aplicabilidade do modelo proposto.

### **Metodologia**

A pesquisa foi realizada através de uma parceria entre a Universidade do Vale do Sinos – UNISINOS e a prefeitura do Município de Presidente Lucena. O município de Presidente Lucena localiza-se no Estado do Rio Grande do Sul, localizado no extremo sul do Brasil. O município está situado na latitude 29° 30' 29" sul e longitude 51° 9' 18" oeste, uma altitude de 284 m e distante 58 km de Porto Alegre, capital do Estado. Os dados climatológicos foram obtidos na Prefeitura Municipal de Ivoti, cidade vizinha que possui uma estação metereológica.

Segundo estimativa do IBGE (2017), a cidade possui 2,901 habitantes e uma economia baseada na agricultura, com algumas pequenas empresas fabricantes de calçados, processamento de frutas, madeira e têxteis. Presidente Lucena se caracteriza por apresentar chuvas durante todos os meses do ano e possuir a temperatura do mês mais quente superior a 22°C, e a do mês mais frio superior a 3°C.

### **Montagem do experimento**

Na área de estudo, foram construídos e monitorados três aterros sanitários de pequeno porte (T1, T2 e T3) com dimensões de 4.0 m de largura, 5.3 m de comprimento e 2.5 m de altura. Contudo, para estruturação deste artigo, utilizou-se apenas os projetos e monitoramentos do T1, já que esta foi a vala operada sem recirculação de lixiviado. Para monitoramento da água subterrânea da área instalou-se quatro poços de monitoramento, um a montante e três a jusante do aterro sanitário.

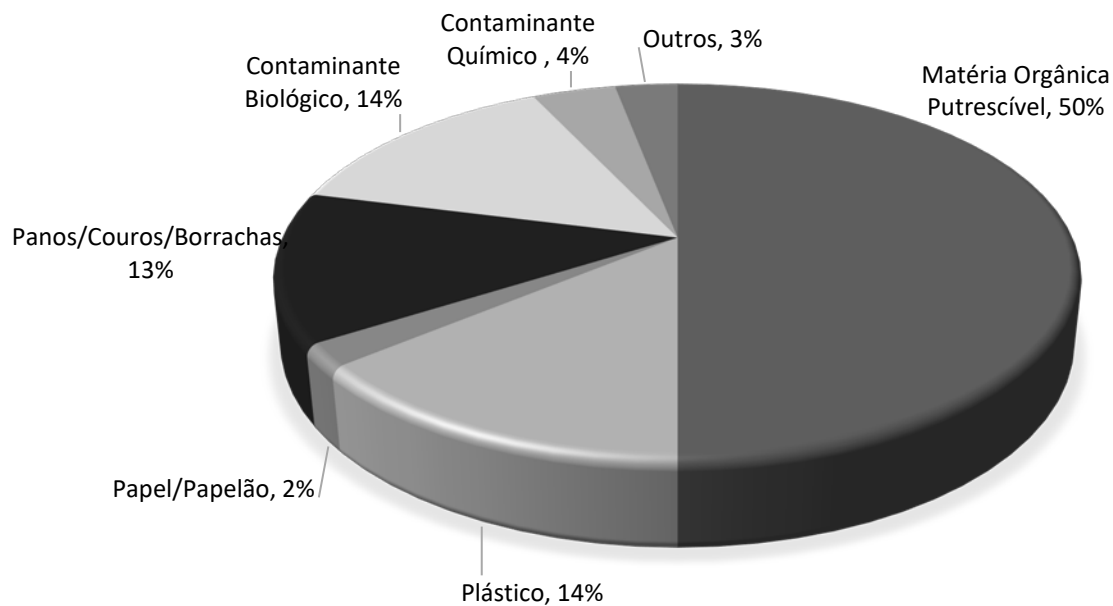
As principais características físicas do solo natural do local eram: umidade de 50.63%; peso específico natural de 1.1 g/cm<sup>3</sup>; índice de vazios igual a 1.36; coeficiente de permeabilidade igual a 8.01 x 10<sup>-4</sup> cm/s e classificação do solo (segundo HRB – Highway Research Board) como solo argiloso de alta compressibilidade.

O sistema de impermeabilização foi instalado após regularização e compactação manual do fundo e dos taludes do aterro. Executou-se um liner sintético composto por uma geomembrana de PEAD 0.8mm de espessura. Para proteção da geomembrana no fundo utilizou-se uma camada de 10cm de saibro, material existente no local. Sobre este instalou-se uma camada de 10 cm de brita nº 1, para drenagem do lixiviado gerado.

Além da camada de brita nº 1, instalou-se, no centro do aterro, um dreno de 75mm de diâmetro de PVC perfurado, para a retirada do lixiviado de dentro do aterro. A inclinação do dreno foi de 1%. No final da rede de drenagem de lixiviados havia um registro, utilizado para coleta de amostras. Este estava instalado em um poço de visita, construído com tubulação de concreto armado de 1m de diâmetro. O poço era mantido seco para ingresso e coleta de amostras.

A drenagem de gás instalada era do tipo extração passiva, sendo composto por tubulações em PVC de 40mm perfurados. A cobertura final do aterro sanitário foi executada utilizando uma manta de PVC e uma camada de 20cm de solo local compactada manualmente.

O aterro sanitário de pequeno porte recebeu, durante 3 meses, os RSU oriundos da coleta regular do município de Presidente Lucena. O RSU era disposto em camadas de 30cm, compactados de forma manual com rolo e assim obtendo uma densidade final determinada de 220 kg/m<sup>3</sup> (1.96 kN/m<sup>3</sup>). A Figura 1 apresenta a caracterização gravimétrica dos RSU enterrados, realizada em conformidade com a ABNT (2004b).



**Figura 1.** Composição Gravimétrica dos RSU dispostos no aterro sanitário de pequeno porte.

*Contaminante Químico: pilhas, medicamentos, lâmpadas, inseticida colas em geral, cosméticos, etc.; Contaminante biológico: papel higiênico, cotonetes, algodão, fraldas descartáveis, absorventes higiênicos, etc.*



### Monitoramento do lixiviado gerado no aterro sanitário de pequeno porte

O lixiviado gerado no aterro sanitário foi monitorado com frequência semanal por um período de 441 dias. As amostras foram coletadas nos registros da rede de drenagem de lixiviados, localizados nos poços de visitas. Para tal utilizou-se frascos âmbar e plásticos de 1L, em conformidade com a APHA/AWWA/WEF (2017), preservadas em caixas térmicas com gelo até a chegada ao laboratório. As análises físico-químicas do efluente foram executadas em conformidade com a metodologia APHA/AWWA/WEF (2017). A Tabela 1 apresenta os parâmetros monitorados e os métodos analíticos utilizados.

