

Influência de indicadores físico-químicos na biodegradação e na fitotoxicidade de resíduos sólidos orgânicos

Influence of physicochemical indicators on biodegradation and phytotoxicity of organic solid wastes




- **Data de entrada:**
05/05/2020
- **Data de aprovação:**
06/01/2021

Elisângela Maria da Silva^{1*} | Alessandra Santos Silva² | Naiara Angelo Gomes¹ | Márcio Camargo de Melo¹ | Veruschka Escarião Dessoles Monteiro¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2022.037>

ORCID ID

Silva MS  <https://orcid.org/0000-0002-6572-1699>
Silva AS  <https://orcid.org/0000-0003-2432-9508>

Gomes NA  <https://orcid.org/0000-0001-6277-2522>
Melo MC  <https://orcid.org/0000-0001-6215-8100>
Monteiro VED  <https://orcid.org/0000-0002-7714-5692>

Resumo

Os indicadores físico-químicos são importantes como meio para analisar o comportamento dos resíduos orgânicos, em especial os processos degradativos e a toxicidade a estes associada. Neste estudo, objetivou-se avaliar a influência de indicadores físico-químicos no processo de biodegradação e na fitotoxicidade de sementes de tomate (*Solanum lycopersicum*). Para isso, construiu-se um biorreator, em escala de bancada, em tubo de PVC, com volume de 0,03 m³, 1,0 m de altura e 0,20 m de diâmetro. Fez-se o seu preenchimento com resíduos sólidos orgânicos provenientes do restaurante de uma instituição de ensino, localizada na cidade Campina Grande, Paraíba, Brasil. O biorreator foi mantido em condições anaeróbias, sendo monitorado durante 355 dias por meio das análises de pH, alcalinidade total, nitrogênio amoniacal total, concentrações de metano e de testes de fitotoxicidade. Os resultados indicaram que os valores do pH e da alcalinidade total variaram ao longo do tempo, apresentando valores médios de 6,8±0,9 e 4957±1036 mgCaCO₃.L⁻¹, respectivamente. Os teores de nitrogênio amoniacal total foram de 1257±473 mgN.L⁻¹. As concentrações de metano variaram de 0 a 58% durante o período estudado. Na avaliação da fitotoxicidade, constatou-se que as porcentagens dos índices de germinação (131,1±93,6%) foram maiores que os índices de crescimento (61,9±20,8%), no decorrer do tempo avaliado. Conclui-se que os indicadores físico-químicos analisados não conferiram toxicidade ao processo biodegradativo dos resíduos orgânicos, uma vez que as concentrações de metano atingiram valores próximos a 60%. Além disso, as condições avaliadas não interferiram na fitotoxicidade das sementes de tomate.

Palavras-chave: Bioindicador. Biogás. Processos Degradativos. Toxicidade.

Abstract

*Physicochemical indicators are important as a means to analyse the behaviour of organic waste, especially the degradative processes and their associated toxicity. This study aimed to assess the influence of physicochemical indicators on the biodegradation process and on the phytotoxicity of tomato seeds (*Solanum Lycopersicum*). For this purpose, a bioreactor was built, in bench-scale, in a PVC tube with a volume of 0.03 m³, 1.0 m in height and*

¹ Universidade Federal de Campina Grande - UFCG - Campina Grande - Paraíba - Brasil.

² Instituto Federal de Educação do Maranhão - IFMA - Pinheiro - Maranhão - Brasil.

* **Autora correspondente:** elisa_maria18@hotmail.com.

0.20 m in diameter. It was filled with organic solid waste from a restaurant of an educational institution located in the city of Campina Grande, Paraíba, Brazil. The bioreactor was maintained under anaerobic conditions and monitored for 355 days by pH analysis, total alkalinity, total ammonia nitrogen, methane concentrations and with the use of phytotoxicity tests. The results indicated that the pH and total alkalinity values varied over the established period, presenting average values of 6.8 ± 0.9 and $4957 \pm 1036 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, respectively. The total ammonia nitrogen concentration was of $1257 \pm 473 \text{ mgN} \cdot \text{L}^{-1}$. Methane concentrations ranged from 0 to 58% during the period of study. In the phytotoxicity evaluation, it was found that the percentages of germination indices ($131.1 \pm 93.6\%$) were higher than the growth indices ($61.9 \pm 20.8\%$) over the evaluated time. The conclusion was that the physicochemical indicators analysed did not present toxicity to the biodegradative process of organic waste, since the concentrations of methane reached values close to 60%. In addition, the conditions evaluated did not influence the phytotoxicity of tomato seeds.

Keywords: Bioindicator. Biogas. Degrading Processes. Toxicity.

1 INTRODUÇÃO

A degradação de compostos orgânicos nos resíduos sólidos ocorre em função de mecanismos biológicos e físico-químicos, catalisados pela água presente nos resíduos, assim como pelas águas de infiltração ou de recirculação. Dessa forma, ao serem degradados, os resíduos sólidos são convertidos em substâncias mais estáveis, por meio da atuação de organismos decompositores, tais como: bactérias, arqueas metanogênicas, fungos e protozoários (CASTILHOS Jr, 2003).

A degradação dos Resíduos Sólidos Orgânicos (RSO) em biorreatores é realizada, principalmente, por via anaeróbia, sendo gerados subprodutos como gases e lixiviado com elevadas concentrações de compostos de nitrogênio, especialmente, o Nitrogênio Amoniacal Total (NAT). O NAT constitui-se no somatório da amônia livre ou não-ionizada (N-NH_3) e amônia ionizada (N-NH_4) (REIS e MENDONÇA, 2009).

Em processos de digestão anaeróbia, a amônia na forma livre atua como um dos principais fatores inibitórios da degradação, visto que, dependendo de suas concentrações, pode apresentar toxicidade às populações microbianas, em especial às arqueas metanogênicas, além de efeitos tóxicos em organismos aquáticos e em

espécies vegetais (EL-SALAM e ABU-ZUID, 2015; SANT'ANNA et al., 2010).

Contudo, o nível de toxicidade desse indicador varia em função do pH. Quanto mais baixo for o pH, mais hidróxido de amônio (NH_4OH) é neutralizado, e menor é a toxicidade da amônia livre. Ao contrário, quanto mais alto for o pH, maior a capacidade de contaminação da amônia. Elevações do pH ou da temperatura contribuem para o aumento dos teores de NH_3 no meio (REIS e MENDONÇA, 2009).

