



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO SEMI-ÁRIDO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM MANEJO DE SOLO E ÁGUA
DOUTORADO EM MANEJO DE SOLO E ÁGUA

DANIELA DA COSTA LEITE COELHO

**APLICAÇÃO DE PERCOLADO DE ATERRO SANITÁRIO NO CULTIVO DE
GIRASSOL NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO**

MOSSORÓ – RN
AGOSTO DE 2016

DANIELA DA COSTA LEITE COELHO

**APLICAÇÃO DE PERCOLADO DE ATERRO SANITÁRIO NO CULTIVO DE
GIRASSOL NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO**

Tese apresentada ao Doutorado em Manejo de Solo e Água do Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água da Universidade Federal Rural do Semi-Árido – Ufersa, como parte dos requisitos para obtenção do título de “Doutor em Manejo de Solo e Água”.

Orientador: Prof. Dr. Nildo da Silva Dias.

Co-orientador: Prof. Dr. Rafael Oliveira Batista.

MOSSORÓ – RN
AGOSTO DE 2016

© Todos os direitos estão reservados a Universidade Federal Rural do Semi-Árido. O conteúdo desta obra é de inteira responsabilidade do (a) autor (a), sendo o mesmo, passível de sanções administrativas ou penais, caso sejam infringidas as leis que regulamentam a Propriedade Intelectual, respectivamente, Patentes: Lei nº 9.279/1996 e Direitos Autorais: Lei nº 9.610/1998. O conteúdo desta obra tomar-se-á de domínio público após a data de defesa e homologação da sua respectiva ata. A mesma poderá servir de base literária para novas pesquisas, desde que a obra e seu (a) respectivo (a) autor (a) sejam devidamente citados e mencionados os seus créditos bibliográficos.

C672a Coelho, Daniela da Costa Leite.
Aplicação de percolado de aterro sanitário no cultivo de girassol no semiárido brasileiro / Daniela da Costa Leite Coelho. - 2016.
160 f. : il.

Orientador: Nildo da Silva Dias.
Coorientador: Rafael Oliveira Batista.
Tese (Doutorado) - Universidade Federal Rural do Semi-árido, Programa de Pós-graduação em Manejo de Solo e Água, 2016.

1. Sustentabilidade. 2. Resíduo líquido urbano.
3. Reuso. 4. Oleaginosa. 5. Biomassa. I. Dias, Nildo da Silva, orient. II. Batista, Rafael Oliveira, co-orient. III. Título.

O serviço de Geração Automática de Ficha Catalográfica para Trabalhos de Conclusão de Curso (TCC's) foi desenvolvido pelo Instituto de Ciências Matemáticas e de Computação da Universidade de São Paulo (USP) e gentilmente cedido para o Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (SISBI-UFERSA), sendo customizado pela Superintendência de Tecnologia da Informação e Comunicação (SUTIC) sob orientação dos bibliotecários da instituição para ser adaptado às necessidades dos alunos dos Cursos de Graduação e Programas de Pós-Graduação da Universidade.

DANIELA DA COSTA LEITE COELHO

**APLICAÇÃO DE PERCOLADO DE ATERRO SANITÁRIO NO CULTIVO DE
GIRASSOL NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO**

Tese apresentada ao Doutorado em Manejo de Solo e Água do Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água da Universidade Federal Rural do Semi-Árido – UFERSA, como parte dos requisitos para obtenção do título de “Doutor em Manejo de Solo e Água”.

Linha de Pesquisa: Impactos Ambientais pelo Uso do Solo e da Água.

APROVADA EM: 26 / 08 / 2016

BANCA EXAMINADORA



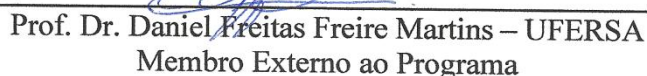
Prof. Dr. Nildo da Silva Dias – UFERSA
Presidente



Prof. Dr. Rafael Oliveira Batista – UFERSA
Membro



Prof. Dr. Jerônimo Andrade Filho – IFRN
Membro Externo à Instituição



Prof. Dr. Daniel Freitas Freire Martins – UFERSA
Membro Externo ao Programa



Prof.^a. Dr.^a. Patrícia Mendonça Pimentel – UFERSA
Membro Externo ao Programa



Prof. Dr. Francisco de Assis de Oliveira – UFERSA
Membro

OFEREÇO

À Deusieme da Costa Leite, minha mãe, e a *Manoel Antônio da Silva Neto*, meu esposo, como forma de reconhecimento a todo amor e paciência dedicados.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por me dá força e esperança para seguir sempre em frente, aprendendo com meus erros e superando os obstáculos encontrados pelo caminho, pelas pessoas que Ele colocou na minha vida, e por me ajudar a conquistar mais esse objetivo.