**Tabela 1.** Parâmetros físico-químicos utilizados no monitoramento do lixiviado e métodos analíticos utilizados.

Parâmetros	Método SMEWW
pH	4500 H, B
Sólidos Totais (ST)	2540 – B.
Sólidos Suspensos Totais (SST)	2540 – D, E.
Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)	2540
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	5220 – B.
Fósforo (P)	4500 P – B, E.
Nitrogênio Total (NT)	4500 NH3-B, C.
Nitrogênio Amoniacal (NA)	4500 NH3-B, C.
Cromo (Cr)	3111. Preparação: 3030 E.
Ferro (Fe)	3111. Preparação: 3030 E.
Zinco (Zn)	4500-S2 C e D.
Cádmio (Cd)	3111. Preparação: 3030 E.
Chumbo (Pb)	3111. Preparação: 3030 E.

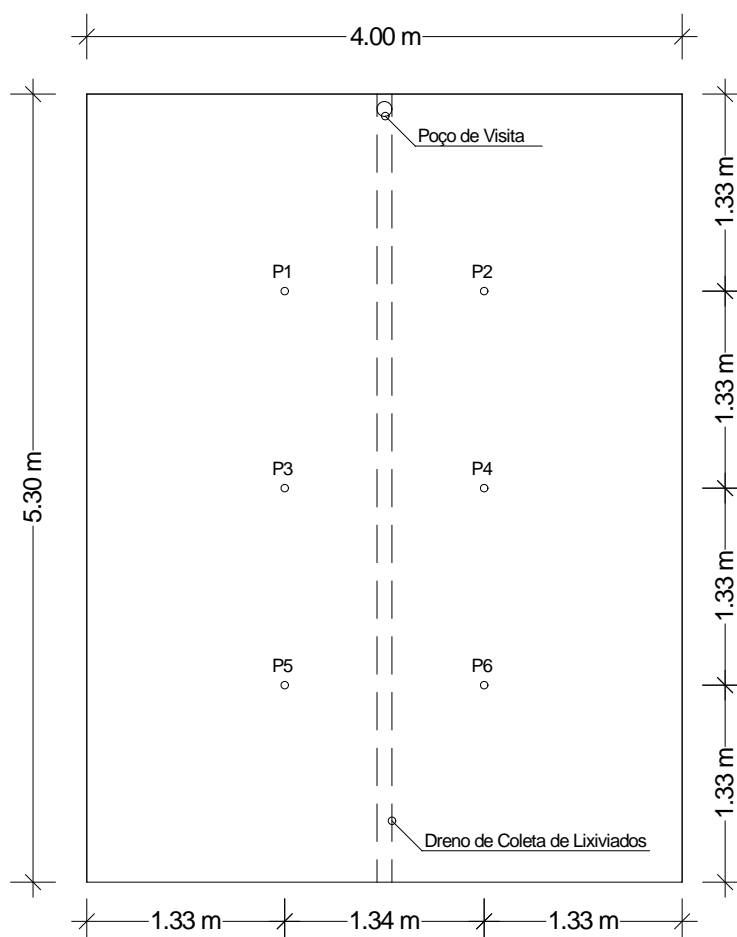
Também foram executados exames microbiológicos do lixiviado coletado. Para armazenamento das amostras para microscopia foram utilizados frascos de antibiótico (10 mL) lacrados sob atmosfera ( $N_2$ ), com tampa de borracha de butila e lacre de alumínio. No momento da coleta, as amostras eram transferidas do balde coletor para os frascos de antibiótico empregando-se seringas de insulina estéreis. No retorno ao laboratório, a atmosfera de  $N_2$  era substituída por  $N_2/CO_2$  (70:30%). O frasco era, então, mantido sob temperatura ambiente e na ausência de luz, até a observação microscópica, sem preservação alguma.

As amostras de lixiviados foram examinadas objetivando quantificar os microrganismos presentes nas diversas fases da digestão anaeróbia. De cada amostra foi preparada uma lâmina e duas gotas do lixiviado foram examinadas (uma gota (0,05mL) em cada lamínula). Utilizou-se uma subdivisão de nove campos (8 x 8) mm. No aumento utilizado na observação microscópica, cada campo representa aproximadamente 400 subcampos (campo de visualização de  $\pm 0.02$  mm de área). A

observação microscópica (microscopia de luz, sob a ordem de magnitude de 1,000x) foi realizada percorrendo todos os nove campos. Para cada lâmina eram fotografados todos os campos e a partir dessas fotos realizou-se a contagem de microrganismos totais. A média das contagens em cada lamínula era considerada o resultado final, sendo uma determinação indireta da massa celular presente na amostra.

### Monitoramento de deslocamentos verticais

Os deslocamentos verticais do aterro sanitário de pequeno porte (T1) foram monitorados com frequência semanal pelo período de 441 dias. Foram instalados seis (6) marcos superficiais distribuídos uniformemente no aterro conforme apresenta a Figura 2 a seguir. Para medição, adotou-se o Método de Nivelamento Geométrico Simples, utilizando o Equipamento Nível com precisão 0.3mm e uma régua centimetrada.



**Figura 2.** Localização dos marcos superficiais utilizados para monitoramento dos deslocamentos verticais.



### Modelo de previsão de recalques diferenciais no aterro estudado

A maioria das pesquisas sobre previsão de recalques diferenciais em aterros sanitários estima os deslocamentos verticais utilizando conceitos de mecânica dos solos. Percebe-se, no entanto, que a heterogeneidade, características e comportamento atípico dos resíduos sólidos urbanos necessitam de uma análise mais complexa da deformação. Assim, apenas considerar efeitos mecânicos e físicos da estrutura pode acarretar erros na previsão de recalques, mas não é uma regra. Neste contexto, a consideração de fatores físico-químicos e biológicos (tais como: tipo de resíduo aterrado, composição do lixiviado, degradação anaeróbia, etc) do maciço na estimativa garantem um estudo mais completo de suas características.

Nesta expectativa, esta pesquisa buscou considerar estes diferentes mecanismos para modelar um comportamento compressivo dos RSU enterrados. A partir dos dados de monitoramento físico-químicos e biológicos do lixiviado gerado no aterro sanitário de pequeno porte, associado ao monitoramento das condições climáticas da região (precipitação e temperatura) e as medições de recalques diferenciais nos marcos superficiais; elaborou-se modelos de previsão dos deslocamentos verticais.

Utilizou-se a regressão linear múltipla, a qual refere-se a uma equação que busca explicar a influência de variáveis independentes em uma variável dependente (PETERNELLI, 2013). Como variável dependente das análises estatísticas, utilizou-se os valores de recalques diferenciais medidos nos marcos superficiais localizados no aterro sanitário. Os parâmetros de monitoramento do lixiviado e das condições climáticas da região foram utilizados como variáveis independentes (pH, ST, SST, SSV, DQO, P, NT, NA, Cr, Fe, Zn, Cd, Pb, contagem massa celular, precipitação e temperatura). O efeito entre a variável dependente e as variáveis independentes foram avaliados utilizando as correlações estatísticas de Pearson, Spearman e tau<sub>b</sub> de Kendall.