De acordo com Von Sperling (2014), para valores de pH menores que 8, todo o nitrogênio amoniacal encontra-se na forma do íon amônio (NH_4^+), não tóxica. Já para pH em torno de 9,2, aproximadamente 50% do nitrogênio amoniacal está na forma de amônia gasosa (NH_3), tóxica, e 50% na forma de NH_4^+ e, para valores de pH maiores que 11, praticamente todo o nitrogênio amoniacal está na forma de NH_3 .

Uma forma de estimar a toxicidade de espécies vegetais em resíduos sólidos é por meio de testes de fitotoxicidade. Esses ensaios objetivam avaliar os danos causados pelas combinações tóxicas presentes nos resíduos sólidos urbanos (GRYZAK et al. 2018). Além disso, são com-

plementares aos ensaios físico-químicos e microbiológicos convencionalmente utilizados em laboratórios. Dessa forma, vários tipos de sementes de espécies de plantas vêm sendo utilizadas em bioensaios, com finalidade de verificar o potencial tóxico de substâncias químicas, agindo individualmente ou em combinação.

De maneira geral, estudos desenvolvidos com resíduos sólidos urbanos coletados em aterros sanitários e em células experimentais utilizaram sementes como organismos-teste para avaliação da toxicidade desse ambiente. Algumas dessas espécies são: tomate (*Solanum lycopersicum*), repolho (*Brassica oleraceae*), alface (*Lactuca sativa*), quiabo (*Abelmoschus esculentus*), cebola (*Allium cepa*), entre outros (BUDI et al., 2016; COLOMBO et al., 2019; FERREIRA Jr. et al., 2015; RODRIGUES et al., 2013; SILVA, 2016; SILVA, 2015; SILVA et al., 2015; TIQUIA, TAM e HODGKISS, 1996).

Diante desse contexto, verifica-se que há vários estudos que avaliaram a toxicidade de resíduos sólidos urbanos utilizando como organismos-teste espécies vegetais variadas. Apesar disso, estudos que avaliem a fitotoxicidade de resíduos sólidos orgânicos gerados em restaurantes de escolas, por meio do uso de biorreatores em escala de bancada, embora sejam vantajosos, em função do baixo custo e do fácil controle de suas variáveis, ainda são pouco investigados.

Nesse sentido, este trabalho propõe avaliar a influência de indicadores físico-químicos como o potencial Hidrogeniônico (pH), a Alcalinidade Total (AT) e o Nitrogênio Amoniacal Total (NAT) no processo de biodegradação de RSO, assim como a influência desses indicadores na fitotoxicidade em sementes de *Solanum lycopersicum*. Tais resultados visam contribuir com o desenvolvimen-

to técnico e científico para indicar tecnologias adequadas de tratamento dos resíduos sólidos urbanos, especialmente dos Resíduos Sólidos Orgânicos (RSO). Além disso, avaliar o comportamento dos resíduos quanto a aspectos físicos, químicos e de fitotoxicidade, contribuindo para a proteção do meio ambiente e da saúde da população.

2 METODOLOGIA

As etapas metodológicas realizadas nesta pesquisa consistiram em: (i) Descrição do aparato experimental; (ii) Preenchimento do biorreator; (iii) Monitoramento físico-químico, fitotoxicológico e das concentrações de metano (CH₄) dos RSO presentes no biorreator; e (iv) Análise estatística dos dados obtidos.

2.1 Sistema experimental

O sistema experimental consiste em um biorreator em escala de bancada e foi instalado na Universidade Federal de Campina Grande (UFCG) campus sede, no Laboratório de Geotecnia Ambiental (LGA/UFCG). Sua confecção se deu a partir da utilização de um tubo de Policloreto de Vinila (PVC), com volume de aproximadamente 0,03m³ e dimensões de 1,0m e 0,20m de altura e diâmetro interno, respectivamente. O biorreator foi instrumentado com manômetro, termopares para a medição de temperatura, válvula de segurança, torneira de liberação de biogás, registro de coleta e aberturas de saída, para possibilitar o monitoramento e estudo do comportamento dos RSO ao longo do tempo. A Fig. 1 ilustra o desenho esquemático do biorreator com destaque para seus componentes.

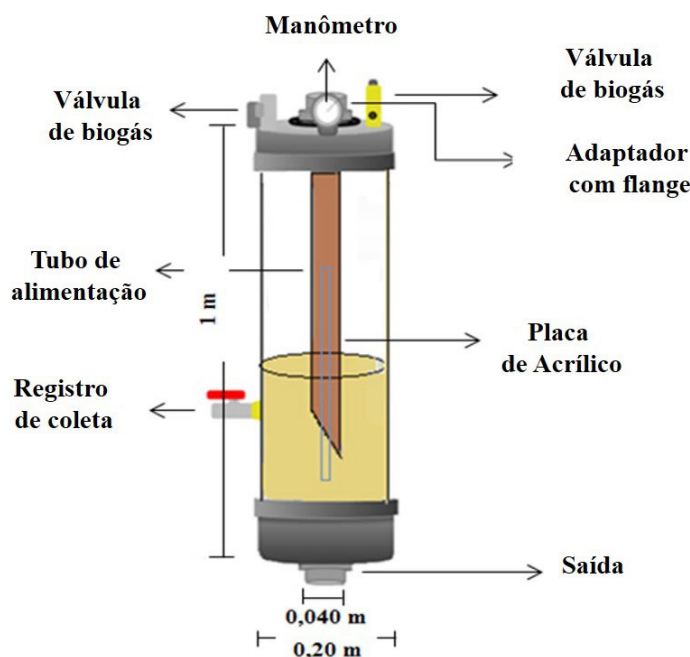


Figura 1 - Desenho esquemático do biorreator de bancada utilizado na pesquisa

2.2 Preenchimento do biorreator

Os RSO utilizados no preenchimento do biorreator (Fig. 1) foram coletados no restaurante da Escola Cidadã Integral Severino Cabral, localizada na cidade de Campina Grande-PB, especificamente nas coordenadas UTM 71335 e 355508. Esses resíduos eram constituídos de restos de alimentos, frutas e verduras que foram separados e acondicionados em recipientes plásticos com capacidade de 0,06 m³, durante um período de cinco dias. Tal período foi definido de modo a obter uma amostra de RSO que representasse o cardápio semanal da escola.