À minha mãe, Deusieme da Costa Leite, por todo amor, atenção, paciência e dedicação na minha educação, e pela presença constante em todos os momentos da minha vida. Por me ajudar até mesmo nas atividades diárias, me deixando com tempo mais livre para executar esse trabalho.

Ao meu esposo Manoel Antônio da Silva Neto, pelo amor e paciência dedicados, por sempre me apoiar e acreditar em mim, bem como pela enorme ajuda durante as fases de campo desse experimento.

A todos meus familiares pela presença constante em todos os momentos da minha vida.

Ao Prof. Dr. Nildo da Silva Dias, por acreditar no meu potencial aceitando me orientar, repassando os seus conhecimentos, além de ser exemplo de profissional, o qual eu tenho muita admiração.

Aos professores Dr. Rafael Oliveira Batista e Dr. Paulo César Moura da Silva, por terem sido excelentes professores durante a graduação e pós-graduação, pela amizade e humildade em dividir seus conhecimentos e experiências profissionais e de vida, acreditando sempre na minha capacidade, e pelas enormes ajudas nas conquistas dos meus objetivos.

A Ketson Bruno da Silva, pela grande amizade e por ter sempre uma palavra de incentivo, me ajudando direta e indiretamente na realização de mais esse trabalho e parceria em tantos outros.

Ao aluno de graduação Antônio Osmar de Medeiros Júnior, pela enorme ajuda durante todas as etapas de realização desse trabalho, dedicando grande parte do seu tempo para me ajudar nos procedimentos de campo e nas análises laboratoriais, além da amizade construída.

Aos também alunos(as) de graduação e/ou pós-graduação, Nathália Gabriele, Carlos Henrique, Leonardo Cordeiro, Airlis Mendes, Rutilene Rodrigues, Andrezza Grasielly e Vanessa Cunha, pela ajuda nas análises laboratoriais e pela amizade construída, tornando o ambiente de trabalho mais agradável.

À Fabrícia Gratyelli, Fernanda Lima, Wesley Santos, Francisco Mesquita, Jerônimo Andrade, Alex Pinheiro e Blake Charles, pela amizade e pelo apoio, dividindo essa fase importantíssima da minha vida, bem como fazendo contribuições.

À Lisabelle Rodrigues, amiga de longas datas, que mesmo sem estar diretamente ligada a pesquisa, esteve presente durante toda essa fase, me dando apoio e torcendo pelo meu sucesso profissional e pessoal.

A todos os funcionários do Laboratório de Análise de Solo, Água e Planta (LASAP) da UFERSA pelas grandes orientações e tempo dedicado durante as análises laboratoriais, em especial à Kaline da Costa, Júnior Souto e Seu Elídio.

A todos os funcionários do Laboratório de Saneamento Ambiental (LASAM/UFERSA) e do Laboratório de Catálise, Ambiente e Materiais (LACAM/UERN), pela ajuda e instruções para realizar parte das análises laboratoriais.

Ao professor Francisco de Assis de Oliveira, pela enorme ajuda na realização das análises estatísticas dos dados.

Aos professores examinadores da banca, Nildo da Silva Dias, Rafael Oliveira Batista, Francisco de Assis de Oliveira, Jerônimo Andrade Filho, Daniel Freitas Freire Martins e Patrícia Mendonça Pimentel, por aceitarem o convite de participação na banca examinadora e pelas contribuições para melhorar essa pesquisa.

Aos professores Elton Camelo Marques e Rodrigo Guimarães de Carvalho por aceitarem o convite para serem suplentes na banca examinadora, dispostos a contribuir a qualquer momento.

A todos meus professores da graduação e pós-graduação, que de alguma forma contribuíram dividindo seus conhecimentos e experiências profissionais, em especial a José Espínola e Luis César Aquino.