Considerando um comportamento exponencial do adensamento de resíduos sólidos aterrados, como apresentado pelas curvas teóricas de Carvalho *et al.* (2000); fez-se uma linearização dos dados brutos dos monitoramentos. Com estes dados numéricos então, geraram-se as correlações estatísticas e os modelos de regressão linear múltiplos. Utilizou-se para tal, o software SPSS versão 22 para Windows. Foi executado um teste de aderência, tendo como hipótese nula que as variáveis se ajustam a distribuição num nível de significância de 5% ( $p < 0.05$ ).

## **Resultados**

### Monitoramento de lixiviados e das condições climáticas da área

Uma compilação do monitoramento físico, químico e biológico do lixiviado gerado no aterro sanitário de pequeno porte, está apresentado na Tabela 2 a seguir, bem como as condições climáticas observadas na região durante os 441 dias de monitoramento da área.

**Tabela 2.** Monitoramento do lixiviado gerado e das condições climáticas da área.

Parâmetros		Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
pH		6.1	6.7	7.4	0.22
ST	(mg/L)	1165	3678.4	7096	1747.68
SST		63.5	218	820	139.14
SSV		25.5	119.7	440	81.80
DQO		152	1590.3	5700.4	1791.99
P		1.3	43.2	401.03	92.48
NT		26.4	70.5	195.7	33.25
NA		23.3	56.3	140.8	20.07
Cr		0.1	0.2	0.37	0.07
Fe		32.1	45.2	78.9	10.37
Zn		0.1	0.3	0.93	0.38
Cd		0.02	0.6	0.9	0.19
Pb		0.111	0.6	0.9	0.29
Contagem de microrganismos/100mL		6,000	36,000	274,000	40,000
Precipitação	(mm/dia)	0	3.4	59.7	10.23
Temperatura	(°C)	5.1	20.8	34.7	6.36

As variabilidades e elevadas concentrações visualizadas na Tabela 2 são típicas de lixiviados gerados com a decomposição de RSU em aterros sanitários, conforme a pesquisa de Souto e Povinelli (2007). As propriedades deste efluente variam ao longo da vida útil do aterro devido, principalmente, ao tempo de aterramento, forma de operação e composição dos resíduos ali dispostos.

No caso desta pesquisa, por se tratar de um aterro de pequeno porte e devido a sua operação (tempo entre o início da operação e fechamento da célula ser de 3 meses apenas), é possível perceber variações entre as características do lixiviado do aterro de Presidente Lucena e de outros aterros sanitários apresentados. Como exemplo, pode-se citar as pesquisas de Dai-Prá (2018), Naveen *et al.* (2017), Fei *et al.* (2014), Gomes *et al.* (2014), Barlaz *et al.* (2010), Lange e Amaral (2009) e Souto e Povinelli (2007).

Para o pH, a faixa entre 6.1 e 7.4 representa uma mínima variação do parâmetro ao longo dos 441 dias de monitoramento. Usualmente a faixa de pH ao longo do monitoramento de um aterro sanitário possui maior amplitude, como apresentado nas pesquisas de Dai-Prá (2018), Naveen *et al.* (2017), Fei *et al.* (2014) e Lange e Amaral (2009).

Estas pesquisas também relatam valores de DQO diferentes das concentrações encontradas por esta pesquisa (152 a 5700 mg/L). Lange e Amaral (2009) apresentam, por exemplo, uma faixa de DQO para lixiviados de aterros sanitários variando entre 115 mg/L e 7830 mg/L. Para Nitrogênio Amoniacal, Gomes *et al.* (2014) relatam concentrações entre 172 mg/L e 1802 mg/L também monitorando lixiviados, sendo concentrações mais elevadas do que as obtidas por esta pesquisa (23.3 a 140.8).

A presença de metais, originada principalmente a partir resíduos sólidos classificados como perigosos (por exemplo: pilhas, baterias, embalagens de produtos químicos, etc.), segundo a NBR 10004 (ABNT, 2004a) que deveriam ter outra forma de tratamento e/ou destinação final, também é usual em lixiviados de aterros sanitários brasileiros. As concentrações encontradas nesta pesquisa são similares a outros trabalhos da literatura, conforme relatado a seguir.

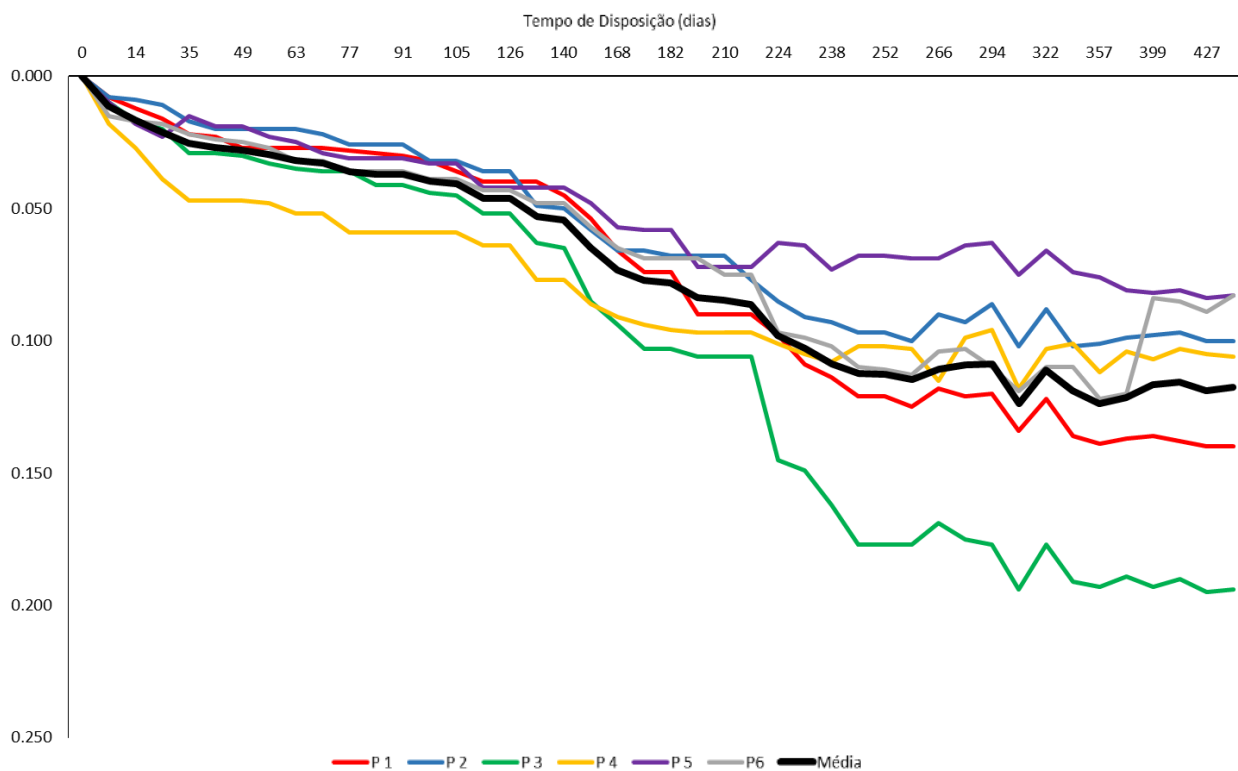
Para Cromo (0.1 a 0.37ppm), por exemplo, Souto e Povinelli (2017) descrevem concentrações típicas de lixiviados de aterros sanitários nacionais na ordem de 0.003 ppm e 0.8 ppm. Naveen *et al.* (2017) relata concentrações de 0.011 ppm e Barlaz *et al.* (2010) apresenta faixa entre 0.015 ppm e 0.419 ppm. O Ferro foi detectado na faixa entre 0.01 ppm até 260 ppm nos trabalhos de Naveen *et al.* (2017) e Souto e Povinelli (2007). Já para as concentrações de Zinco e Chumbo em lixiviados, Naveen *et al.* (2017), Barlaz *et al.* (2010) e Souto e Povinelli (2007) observaram variações entre 0.01 – 8.0 ppm e 0.01 – 2.8 ppm, respectivamente.