Após coletados, os RSO passaram por um processo de segregação e moagem, em um triturador de resíduos orgânicos, modelo TR 200, com a finalidade de reduzir o tamanho das partículas e tornar a amostra mais homogênea. De acordo com Gunaseelan (1997), a trituração favorece o processo de degradação anaeróbia no biorreator, pois aumenta a área superficial de contato para os microrganismos.

Para o preparo da amostra utilizada no preenchimento do biorreator, pesaram-se 25kg da massa de RSO triturados e adicionou-se 0,014 m³ de água destilada, para estabelecer condições iniciais de umidade, visando estimular a atividade microbiana. Em seguida, a amostra foi submetida à adição de 3,750 kg de esterco bovino (inóculo), o que corresponde a 15% da massa total de resíduos, considerada ideal para melhorar o desempenho de biorreatores conforme Lopes et al. (2003). Além disso, com o objetivo de garantir valores de pH próximos aos referenciados na literatura de forma a favorecer a atividade das arqueas metanogênicas, adicionou-se 0,025 kg bicarbonato de sódio (NaHCO₃) por quilograma de resíduo orgânico.

Após o preparo inicial da amostra de resíduos orgânicos, já com a adição do inóculo e bicarbonato, foram retirados 0,15 m³ dessa amostra para o preenchimento do biorreator. Posteriormente ao preenchimento, iniciou-se a etapa de monitoramento dos RSO.

2.3 Monitoramento dos resíduos sólidos orgânicos presentes no biorreator

O monitoramento dos indicadores físico-químicos e da fitotoxicidade consistiu na coleta quinzenal de amostras de RSO no biorreator, durante um período 355 dias. Para a coleta desses resíduos, inicialmente promovia-se a homogeneização manual da massa de RSO, e, em seguida, coletava-se aproximadamente 0,0005 m³ da amostra. Vale salientar que a amostra coletada apresentava consistência pastosa, e, em função disso, foi coletada em termos de volume. Os ensaios foram realizados no LGA/UFCG.

Os indicadores monitorados foram: pH, alcalinidade total e nitrogênio amoniacal total, conforme APHA (2012) e testes de fitotoxicidade conforme MELO (2003), adaptado de Tiquia, Tan e Hodgkis (1996). Já as concentrações de CH₄ foram mensuradas por meio de um equipamento portátil, capaz de aferir valores na faixa de 0-100%, com faixa de erro ± 5,0%.

2.3.1 Testes de fitotoxicidade

Para a condução dos ensaios de fitotoxicidade, foram utilizados como bioindicadores sementes de tomate (*Solanum lycopersicum*) da marca ISLA PAK sem tratamento químico contra pragas. Essas sementes foram adquiridas em casa de insumos agrícolas do comércio local.

Em placas de Petri (9,5 cm de diâmetro) contendo uma camada dupla de papel filtro qualitativo (porosidade 110mm) foram distribuídas, com o auxílio de uma pinça, 20 sementes de tomate, em triplicata. Nessas placas, adicionaram-se 8 mL do extrato do resíduo diluído, sendo utilizado a diluição em série da ordem 10⁻³, e para o controle negativo foi usada água destilada. Em seguida, as placas foram fechadas e incubadas em estufa do tipo B.O.D a temperatura de 20±2°C, em ausência de luz, por 120 horas (5 dias).

Ao final do período de incubação, quantificaram-se os índices de Germinação Relativa das Sementes (GRS) e o Crescimento Relativo da Raiz (CRR). As Eq. 1 e 2 foram utilizadas para calcular o GRS e o CRR das sementes, respectivamente.

a) Germinação Relativa da Semente (GRS%)

$$GRS = \frac{NSGA}{NSGC} * 100 \quad (1)$$

Em que:

GRS - Germinação Relativa da Semente;

NSGA - Número de Sementes Germinadas na Amostra;

NSGC - Número de Sementes Germinadas no Controle negativo.

b) Crescimento Relativo da Raiz (CRR%)

$$CRR = \frac{MCAR}{MCRC * \sqrt{MCRC}} * 100 \quad (2)$$

Em que:

CRR - Crescimento Relativo da Raiz;

MCAR - Média do Comprimento da Raiz na amostra;

MCRC - Média do Comprimento da Raiz no controle negativo.

2.3.2 Monitoramento das concentrações de metano

As medições das concentrações de metano (CH₄) geradas no interior do biorreator de bancada foram realizadas três vezes por semana, durante um período de 355 dias. Com os dados encontrados durante essas medições, realizou-se uma média para expressar a concentração de metano referente ao período de tempo de cada quinzena, possibilitando relacionar tais valores com os resultados dos demais indicadores analisados.

As concentrações de metano foram medidas por meio de um detector portátil e automático de gases com infravermelho, Dräger modelo X am 7000, que foi acoplado à válvula de coleta de gás localizada na parte superior do biorreator (Fig. 1). O equipamento faz a sucção do gás e direciona o fluxo para os sensores de leitura entre 180 e 300 segundos, em que foi verificada concentrações do gás CH₄ de 0-100% com faixa de erro \pm 5,0%.

2.4 Análise estatística

Para a análise estatística, os parâmetros foram avaliados por meio da estatística descritiva, utilizando o *software Microsoft Excel*. Foi utilizado o estudo da matriz de correlação dos resultados encontrados para os indicadores físico químicos, os testes de fitotoxicidade e a geração de me-

tano. O objetivo foi verificar o nível de relação entre as variáveis, apresentando as correlações positivas ou negativas. De acordo com Dancey e Reidy (2006), as correlações que variaram entre 0,10 e 0,30 podem ser consideradas fracas; entre 0,40 e 0,60 são consideradas moderadas; e valores entre 0,70 e 1,0 podem ser classificados como fortes. Neste trabalho, foram consideradas e discutidas apenas correlações significativas moderadas e fortes.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Potencial hidrogeniônico e alcalinidade total

Na Fig. 2, apresenta-se o comportamento dos valores de pH e de Alcalinidade Total (AT) dos resíduos sólidos orgânicos ao longo do tempo de monitoramento.