Aos demais amigos e amigas fora do âmbito universitário por sempre acreditarem na minha capacidade e pelo apoio.

Ao Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água da Universidade Federal Rural do Semi-Árido e à Universidade Federal Rural do Semi-Árido – UFERSA, pela possibilidade de concluir mais essa formação acadêmica e pela infraestrutura concedida.

À empresa Sanepav - Saneamento Ambiental Limitada por toda infraestrutura concedida, bem como pela disponibilidade em conceder informações e parte do material utilizado na pesquisa.

Às demais pessoas que não foram citadas, mas que em algum momento fizeram parte da minha vida e deixaram marcas importantes.

Muito obrigada!

“Por vezes sentimos que aquilo que fazemos não é senão uma gota de água no mar. Mas o mar seria menor se lhe faltasse uma gota”.

Madre Teresa de Calcutá

RESUMO

DANIELA DA COSTA LEITE COELHO. **Aplicação de percolado de aterro sanitário no cultivo de girassol no semiárido brasileiro.** Mossoró - RN, Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), Agosto de 2016. 160 p. Tese. Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água. Orientador: Professor Dr. Nildo da Silva Dias. Co-orientador: Professor Dr. Rafael Oliveira Batista.

O percolado de aterros sanitários é um resíduo líquido altamente impactante ao meio ambiente, tornando indispensável à realização de pesquisas que propiciem uma melhor e mais precisa caracterização do percolado produzido nas células dos aterros sanitários, considerando o comportamento dos seus constituintes do meio solo, águas superficiais e subterrâneas e plantas, visando especialmente novas técnicas de tratamento e disposição desse resíduo líquido no meio ambiente. Neste contexto, objetivou-se com o trabalho, analisar o efeito da aplicação de percolado de aterros sanitários (PATS), via sistema de irrigação por gotejamento, na qualidade do solo e no cultivo de girassol (*Helianthus annuus* L.) no semiárido brasileiro. Para realização deste trabalho, montou-se uma área experimental, na Universidade Federal Rural do Semi-Árido – UFERSA, Campus Mossoró-RN. Cada parcela experimental foi construída nas dimensões de 2,0 x 5,0 m, e com espaçamento de 2,0 m entre blocos e de 1,0 m entre parcelas do mesmo bloco, onde foi cultivado o girassol, cultivar BRS 324, em Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico. Utilizaram-se os seguintes tratamentos: T₁ – 100 % de água da rede de abastecimento (testemunha); T₂ – 80 % de água da rede de abastecimento e 20 % de PATS; T₃ – 60 % de água da rede de abastecimento e 40 % de PATS; T₄ – 40 % de água da rede de abastecimento e 60 % de PATS; e, T₅ – 20 % de água da rede de abastecimento e 80 % de PATS. Durante o período experimental, foram analisados, paralelamente as características químicas do solo e de produtividade da cultura, as características físico-químicas do percolado e da água da rede de abastecimento, e o desempenho das unidades de irrigação por gotejamento. Adotou-se o delineamento em blocos casualizados com cinco tratamentos (T₁, T₂, T₃, T₄ e T₅) e quatro repetições, e para a realização das análises estatísticas foi utilizado o programa computacional estatístico Sisvar 5.6. Os resultados indicaram que apenas a CE_{1:2,5}, P, Fe e Zn sofreram efeitos significativos das distintas dosagens de PATS aplicadas em interação com o tempo de aplicação e em relação as duas profundidades analisadas. As concentrações de N, Ca, Mg, Fe e Cd diminuíram consideravelmente no decorrer do tempo de amostragem. Os valores de pH, CE_{1:2,5}, N, P, Na, Ca, M.O., SB, CTC, t, V, PST, Mn, Zn e Pb diminuíram, ao longo do perfil do solo, e Fe aumentou. As concentrações de Cu, Ni e Cd foram praticamente constantes, as de K e Mg não apresentaram um padrão de variação, e os valores de Al³⁺, H+Al e m foram nulos. Já com relação à cultura, evidenciou-se que as variáveis AP, NF, DCaule, DCapítulo, Peso das sementes, P, Na, Mg, Fe, Mn, Zn e Pb apresentaram diferenças estatísticas significativas entre os tratamentos aplicados. Analisando as alterações no desempenho de sistema de irrigação por gotejamento, causadas pela aplicação de percolado de aterros sanitários, constatou-se que houve entupimento parcial dos gotejadores, onde o fato da regulagem do tempo e volume de irrigação por meio de válvulas alterou a pressão de serviço, diminuindo a deposição de sedimentos e formação de biofilme no interior das linhas gotejadoras. O tratamento que apresentou melhor resultado com relação às características vegetativas, de produção e composição do tecido vegetal do girassol foi o tratamento T₃ (necessidade hídrica da cultura com 60% de AA e 40% de PATS), e que, elevadas concentrações de PATS aplicadas no solo causam redução na sua qualidade e, conseqüentemente, diminuição na produção de biomassa dessa cultura e/ou elevadas concentrações no tecido vegetal.