#### Monitoramento dos deslocamentos verticais do maciço de resíduos

Os resultados do monitoramento dos deslocamentos verticais nos marcos superficiais instalados no aterro sanitário de pequeno porte, estão apresentados na Figura 3, sendo possível observar claramente os mecanismos de compressibilidade de resíduos sólidos descritos por Sowers (1973) e a curva teórica de compressão destes apresentados no trabalho de Carvalho *et al.* (2000).

A deformação vertical do aterro sanitário de pequeno porte em relação à altura inicial de resíduos variou entre 3.4% e 7.8%. Em média, o deslocamento vertical final obtido foi de 0.118m. Isto representa um recalque de 5% em relação a altura do aterro. Gandolla, *et al.* (1994), Santos (1994) descrevem que os recalques podem atingir cerca de 25% a 30% da altura teórica do aterro, após a vida útil do aterro. Teixeira e Pinheiro (2018) apresentam uma deformação entre 12.6% e 24.2% para o Aterro Sanitário do município de Minas do Leão, Brasil e de 11.0% e 16.6% para o Aterro Sanitário do município de São Leopoldo, Brasil. Já Hadinata *et al.* (2018) relatam os um recalque diferencial de 10% a 17% em relação a altura do aterro estudado. Park & Lee (2002) aplicaram o modelo biológico para previsão de recalques de longo prazo em dados obtidos no monitoramento de recalques em sete lisímetros e aterros sanitários de diversas idades. Os autores dividiram os aterros em três grupos: novos (poucos anos de operação), idade média (aproximadamente 10 anos) e velhos (até 25 anos).

Os resultados obtidos mostraram que a estimativa da deformação biológica para os aterros novos foi estimada entre 11% e 25%, sendo que o recalque completo se dará entre 10 a 20 anos. Para os aterros com idade entre 2 e 10 anos, a quantidade total de deformação biológica é maior dependendo da idade do aterro, sendo que o recalque de longo prazo raramente é completado com a idade inferior a 20 anos.



**Figura 3.** Monitoramento dos recalques diferenciais nos marcros superficiais instalados no aterro sanitário de pequeno porte.

Cabe ressaltar que essas pesquisas estudaram aterros sanitários de médio e grande porte. Assim, as divergências entre estes valores podem estar relacionadas também ao porte do aterro. Contudo, sabe-se que outros fatores, como a heterogeneidade dos resíduos, processos de biodegradação e compressibilidade individual de cada tipo de material, também influenciam diretamente nos recalques.

Avaliando cada marco superficial monitorado, é possível verificar que o ponto que apresentou maior recalque foi o P3, com 0.195 m de recalque total e taxa de deformação média de 0.44 mm/dia. O menor recalque foi no P5, que apresentou 0.084 m de recalque, com taxa de deformação média de 0.19 mm/dia.

Estes índices foram diferentes das taxas apresentadas por Dai-Prá (2018) e Teixeira e Pinheiro (2018), justificado novamente pelo porte do aterro. Dai-Prá (2018) apresentou velocidades de deslocamentos verticais na ordem de 0.2 mm/dia a 3.5 mm/dia para o aterro sanitário do município de São Leopoldo, Brasil. Teixeira e Pinheiro (2018), encontraram recalques diferenciais na faixa de 2.30 m até 3.95 m para o Aterro Sanitário do município de Minas do Leão, Brasil. As velocidades de deslocamentos foram na ordem de 3.5 mm/dia até 7.0 mm/dia. Para o Aterro Sanitário de São Leopoldo, estes últimos autores determinaram recalques diferenciais variando entre 0.68 m e 2.36 m, com velocidade de deslocamento variando entre 0.68 mm/dia até 2.36 mm/dia.

### Definição dos Modelos de Previsão de Recalques

#### **a) Correlações Estatísticas**

Efetou-se a correlação dos dados medidos de recalques como variável dependente, com os demais parâmetros obtidos, como variáveis independentes, estando estas apresentadas na Tabela 3 a seguir. Conforme Field (2009), o coeficiente de correlação é uma medida do tamanho de um efeito. Assim, valores de  $\pm 0.1$  representam um efeito pequeno,  $\pm 0.3$  representa um efeito médio e  $\pm 0.5$ , um efeito grande.

**Tabela 3.** Correlações estatísticas, recalques como variável dependente.

Parâmetro	Coeficientes de Correlações		
	tau_b de Kendall	Spearman	Pearson
DQO	-0.604**	-0.781**	-0.80403
SSV	-0.566**	-0.722**	-0.67563
SST	-0.614**	-0.795**	-0.73057
ST	-0.787**	-0.936**	-0.86097
Cr	-0.594**	-0.728**	-0.66319
Fe	-0.548**	-0.693**	-0.72854
Zn	-0.423**	-0.554**	-0.52659
Cd	0.188	0.184	-0.10786
Pb	-0.405**	-0.569**	-0.58175
Tempo	0.921**	0.982**	0.85931
pH	-0.019	-0.060	0.056355
P	-0.472**	-0.624**	-0.32198
NT	-0.460**	-0.654**	-0.53021
NA	-0.367**	-0.533**	-0.52525
Contagem de microrganismos/100mL	-0.526**	-0.718**	-0.62584
Precipitação	-0.140	-0.194	-0.25557
Temperatura máx.	0.051	0.055	0.13879
Temperatura mín.	0.002	-0.016	0.035111
Temperatura méd.	-0.010	-0.020	0.092327
DQO/NT	-0.538**	-0.691**	-0.74391
NT/P	0.231*	0.331*	0.1608
DQO/SSV	-0.152	-0.192	-0.46968

\*\* A correlação é significativa no nível 0.01 (2 extremidades); \* A correlação é significativa no nível 0.05 (2 extremidades).