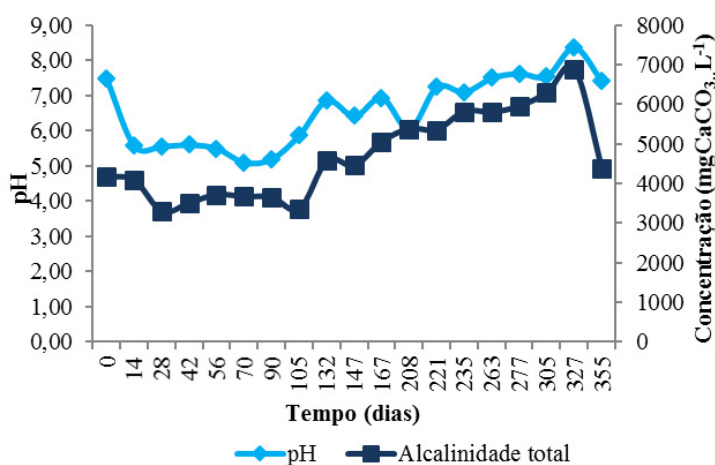


Figura 2 - Comportamento dos valores de pH e da alcalinidade total dos RSO

Analisando a Fig. 2, observa-se que os indicadores pH e AT apresentaram, ao longo do tempo de monitoramento, valores variando entre $6,8 \pm 0,9$ e 4.957 ± 1.036 mg CaCO₃.L⁻¹, respectivamente. No período inicial (t=0), o pH dos RSO foi levemente básico, em torno de 7,5. Isso aconteceu em fun-

ção da adição do bicarbonato de sódio (NaHCO₃) no meio, objetivando acelerar o desenvolvimento das fases de degradação dos resíduos orgânicos no biorreator e verificar, em um curto período de tempo, o potencial biodegradativo, assim como a toxicidade desses resíduos.

Verifica-se que de $14 \leq t \leq 105$ dias, os valores de pH dos RSO oscilaram numa faixa de 5,5 a 5,8. Logo após os quatorze dias de monitoramento, o pH reduziu apresentando-se em torno de 5,5, evidenciando que os resíduos depositados no biorreator encontram-se na fase ácida de degradação. Nessa fase, os microrganismos acidófilos produzem quantidade significativa de ácidos orgânicos e dióxido de carbono (CO_2), que contribuem para a redução do pH do meio (NAVEEN et al. 2017; GOMES et al., 2018).

Ademais, com o avanço do processo de biodegradação, os valores de pH elevaram-se em função do consumo dos ácidos voláteis pelas arqueas metanogênicas. Tal fato pode ser verificado logo após aos 105 dias de monitoramento, em que o pH da massa dos RSO apresentou valores entre a neutralidade e basicidade (6,8 a 8,0), indicando que se iniciava a fase metanogênica de degradação dos RSO. Na Fig. 3, ilustra-se o comportamento do CH_4 e do pH ao longo do tempo.

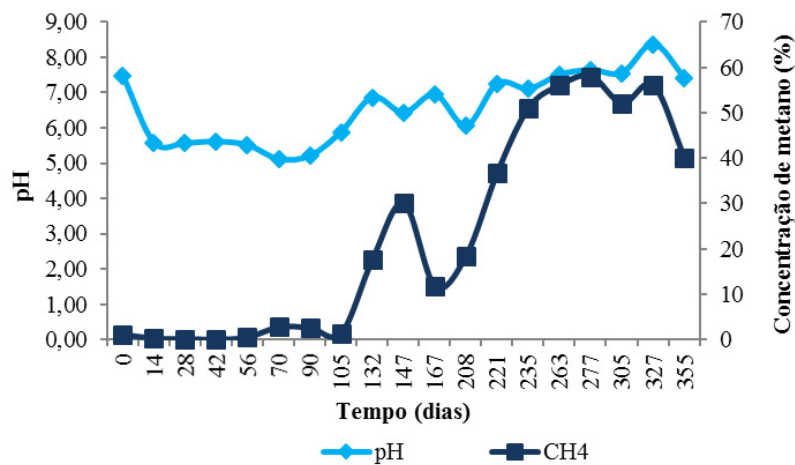


Figura 3 - Comportamento das concentrações do CH_4 no biorreator em função do pH dos RSO

As concentrações do CH_4 variaram de 0 a 58%, com uma média de 23%. Já o pH oscilou entre $6,8 \pm 0,9$ ao longo do tempo avaliado. De acordo com Kjeldsen et al. (2002), para uma boa biodegradabilidade dos RSU, o pH deve estar compreendido entre 4,5 e 9,0.

As concentrações mais significativas do metano tiveram início após os 132 dias de monitoramento do biorreator, quando o pH dos RSO atingiu valores superiores a 6,8. No entanto, as maiores concentrações de metano foram mensuradas quando o pH dos resíduos estava em torno de 7,6 no dia 277 de monitoramento. Em processos

de digestão anaeróbia, o desenvolvimento ótimo das arqueas metanogênicas ocorre em uma faixa de pH entre 6,5 a 7,5. No entanto, esses microrganismos também conseguem estabilidade para a formação de biogás em um intervalo de pH entre 6 e 8; quando o pH sofre variações fora desse intervalo, a produção de biogás, sobretudo do metano, pode ser inibida (AIRES et al., 2020; FERREIRA et al., 2017; ANGELIDAKI; WENDY, 2004).

Além disso, o crescimento dos microrganismos é influenciado também pela concentração de íons OH^- presentes no meio, que pode ser identificada por meio da análise de Alcalinidade Total (AT).

Esse parâmetro é importante, pois na medida em que as bactérias produzem ácidos, o carbonato reage com estes, possibilitando a neutralização da acidez, além de precipitar os metais pesados minimizando, dessa forma, a ação inibidora que eles exercem no processo de degradação (CASTILHOS Jr. et al., 2003; MELO, 2003).

Adicionalmente, de acordo com Metcalf e Eddy (2003), a AT é um parâmetro que também está associado às concentrações de nitrogênio amoniacal total nos resíduos sólidos. Tal fato ocorre, principalmente, devido à presença de hidróxidos (OH^-), carbonatos (CO_3^{2-}) e bicarbonatos (HCO_3^-) e elementos como cálcio, magnésio, sódio, potássio e amônia, e, secundariamente, aos silicatos, boratos e fosfatos.