A análise da Tabela 3 permite observar correlações com forte efeito para DQO e série de sólidos. A hipótese de que há relação entre a compressão dos RSU e o decaimento dos níveis de matéria orgânica e sólidos presentes no lixiviado ao longo do tempo de monitoramento, foi confirmada por esta análise estatística.

Já as fortes correlações com os metais pesados, representam a elevada mobilidade destes parâmetros no meio. As variações de pH e a presença de elementos oxidantes no lixiviado são fatores que interferem nestas concentrações. Por outro lado, como os metais apresentaram concentrações muito pequenas, qualquer variação mínima pode apresentar uma diferença estatística significativa. E este fato, também justifica as altas correlações.

### **b) Determinação dos Modelos de Regressão Linear Múltipla**

Com base nas correlações estatísticas, definiu-se as potenciais variáveis independentes do modelo de regressão linear. Como variável dependente utilizou-se a medição de recalque executada em campo. Considerou-se todos os marcos superficiais na análise de correlação e, para elaboração do modelo, utilizou-se a média aritmética dos valores medidos nestes marcos.

Foram gerados dois modelos de previsão. A Equação 1 apresenta o primeiro destes e a Tabela 4 mostra as variáveis estatísticas do modelo desenvolvido.

$$S = 0.856 + 0.019\text{Log}_{10}(A) - 0.150\text{Log}_{10}(B) + 0.109\text{Log}_{10}(C) - 0.132\text{Log}_{10}(D) \quad (01)$$

Onde: "S" é o Recalque; "A" é o Tempo; "B" é a quantidade de Sólidos Suspensos Totais; "C" é a concentração de Cromo e "D" é a concentração de Ferro.

Pode-se observar na Tabela 4 que 94.1% da variável dependente "Recalque" é explicada pelo Modelo de Regressão gerado. O Teste ANOVA demonstra que o modelo ajustado é significativo ao nível de 5%, o que explica o recalque a partir das variáveis utilizadas. Através da planilha de coeficientes confirma-se a significância de todas as variáveis na equação, pois estas apresentam confiança ao nível de 5%.

Embora o Modelo de Regressão seja representativo da compressão dos RSU enterrados no aterro sanitário de pequeno porte em Presidente Lucena, a determinação da presença de metais no lixiviado necessita de equipamentos especiais. A nível nacional, para uma Prefeitura Municipal pequena, os custos analíticos são representativos, tornando inviável este acompanhamento geotécnico. Com isso, elaborou-se outro modelo de previsão que adota parâmetros usuais para monitoramento de lixiviados de aterros sanitários. A Equação 2 apresenta este modelo e a Tabela 5 mostra as variáveis estatísticas do modelo desenvolvido.



$$S = 0.312 - 0.052\text{Log}_{10}(A) - 0.042\text{Log}_{10}(B) \quad (02)$$

Onde: "S" é o Recalque; "A" é a concentração de DQO e "B" é quantidade de sólidos suspensos voláteis.

**Tabela 4.** Parâmetros estatísticos do Modelo de Regressão Linear - Modelo 1

Resumo do Modelo 01						
Modelo		R	R Quadrado	R Quadrado Ajustado	Erro padrão da Estimativa	
1		0.973	0.947	0.941	0.00950	
ª Preditores: (Constante), Fe, Cr, ST, Tempo						
ANOVAª						
Modelo		Soma dos Quadrados	df	Quadrado Médio	Z	Sig.
1	Regressão	0.062	4	0.016	172.793	0.000b
	Resíduo	0.004	39	0.000		
	Total	0.066	43			
Coeficientesª						
Modelo		Coeficientes não Padronizados		Coeficientes Padronizados	t	Sig.
		B	Erro Padrão	Beta		
1	(constante)	0.856	0.079		10.861	0.000
	Tempo	0.019	0.006	0.258	2.999	0.005
	ST	-0.150	0.013	-0.910	-11.281	0.000
	Cr	0.109	0.021	0.426	5.265	0.000
	Fe	-0.132	0.026	-0.307	-5.052	0.000

a. Variável Dependente: Real; b. Preditores: (Constante), Fe, Cr, ST, Tempo

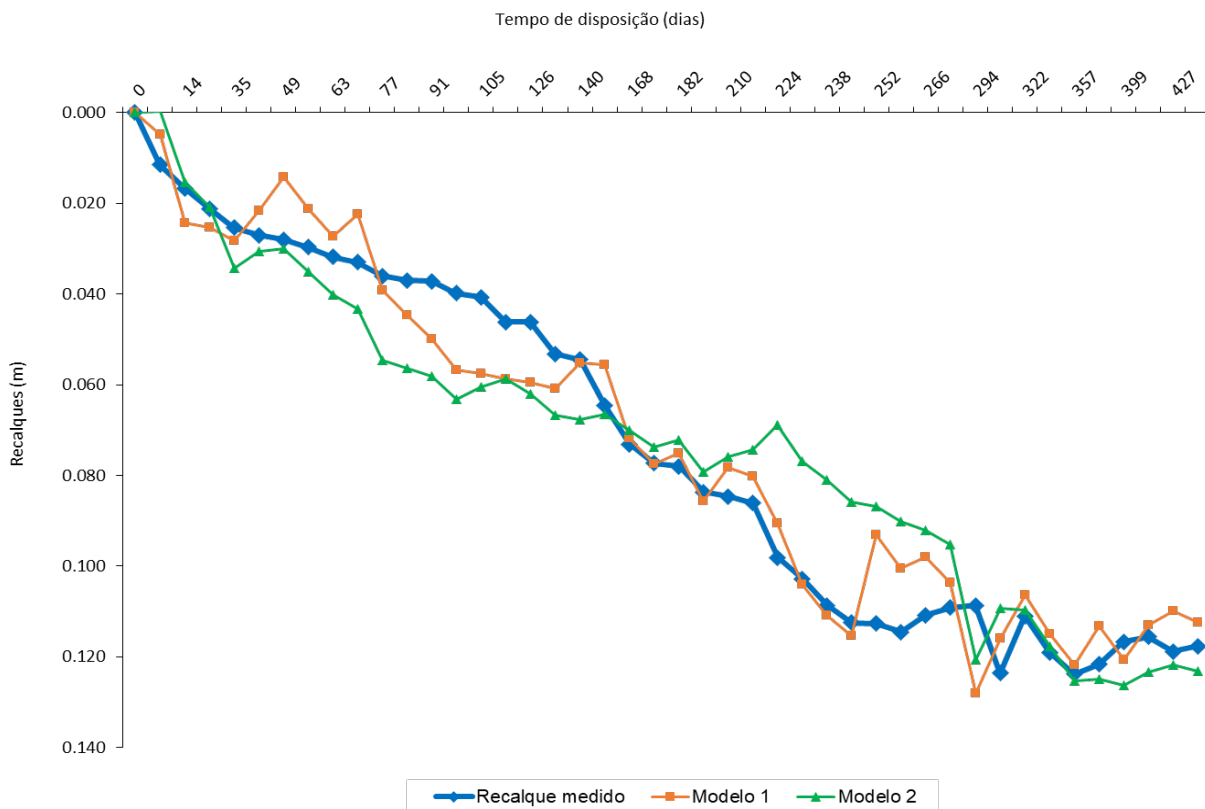
**Tabela 5.** Parâmetros estatísticos do Modelo de Regressão Linear - Modelo 2