Em relação à alcalinidade encontrada nos resíduos sólidos orgânicos (Fig. 2), verificou-se que esta apresentou valor médio de $4.705,19 \pm 1.092,84 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, ao longo do tempo de monitoramento. Isso se deu em função do avanço do processo de degradação dos resíduos sólidos, em que os ácidos presentes no meio foram consumidos, favorecendo a alcalinização do meio.

Conforme Felizola et al. (2006), grandes quantidades de alcalinidade podem estar associadas à elevada concentração de nitrogênio, o que contribui

para a formação de alcalinidade por bicarbonato de amônia. De acordo com Contrera (2008), no caso de resíduos de aterros sanitários, por exemplo, a amônia disponível no lixiviado está predominantemente na forma de bicarbonato de amônio ($(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$). Tal fato pode ser confirmado ao se analisarem as elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal total mensuradas durante o período de monitoramento, conforme se mostra na Fig. 3.

No que se refere à toxicidade, os indicadores físico-químicos, tais como pH, NAT e AT são importantes para o entendimento das variáveis tóxicas existentes na massa dos RSO. Ressalta-se que pequenas variações desses indicadores podem acarretar mudanças significativas no potencial tóxico de algumas substâncias, como, por exemplo, influenciar na toxicidade do NAT e dos metais pesados.

3.2 Nitrogênio Amoniacal Total

O nitrogênio amoniacal total é composto pelo somatório da amônia livre ou não-ionizada (NH_3) e amônia ionizada (NH_4^+). A NH_3 é a mais tóxica para os organismos aquáticos. Na Fig. 4, ilustram-se as concentrações de NAT determinadas nos resíduos orgânicos ao longo do tempo de monitoramento do biorreator.

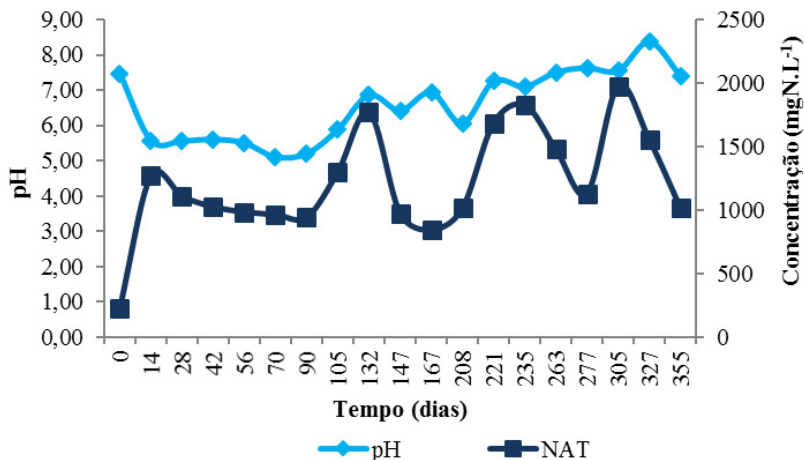


Figura 4 - Comportamento do nitrogênio amoniacal total dos resíduos orgânicos

De maneira geral, observa-se que as concentrações do nitrogênio amoniacal total oscilaram, com valores médios de $1.250 \pm 473 \text{ mgN.L}^{-1}$ ao longo do tempo de monitoramento. As altas concentrações de NAT, próxima a 2.000 mgN.L^{-1} , pode estar associada às características dos resíduos sólidos orgânicos, visto que estes contêm, em sua composição, elevados teores de nitrogênio. Além disso, a adição do esterco bovino, como inóculo, para acelerar o processo de biodegradação dos RSO, também contribuiu para o aumento dos valores desse indicador.

De acordo com Silva et al. (2014), as elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal total mensuradas nos resíduos sólidos orgânicos podem estar associadas também ao seu ciclo, uma vez que, durante o processo de decomposição do nitrogênio orgânico, compostos nitrogenados são liberados e processados por bactérias decompositoras, gerando como produto o gás amônia. Outro fator que está relacionado ao NAT é a alcalinidade total que, neste caso, teve uma contribuição da adição do alcalinizante na massa de resíduos no momento do preenchimento do biorreator.

Importante notar que, conforme apresentado na Fig. 4, no dia do preenchimento do biorreator ($t=0$), as concentrações do NAT foram mais baixas (228 mgN.L^{-1}) em relação aos demais dias analisados (de $t=14$ a $t=355$). Isso pode ter ocorrido devido à entrada de oxigênio no biorreator no momento do preenchimento. Tal fato ocorreu porque as formas predominantes de nitrogênio no meio são a forma orgânica e amoniacal, sendo que, na forma amoniacal, o nitrogênio pode aparecer como bicarbonato de amônio e amônia livre, devido às condições anaeróbias da decomposição da massa de resíduos sólidos, e no momento inicial é provável que não houvesse um ambiente ainda nessas condições.

Dessa forma, verifica-se que, conforme os valores de pH da massa de resíduo aumentou para valores entre a neutralidade e a basicidade (em $167 \leq t \leq 327$ dias), as concentrações de AT também aumentaram (Fig. 2); do mesmo modo, ocorreu uma elevação nos teores de NAT. Apesar disso, pode-se constatar que, possivelmente, as concentrações de AT não influenciaram o potencial tóxico dos RSO em relação ao nitrogênio amoniacal. Isso porque, de acordo com Campos et al. (2010) e com base no pH determinado, nesse período de tempo, praticamente todo o NAT estava na forma de N-NH_4^+ , a qual é não tóxica ao processo degradativo.

O nitrogênio é considerado um poluente importante nos resíduos sólidos e em lixiviado, principalmente em função dos diferentes estados de oxidação que pode assumir. A amônia gasosa ou livre, por exemplo, quando em excesso no solo ou em corpos d'água, possui potencial de causar diversos problemas, entre os quais destacam-se: contaminação e poluição da água, mortalidade da fauna e flora, presentes no solo e nos recursos hídricos, inibição do metabolismo de microrganismos, problemas de eutrofização nos corpos aquáticos e fitotoxicidade no solo. Além desses, cita-se também o surgimento de doenças como a metahemoglobinemia (síndrome do bebê azul) e a formação de substâncias com poder mutagênico e carcinogênico em vários organismos (SILVA, 2016).