Resumo do Modelo						
Modelo		R	R Quadrado	R Quadrado Ajustado	Erro padrão da Estimativa	
2		0.844ª	0.712	0.698	0.02152	
ª Preditores: (Constante), SSV, DQO						
ANOVAª						
Modelo		Soma dos Quadrados	df	Quadrado Médio	Z	Sig.
2	Regressão	0.047	2	0.023	50.689	0.000b
	Resíduo	0.019	41	0.000		
	Total	0.066	43			
Coeficientesª						
Modelo		Coeficientes não Padronizados		Coeficientes Padronizado	t	Sig.
		B	Erro Padrão	Beta		
2	(Constante)	0.312	0.025		12.640	0.000
	DQO	-0.052	0.009	-0.622	-6.050	0.000
	SSV	-0.042	0.014	-0.314	-3.049	0.004

a. Variável Dependente: Real; b. Preditores: (Constante), SSV, DQO

### c) Comparação entre os Modelos de Previsão gerados

A Figura 4 apresenta a curva do recalque diferencial médio, medido em campo; e as curvas geradas a partir da aplicação dos Modelos de Previsão 1 e 2 desenvolvidos por esta pesquisa.



**Figura 4.** Curvas de compressão de resíduos sólidos a partir do monitoramento em campo e aplicação dos modelos de previsão desenvolvidos.

Percebe-se na Figura 4 que o Modelo 1 está melhor ajustado a curva de recalques obtida com os dados de medições *in loco* em comparação ao Modelo 2. Isto é explicado pela presença, no Modelo 2, dos parâmetros DQO e SSV. As concentrações destes variam muito ao longo do processo de degradação anaeróbia que ocorre no Aterro Sanitário, até sua estabilização.

Em conformidade com a curva teórica de compressão de resíduos sólidos apresentado por Carvalho *et al.* (2000), uma melhor estabilização da matéria orgânica que interfere na compressibilidade dos RSU, ocorre após o primeiro ano de aterramento. Até esta etapa, é

esperada elevada variabilidade da curva de recalques em função da degradação e da presença de gases e líquidos em deslocamento no maciço. Estes fatores, então, justificam as variações apresentadas na Figura 4, Modelo 2.

Os Modelos 1 e 2 apresentaram diferença no valor final de recalque de 4.43% e 2.35%, respectivamente. Para este aterro sanitário de pequeno porte também foram calculados a variância do erro e o erro quadrático médio, sendo que quanto menor a variância menor a dispersão do erro, indicando o melhor modelo.

O Modelo 1 obteve-se variância de 0.0000824m e desvio de 0.00143531m. Já o Modelo 2 tem variância de 0.000446 m e desvio de 0.00326 m em relação à média dos recalques medidos em cada ponto.

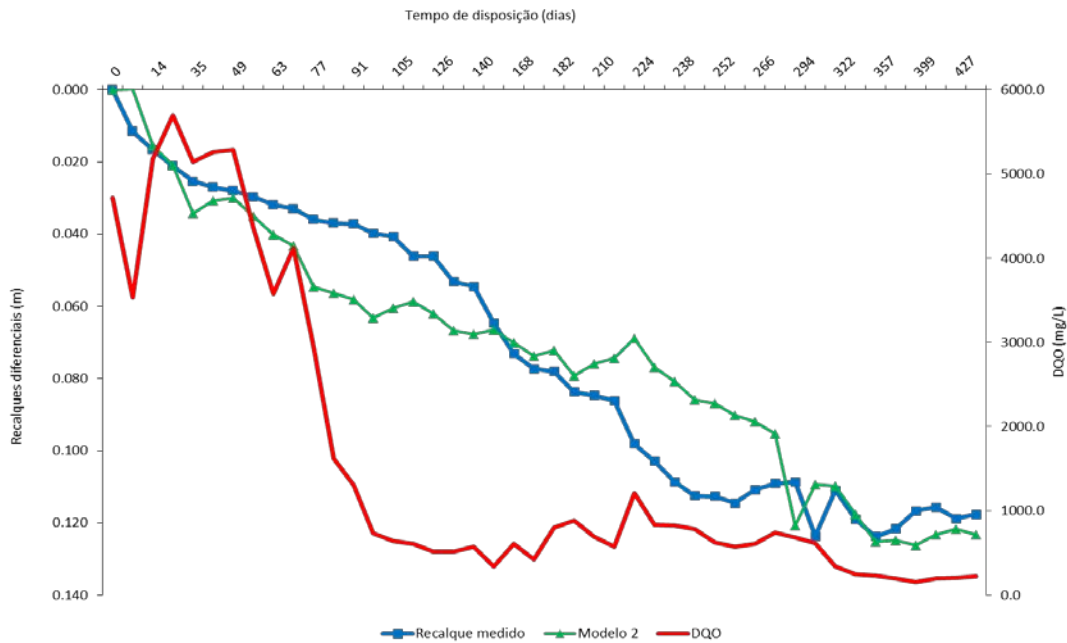
Na comparação dos resultados obtidos em cada ponto através da média, o Modelo 1 obteve variância entre 0.00017 e 0.00228 e erro entre 0.00754 e 0.00207, sendo o menor no P6 e maior no P3, enquanto o Modelo 2 apresentou variância no intervalo de 0.00041 e 0.0021 e erro de 0.00311 e 0.00833, representando nos pontos 4 e 3, respectivamente.

Contudo, devido as variáveis independentes utilizadas para o desenvolvimento do Modelo 2 representarem parâmetros usuais de monitoramento analítico dos lixiviados nacionais, este modelo possui maior potencial de ser utilizado.

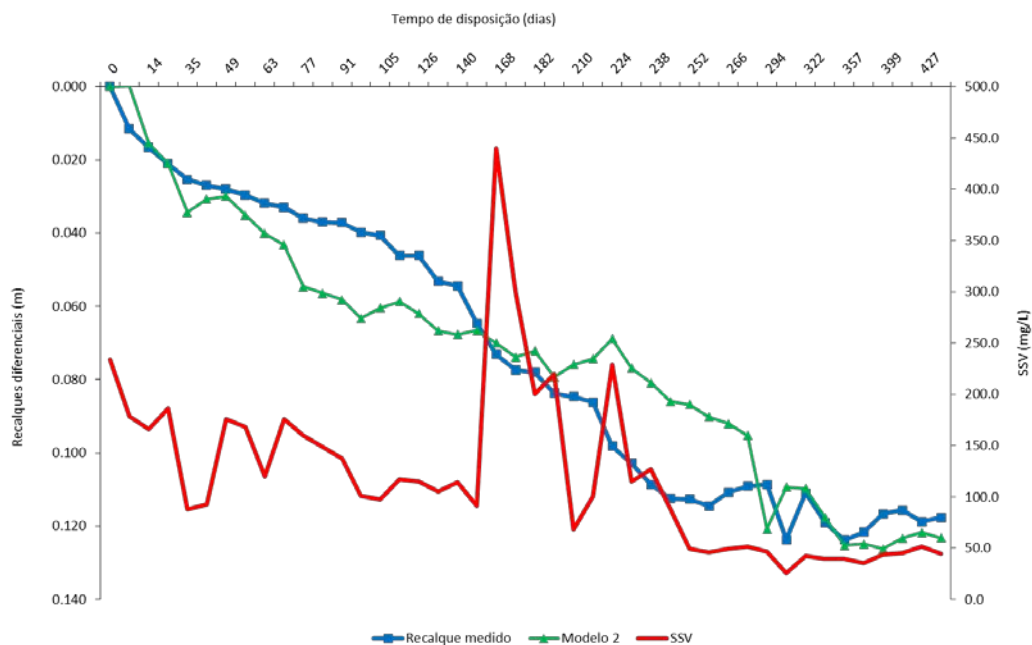
Cabe aqui uma análise da relação recalques diferenciais e a degradação da matéria orgânica. Em decorrência do tempo de aterramento dos resíduos, em diferentes células e com diversas idades de aterramento, é habitual que o aterro esteja em fases de degradação distintas. (Kjeldsen *et al.*, 2002).

Quando ocorre a degradação biológica da fração orgânica dos RSU, ocorre também a perda de massa e a criação de vazios entre os sólidos. Neste momento, as propriedades físicas e mecânicas do maciço mudam (densidade, compressibilidade, força de cisalhamento). Em decorrência da ação dos microorganismos, ocorre a geração de gases e líquidos, que servem como substrato. Todas estas características são interdependentes e destaca-se aqui a importância do estudo de recalques juntamente com a degradação dos RSU, a fim de avaliar o comportamento do aterro, sua possível ampliação de vida útil e potenciais usos após o encerramento (Fei; Zekkos; Raskin, 2014; Al-Yaqout; Hamoda, 2007).

Esta correlação é claramente percebida nas Figura 5 e 6, as quais apresentam os gráficos, em relação ao tempo de monitoramento, dos recalques medidos *versus* Modelo 2 *versus* concentrações de DQO e SSV.



**Figura 5.** Curvas de compressão de resíduos sólidos a partir do monitoramento em campo, aplicação do Modelo 2 desenvolvido e a concentração de DQO do lixiviado.



**Figura 6.** Curvas de compressão de resíduos sólidos a partir do monitoramento em campo, aplicação do Modelo 2 desenvolvido e a concentração de SSV do lixiviado.

## Conclusões

Nesta pesquisa, um aterro sanitário de pequeno porte foi projetado, construído e monitorado por 441 dias. Os resultados das concentrações físico-químicas e biológicas do lixiviado gerado mostraram variabilidades e elevadas concentrações de contaminantes, típicas do efluente estudado. Devido suas características de operação e por se tratar de um aterro menor, verificou-se menores concentrações de matéria orgânica e nitrogenada no lixiviado estudado em comparação a outras pesquisas.

O monitoramento de recalques diferenciais do maciço mostrou adequação a curva teórica de compressão de RSU sugerida pela literatura. Após 441 dias de monitoramento obteve-se um deslocamento vertical total de 0.118m; representando um recalque diferencial entre 3.4% e 7.8% em relação a altura inicial do aterro sanitário. A velocidade de deformação vertical variou entre 0.19mm/dia e 0.44mm/dia.

Os Modelos de Regressão Múltipla desenvolvidos para previsão de recalques diferenciais no aterro sanitário de pequeno porte estudado mostraram-se adequados estatisticamente. A variância do Modelo 1 foi calculada em 0.000824m, com um desvio de 0.00143531m em relação à média dos recalques medidos em cada ponto. Já o Modelo 2 apresentou uma variância de 0.000446 m e um desvio de 0.00326 m.

Por fim, devido as variáveis independentes utilizadas para o desenvolvimento do Modelo 2 representarem parâmetros usuais de monitoramento analítico dos lixiviados nacionais, este modelo possui maior potencial de ser utilizado. Para este caso, 69.8% da variável dependente “Recalque” é explicada pelo Modelo de Regressão gerado, considerando um nível de confiança de 5% ( $p < 0.05$ ).

## Agradecimentos

*Agradecemos aos financiadores do projeto, FINEP, CNPq, CEF e UNISINOS, e à prefeitura de Presidente Lucena.*

## Referências bibliográficas

- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. (2010) *NBR 15849: Resíduos sólidos urbanos – Aterros sanitários de pequeno porte – Diretrizes para localização, projeto, implantação, operação e encerramento*. 24 pp. Rio de Janeiro: ABNT.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. (2004a) *NBR 10004: Resíduos Sólidos - Classificação*. 25p. Rio de Janeiro: ABNT.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. (2004b) *NBR 10007: Amostragem de Resíduos Sólidos*. 25p. Rio de Janeiro: ABNT.