De acordo com Arana (1997), a amônia, quando dissolvida no meio aquático, encontra-se em equilíbrio entre as formas ionizadas e não ionizada, uma vez que esse equilíbrio é influenciado pelo pH, temperatura e salinidade. Alterações desses indicadores podem resultar na variação da concentração das diversas formas de nitrogênio, que podem atingir concentrações tóxicas para os peixes.

Em se tratando da toxicidade ao processo de biodegradação dos resíduos sólidos, segundo El-Salam e Abu-Zuid (2015) e Yenigün e Demirel (2013), o nitrogênio amoniacal total é considerado um dos compostos mais importantes na inibição do processo de digestão anaeróbia, visto que, dependendo de suas concentrações, principalmente da amônia livre, pode apresentar toxicidade às populações microbianas, em especial, as arqueas metanogênicas.

As concentrações de NAT consideradas tóxicas para o processo de digestão anaeróbia divergem de um autor para outro. Tais diferenças, são atribuídas, principalmente, a condições ambientais de pH e temperatura, assim como pela natureza dos resíduos (ANGELIDAKI, ELLEGAARD e AHRING, 1993; SILVA, 2016; GOMES, 2018). De acordo com o estudo desenvolvido por Kayhanian (1994), em um reator anaeróbio de alta taxa (escala piloto), no qual se analisou a degradação biológica da fração orgânica dos RSU, foi constata-

do que a inibição de 50% e 100% dos microrganismos atuantes na fase metanogênica de degradação ocorreu quando os níveis de nitrogênio amoniacal total atingiram 1.500 e 2.500 mgN.L⁻¹, respectivamente, a uma temperatura termófila de 55°C e um pH neutro.

No que se refere aos padrões de lançamento, o NAT é um dos indicadores utilizados na classificação das águas naturais e padrão de emissão de efluentes. Conforme a Resolução n.430 (CONAMA, 2011), o limite máximo permitido de emissão de nitrogênio amoniacal total no meio ambiente é de 20,0 mgN.L⁻¹.

3.3.3.3 Fitotoxicidade

Na Fig. 5, mostram-se os resultados dos testes de fitotoxicidade por meio da análise da Germinação Relativa das Sementes de Tomate (GRST) e do Crescimento Relativo da Raiz do Tomate (CRRT) ao longo do tempo de monitoramento.

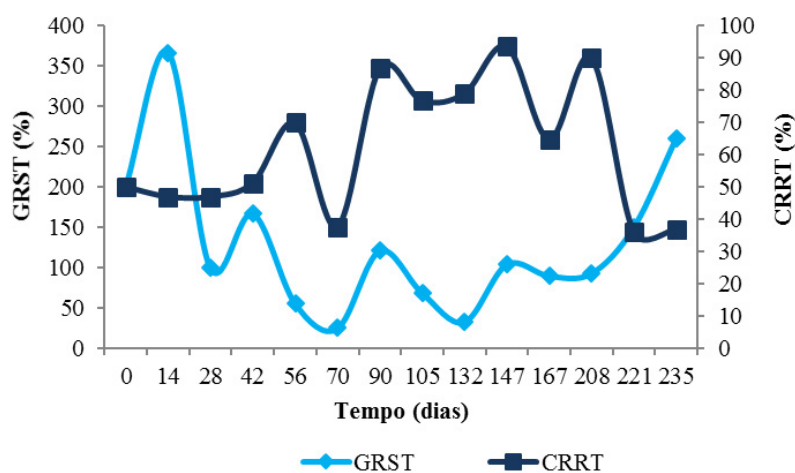


Figura 5 - Teste de fitotoxicidade

Na Fig. 5, verifica-se que as porcentagens dos índices de GRST são maiores que os índices de CRRT, apresentando valor médio de $131,1 \pm 93,6$ e $61,9 \pm 20,8\%$, respectivamente. Em relação aos

índices de CRR, o percentual máximo verificado foi de 93,7% em $t=263$ dias de monitoramento. É importante salientar que a germinação e o crescimento das sementes são considerados relativos,

uma vez que os cálculos são feitos em relação aos dados obtidos na amostra em branco (controle).

Nota-se uma variação significativa nos índices de germinação das sementes ao longo do tempo de monitoramento. Isso ocorre porque, de acordo com Baskin e Baskin (1988) e Ghersa et al. (1992), as sementes respondem a combinações específicas de luz, substrato, temperatura, umidade e concentrações de gases que são mais favoráveis para o estabelecimento da plântula.

Os resultados obtidos neste trabalho foram semelhantes aos encontrados por Melo et al. (2005), Silva et al. (2015) e Gomes et al. (2018) em estudos realizados com RSU, nos quais a fração orgânica apresentava um percentual superior a 40%. Os autores observaram que os índices de germinação são maiores que os índices de crescimento. Tal fato ocorre porque, nesta fase do processo, as sementes utilizam suas reservas para nutrir-se e só após o consumo dessas reservas elas buscam nutrientes de fontes externas.

Um fator importante que contribuiu para a germinação e crescimento das sementes foi o tipo de substrato utilizado. Sendo este constituído dos RSO e incorporado a eles o esterco bovino, que é rico em nutrientes, em especial o nitrogênio (N) (SILVA, 2018).

Em relação ao CRR, nota-se que nos primeiros dias de monitoramento (de t=0 a t=42), o crescimento das raízes foi menor, com variações no restante do período avaliado (de t=54 a t=235). Esse baixo crescimento na fase inicial pode estar associado à presença de ácidos no meio. Isso ocorre porque, no início do processo de decomposição biológica da matéria orgânica, normalmente se desenvolvem traços de diversos ácidos minerais e, em maior quantidade, os orgânicos, principalmente o ácido acético e as toxinas, que fornecem propriedades de fitotoxicidade às sementes. No entanto, apesar disso, verifica-se que os indicadores físico-químicos avaliados não apresentaram influência na germinação nem no crescimento das raízes da semente do tomate, fato que pode ser observado na Tabela 1, onde se verificou baixa correção entre os indicadores físico-químicos e os ensaios de fitotoxicidade.

3.4 Análise estatística

3.4.1 Matriz de correlação

Na Tabela 1, apresenta-se a Matriz de Correlação entre os indicadores: pH, NAT, AT, CH₄ e os ensaios de fitotoxicidade.

Tabela 1 - Matriz de correlação para os indicadores analisados

	Tempo	pH	NAT	AT	CH ₄	GRST	CRRT
Tempo	1						
pH	0,751	1					
NAT	0,520	0,326	1				
AT	0,811	0,825	0,536	1			
CH ₄	0,909	0,816	0,579	0,889	1		
GRST	-0,129	0,179	0,091	0,228	0,162	1	
CRRT	0,147	-0,146	-0,170	-0,065	-0,095	-0,432	1

Legenda: pH - Potencial Hidrogeniônico; NAT - Nitrogênio Amoniacal Total; AT - Alcalinidade Total; CH₄ - Metano; GRST - Germinação Relativa das Sementes de Tomate; CRRT - Crescimento Relativo das Raízes de Tomate.

Fonte: Autores (2020)

De maneira geral, conforme a Tabela 1, observa-se que existe variação no grau de correção entre os indicadores analisados, apresentando

correlações fortes positivas, maiores que 0,70, entre o pH, AT e CH₄ e a variável tempo. Isso ocorre em função do aumento desses indica-

dores com o passar do tempo. Dessa forma, observou-se que o tempo é um fator importante, que se relacionou forte e moderadamente com a maioria dos indicadores.

Por outro lado, nota-se que a GRST e o CRRT apresentaram correlações fracas negativas entre o tempo e pH, NAT, AT e CH₄, evidenciando que os indicadores físico-químicos não proporcionaram fitotoxicidades a sementes de tomate ao longo do tempo de monitoramento.

Adicionalmente, verifica-se que os indicadores físico-químicos não interferiram no processo biodegradativo de RSO, visto que as concentrações de CH₄ no biorreator estudado elevaram-se ao longo do tempo, atingindo cerca de 60%.

4 CONCLUSÃO

- As concentrações de alcalinidade total determinadas elevaram-se ao longo do tempo de monitoramento, colabora para o aumento do pH dos resíduos sólidos orgânicos no biorreator e, consequentemente, para o favorecimento das condições ideais para a geração de biogás;

- Os teores de nitrogênio amoniacal total não interferiram na degradação dos resíduos, uma vez que, houve um predomínio do íon amônio, não conferindo toxicidade ao processo biodegradativo dos resíduos orgânicos;

- As condições avaliadas não influenciaram na fitotoxicidade das sementes de tomate. No entanto, notou-se que no início do processo degradativo (fase ácida de degradação) houve um crescimento discreto das raízes de tomate, o que pode estar relacionado à presença de traços de ácidos minerais no meio.

5 AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Capes, pelo apoio financeiro fornecido ao primeiro autor.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Silva EM, **Metodologia:** Silva EM e Melo MC; **Redação - Primeira versão:** Silva EM, Silva AS, Melo MC e Escarião, VDM; **Redação - Revisões & Edições:** Silva EM, Silva AS, Gomes, NA, Melo MC e Escarião, VDM; **Adequação às normas da revista & Elaboração das imagens:** Silva EM e Gomes, NA.

7 REFERÊNCIAS

- AIRES, K. O.; MELO, M.C.; OLIVEIRA, R.; MONTEIRO, V. E. D. Análise do processo biodegradativo em resíduos sólidos urbanos aterrados. *Revista DAE*, v. 68, n 223, p. 136-152, 2020. <https://doi.org/10.36659/dae.2020.035>
- ANGELIDAKI, I.; WENDY, S. Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, v.3, n.2, p.117-129, 2004. <https://doi.org/10.1007/s11157-004-2502-3>
- ANGELIDAKI, I.; ELLEGAARD, L.; AHRING, B. K. A mathematical model for dynamic simulation of anaerobic digestion of complex substrates: focusing on ammonia inhibition. *Biotechnology and bioengineering*, v. 42, n. 2, p.159-166, 1993. <https://doi.org/10.1002/bit.260420203>
- APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 ed. Washington: ED. APHA, 2012, 1203p.
- ARANA, L. V. **Princípios químicos de qualidade de água em aqüicultura: uma revisão para peixes e camarões**. Florianópolis: UFSC, 1997. 166 p.
- BASKIN, C.C.; BASKIN, J.M. Germination ecophysiology of herbaceous plant species in a temperate region. *American Journal of Botany*, v. 75, n.2, p. 286-305, 1998. <https://doi.org/10.2307/2443896>