- Alcântara, P. B. (2007) *Avaliação da influência da composição de resíduos sólidos urbanos no comportamento de aterros simulados*. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Recife, 366 pp.
- Alberte, E., Carneiro, A., Kan, L. (2005) Recuperação de áreas degradadas por disposição de resíduos sólidos urbanos. *Diálogos & Ciência – Revista Eletrônica da Faculdade de Tecnologia e Ciências de Feira de Santana*, **3**(5), 1-15.
- APHA, AWWA, WEF. (2017) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 23rd.: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. Washington, DC. 1496 pp.
- Al-Yaqout, A. F.; Hamoda, M. F. (2007) Movement of unlined landfill under preloading surcharge. *Waste Management*, **27**(3), 448–458.
- Babu, G.L., Reddy, K.R., Chouskey, S.K., Kulkarni, H. (2010) Prediction of long-term municipal solid waste landfill settlement using constitutive model. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, **14**(2), 139-150.
- Barlaz, M. A., Bareither, C. A., Hossain, A., Saquing, J., Mezzari, I., Benson, C., Tolaymat, T. M., Yazdani, R. (2010) Performance of North American Bioreactor Landfills. II: Chemical and Biological Characteristics. *Journal of Environmental Engineering*, **136**(8), 839–85.
- Barlaz, M. A., Staley, B. F., de Los Reys, F. L. (2010) Anaerobic Biodegradation of Solid Waste. In: MITCHELL, R.; GU, J.-D. (Eds.). *Environmental Microbiology*. 2nd. ed. Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons, Inc.
- Barlaz, M., Ham, R. K. (1993) Leachate and gas generation. In: DANIEL, D. E. (Ed.). *Geotechnical Practice for Waste Disposal*. 1st. ed. London: Chapman & Hall, 683 pp.
- Bjarngard, A., Edgers, L. (1990) Settlement of municipal solid waste landfills. *Proc. 13th Annual Madison Waste Conference*, Madison, 192-205.
- Brasil (2010) *Lei nº. 12.305 de 02 de agosto de 2010*. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, DF. Presidência da República, 2010. Acesso em: 01 de julho de 2019. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=636>
- Brasil (2020) *Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2019*. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Brasília: SNS/MDR, 2020. 246 pp. Disponível em: [http://www.snis.gov.br/downloads/diagnosticos/rs/2019/Diagnostico\\_RS2019.pdf](http://www.snis.gov.br/downloads/diagnosticos/rs/2019/Diagnostico_RS2019.pdf)
- Bowders, J., Bouazza, M., Loehr, E., Russel, M. (2000) Settlement of Municipal Solid Waste Landfills. *Proc. 4th Kansai Int'l Geotechnical Forum*, IAS, Anais. Kyoto, Japão.
- Carvalho, M.F., Vilar, O.M., Kaimoto, L.S.A. (2000) Estudo da compressibilidade de resíduos sólidos urbanos. *Solos e Rochas*, **23**(1), 3-19.
- Chen, Y. M., Zhan, Tony L. T., Wei, H. Y., Ke, H. (2009) Aging and compressibility of municipal solid wastes. *Waste Management*, **29**(1), 86–95.
- Dai-Prá, L. B. (2018) *Desenvolvimento e aplicação de um modelo de predição de recalques no aterro sanitário da CRVR–Unidade de São Leopoldo/RS*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Unisinos, São Leopoldo. 126 pp.
- Datta, S., Ering, P., Babu, G. L. S. (2016) Reliability analysis of municipal solid waste landfill settlements. *Japanese Geotechnical Society Special Publication*, **2**(52), 1818–1823.
- Denardin, G. P. (2013) *Estudo dos recalques do aterro sanitário da Central de Resíduos do Recreio – Minas do Leão/RS*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). Santa Maria.
- Downing, D., Clark, J. (2011) *Estatística Aplicada*. 3. ed. São Paulo: Saraiva, 351 pp.
- Farquhar, g. J., rovers, f. A. (1973) Gas production during refuse decomposition. *Water, Air, & Soil Pollution*, **2**(4), 483–495.
- Fei, X., Zekkos, D., Raskin, L. (2014) An experimental setup for simultaneous physical, geotechnical, and biochemical characterization of municipal solid waste undergoing biodegradation in the laboratory. *Geotechnical Testing Journal*, **37**(1), 1-12. <https://doi.org/10.1520/GTJ20130084>



- Field, A. (2009) *Descobrimdo a estatística usando o SPSS*. Tradução Lorí Viali. 2.ed. – Dados eletrônicos. Porto Alegre: Artmed.
- Kjeldsen, P., Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Baun, A., Ledin, A., Christensen, T. H. (2002) Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, **32**(4), 297–336.
- Gandola, M., Dugnani, L., Bressi, G., Acaia, C. (1994) A Determinação dos Efeitos do Recalque sobre os Depósitos de Lixo Sólido Municipal. *Anais do Simpósio Internacional de Destinação do Lixo*, Salvador, Bahia, 191-211.
- Gibson, R.E., Lo, K.Y. (1961) A theory of soils exhibiting secondary compression. *Acta Polytechnica Scandinavica*, **C10**(296), 1-15.
- Gianotti, R. C. (2011) *Estatística*. 1. ed. São Leopoldo: Editora Unisinos. 122 pp.
- Gomes, L. P., Caetano, M. O. (2010). Municipal Solid Waste Sanitary Landfill Compressibility: Study with Linear Regression Application. *Soils and Rocks*, **33**(3), 145-157.
- Gomes, L. P., Caetano, M. O., Miranda, L. A. S. (2014) Amoniacal Nitrogen Removal from Sanitary Landfill Leachate by Stripping Process Using a Baffled Reactor. *Revista Aidis de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*, **7**(1), 19-32.
- Gourc, J. P., Arif, N., Olivier, F. (2007) Long Term Settlement of Domestic Waste in Landfill: Ispm Method. *Proc. 18th French Congress of Mechanics*, Anais eletrônicos, 27–31.
- Gourc, J. P., Staub, M. J., Conte, M. (2010) Decoupling MSW settlement into mechanical and biochemical processes – Modelling and validation on large-scale setups. *Waste Management*, **30**(8-9), 1556-1568.
- Hadinata, F., Damanhuri, E., Rahardyan, B., Widyarsana, I. M. W. (2018) Identification of initial settlement of municipal solid waste layers in Indonesian landfill. *Waste Management & Research*, **36**, 737–743.
- Huang, Y., G. Fan. (2016) Engineering geological analysis of municipal solid waste landfill stability. *Nat. Hazard*, **84**(1), 93–107.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2017) *Presidente Lucena*. Acesso em 27 de junho de 2019. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rs/presidente-lucena/panorama>
- Lange, L. C., Amaral, M. C. S. (2009) Geração e Características do Lixiviado. In: GOMES, L. P. (Coord.). *Resíduos Sólidos: Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras*. 1. ed. Rio de Janeiro: ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 26–59.
- Ling, H. I., Leshchinsky, D., Mohri, Y., Kawabata, T. (1998) Estimation of municipal solid waste landfill settlement. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, **124**(1), 21-28.
- Lü, X., Xue, D., Chen, Q., Zhai, X., Huang, M. (2019) Centrifuge model test and limit equilibrium analysis of the stability of municipal solid waste slopes. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment*, **78**(4), 3011-3021.
- Marques, A. C. M., Filz, G. M., Vilar, O. M. (2003) Composite Compressibility Model for Municipal Solid Waste. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, **129**(4), 372-378.
- Melo, M.C. (2003) *Uma análise de recalques associada a biodegradação no aterro de resíduos sólidos da Muribeca*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco. 127pp.
- Naveen, B. P., Mahapatra, D. M., Sitharam, T. G., Sivapullaiah, P. V., Ramachandra, T. V. (2017) Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate. *Environmental Pollution*, **220**, 1-12.
- Park, Hyun I., Lee, Seung R. (2002) Long-term settlement behavior of MSW landfills with various fill ages. *Waste Management & Research*, **20**, 259-268.
- Palma, J.H. (1995) *Comportamiento geotécnico de vertederos controlados de residuos sólidos urbanos*. Tese (Doutorado) – Universidade de Cantábria, Santander, Espana. 294 pp.