- BUDI, S.; SULIASIH, B. A.; OTHMAN, M. S.; HENG, L. Y.; SURIF, S. Toxicity identification evaluation of landfill leachate using fish, prawn and seed plant. **Waste Management**, v. 55, p. 231-237, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.09.022>
- BRASIL. **Resolução CONAMA nº 430 de 25 de Maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA.
- CAMPOS, D. C.; LEITE V. D.; LOPES, W. S.; LEITE, V.D.; LOPES, W. S.; RAMOS, P. C. A. Stripping de amônia de lixiviado de aterro sanitário em reatores de fluxo pistonado, **TECNO-LÓGICA**, v. 14, n. 2, p. 52-60, 2010. <https://doi.org/10.17058/tecnolog.v14i2.1497>
- CASTILHOS JR., A. B. (coord.), MEDEIROS, P. A., FIRTA, I. N., LUPATINI, G., SILVA, J. D., **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. Rima ABES, Rio de Janeiro, Brasil, 2003.
- COLOMBO, A.; MÓDENES, A.N.; TRIGUEROS, D.E.G.; MEDEIROS, B.L.; MARIN, P.; MONTE BLANCO, S.P.D.; HINTERHOLZ, C.L. Toxicity evaluation of the landfill leachate after treatment with photo-Fenton, biological and photo-Fenton followed by biological processes. **Environmental Science and Health**, v.54, n.4, p.269-276, 2019. <https://doi.org/10.1080/10934529.2018.1544475>
- CONTRERA, R. C. **Estudo da tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários em sistema de reatores anaeróbio e aeróbio operados em bateladas seqüenciais e em um filtro biológico anaeróbio contínuo de fluxo ascendente**. 2008. Tese (Doutorado). USP, Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, São Paulo, 2008.
- DANCEY, C; REIDY, J. **Estatística Sem Matemática para Psicologia: Usando SPSS para Windows**. Porto Alegre, Artmed, 2006.
- EL-SALAM, M. M. A.; ABU-ZUID, G. I. Impact of landfill leachate on the groundwater quality: a case study in Egypt. **Journal of advanced research**, v. 6, n. 4, p. 579-586, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jare.2014.02.003>
- FELIZOLA, C. S.; LEITE, V.D.; PRASAD, S. Estudo do Processo de Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Orgânicos e Aproveitamento do Biogás. **Agropecuária Técnica**, v.27, n.1, p.53-62, 2006.
- FERREIRA, N. A.L.; AIRES, K.O.; ALMEIDA, M.V.A.; MELO, M.C.; MONTEIRO, V. E. D. Avaliação das concentrações de metano gerado em um biorreator de bancada com base em indicadores físico-químicos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.22, n.3, p. 473-479, 2017. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522017145766>
- FERREIRA JUNIOR, K. R.; DINIZ, A. O. G.; GOMES, N. A.; SILVA, A. S.; MONTEIRO, V. E. D. Análise do potencial fitotóxico dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande-PB. In: Semana Oficial da Engenharia e Agronomia e II Congresso Nacional Técnico Científico, 72, **Anais...** Fortaleza - CE. Sustentabilidade, água, energia e inovação tecnológica, 2015, v. 1, p.1-4.
- GHERSA, C.M.; BENECH-ARNOLD, R.L.; MARTINEZ-GHERSA, M.A. The role of fluctuating temperatures in germination and establishment of Sorghum Hapelense: Regulation of germination at increasing depths. **Functional Ecology**, v. 6, p. 460-468, 1992.
- GOMES, N.A. ALMEIDA, M.V.A.; MELO, M.C.; MONTEIRO, V.E.D.; OLIVEIRA, R. Influência de indicadores físico-químicos na composição de constituintes tóxicos em lixiviado de aterro sanitário. **Revista Matéria**, v. 23, n.3, 2018. <https://doi.org/10.1590/S1517-707620180003.0489>
- GUNASEELAN, V., Anaerobic digestion of Biomass for methane production: a Review, **Biomass and Bioenergy**, v.13, n. 1-2, p. 83-114, 1997. [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(97\)00020-2](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(97)00020-2)
- GRYCZAK, M.; KILIPPER, J. T.; COSTA, P. D.; MACCARI, A. Sementes de lactuca sativa como bioindicador de toxicidade em resíduos de construção civil. **Tecnologia e Ambiente**, v. 24, p. 233-242, 2018.
- KAYHANIAN, M. Performance of a high-solids anaerobic digestion process under various ammonia concentrations. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v. 59, n. 4, p. 349-352, 1994. <https://doi.org/10.1002/jctb.280590406>
- KJELDSEN, P.; BARLAZ, M.A.; ROOKER, A.P.; BAUN, A.; CHRISTENSEN, T. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A Review. **Environmental Science and Technology**, v. 32, p. 297-336, 2002. <https://doi.org/10.1080/10643380290813462>
- LOPES, W.S.; LEITE, V.D.; SOUZA, J.T.; PRASAD, S.; ATHAYDE JUNIOR, G. B. Fatores intervenientes no processo de tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Joinville, SC, 2003. **Anais...**
- MELO, M. C. **Uma análise de recalques associada a biodegradação no aterro de resíduos sólidos da Muribeca**. 2003. 141 fls. Dissertação (Mestrado em Ciência em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife – PE. 2003.
- MELO, M.C.; MONTEIRO, V.E.D.; ARAÚJO, J.M.; ANDRADE, M. A.G. Estudos de Toxicidade em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos e Seus Efeitos à Saúde Pública e ao Meio Ambiente. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23. 2005, Campo Grande, MS. **Anais...**
- METCALF, L.; EDDY, Inc. **Wastewater Engineering – Treatment and Reuse**, 4 ed., New York, McGraw-Hill, 2003.
- NAVEEN, B. P.; MAHAPATRA, D. M.; SITHARAM, T. G.; SIVAPULLAIAH, P. V.; RAMACHANDRA, T. V. Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate. **Environmental Pollution**, v. 220, p. 1-12, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.002>
- REIS, J. A. T.; MENDONÇA, A. S. F., Análise técnica dos novos padrões brasileiros para amônia em efluentes e corpos d'água. **Engenharia Sanitária Ambiental**. v.14, n.3, p. 353 – 362, 2009. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522009000300009>

RODRIGUES, L. C. A.; BARBOSA, B.; PAZIN, M.; MASELLI, B. S.; BEIJO, L. A.; KUMMROW, F. Fitotoxicidade e citogenotoxicidade da água e sedimento de córrego urbano em bioensaio com *Lactuca sativa*. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.17, n. 10, p. 1099 -1108, 2013. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662013001000012>

SANT'ANNA, G. L. **Tratamento Biológico de Efluentes: Fundamento e Aplicações**. Rio de Janeiro: Interciência, 2010. 424 p.

SILVA, E. M. **Análise do potencial tóxico dos resíduos sólidos orgânicos de uma escola pública em Campina Grande – PB**. 2015. 81 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, 2015. <https://doi.org/10.1590/S1517-707620150004.0091>

SILVA, A. S., RIBEIRO, L. S., ARAÚJO, E. P., PAIVA, W., MONTEIRO, V. E. D. Influência do Nitrogênio Amoniacal na Toxicidade dos Resíduos Sólidos Urbanos. In: Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Natal- RN, 2014. **Anais...**

SILVA, A. S.; RIBEIRO, L. S.; PAIVA, W.; MELO, M. C.; MONTEIRO, V. E. D. Avaliação do potencial tóxico dos resíduos sólidos urbanos

da cidade de Campina Grande – PB. **Revista Matéria**, v.20, n.4, p. 840-851, 2015.

SILVA, M. S. **Efeitos de esterco bovino em atributos químicos e físicos do solo, produtividade de milho e créditos de nitrogênio**. 2018. 77 fls. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual Paulista, UNESP. Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias. Jaboticabal, São Paulo, 2018.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. 1 ed. Belo Horizonte: Ed. DESA/UFMG, 2014, 470 p.

TÍQUIA, S.M.; N.F.Y; HODGKISS, I.J. Effects of Composting on Phytotoxicity of Spent Pig-manure Sawdust Litter, **Environmental Pollution**, v.93, n.3, p.249-256, 1996. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(96\)00052-8](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(96)00052-8)

YENIGÜN, O.; DEMIREL, B. Ammonia inhibition in anaerobic digestion: a review. **Process Biochemistry**, v. 48, n. 5, p. 901-911, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2013.04.012>