Palavras-chave: Sustentabilidade. Resíduo líquido urbano. Reuso. Oleaginosa. Biomassa.

ABSTRACT

DANIELA DA COSTA LEITE COELHO. **Application of landfill leachate in sunflower cultivation in the Brazilian semiarid region.** Mossoró - RN, Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), Agosto de 2016. 160 p. Tese. Graduate Program in Soil and Water Management. Advisor: Dr. Nildo da Silva Dias. Co- Advisor: Dr. Rafael Oliveira Batista.

The leachate from landfills is a highly impactful liquid waste to the environment, making it essential to conducting research that provide a better and more precise characterization of the leachate produced in the cells of the landfill, considering the behavior of their constituents through soil, surface water and subterranean plants and, especially aimed at new techniques for treatment and disposal of the liquid waste in the environment. In this context, it objectified with the work, analyze the effect of the application of landfill leachate (PATS), through drip irrigation system, soil quality and sunflower crops (*Helianthus annuus* L.) in the Brazilian semiarid region. For accomplishment of this work, it was mounted an experimental area at the Universidade Federal Rural do Semi-Árido – UFERSA, Campus Mossoró. Each experimental bit was built in the dimensions of 2.0 x 5.0 m, and spacing of 2.0 m between blocks and 1.0 m between plots of the same block, where was cultivated the sunflower, cultivar BRS 324, in soil classified as argisolo red-yellow eutrophic. They treatments were: T₁ – 100 % water (control); T₂ – 80 % water and 20% PATS; T₃ – 60 % water and 40 % of PATS; T₄ – 40 % water and 60% PATS; and T₅ – 20 % water and 80 % of PATS. During the experimental period, they were analyzed in parallel the chemical characteristics of soil and crop productivity, the physicochemical characteristics of the leachate and the supply mains water, and the performance of drip irrigation units. It adopted the delineation in blocks randomized with five treatments (T₁, T₂, T₃, T₄ and T₅) and four repetitions, and to perform the statistical analysis was used statistical computer program Sisvar 5.6. The results indicated that only CE_{es}, P, Fe and Zn suffered significant effects of different dosages PATS applied in interaction with the application time and for the two depths analyzed. The concentrations of N, Ca, Mg, Fe and Cd decreased considerably during the time of sampling. The levels of pH, CE_{es}, N, P, Na, Ca, M.O., SB, CTC, T, V, PST, Mn, Zn and Pb decreased over the soil profile, and Fe increased. The concentrations of Cu, Ni and Cd were practically constant, the K and Mg did not show a pattern of variation, and Al³⁺, H + Al and m were null. In relation to culture, it showed that the variables AP, NF, DCaule, DCapítulo, weight of seeds, P, Na, Mg, Fe, Mn, Zn and Pb showed statistically significant differences between the treatments. Analyzing the changes in drip irrigation system performance caused by the application of leachate from landfills, it was found that there was a partial clogging of drippers where the fact that the setting time and amount of irrigation through valves alter the pressure service, decreasing the deposition of sediments and biofilm formation within the drippers lines. The treatment showed better results with respect to vegetative characteristics, production and sunflower plant tissue composition was the treatment T₃ (water requirement of the crop with 60 % of AA and 40 % of PATS), and that high concentrations of PATS applied to the soil cause a reduction in quality and hence decrease in biomass of this culture and/or high concentrations in the plant tissue.

Keywords: Sustainability. Urban liquid waste. Reuse. Oleaginous. Biomass.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Ilustração de uma das células do Aterro Sanitário do Município de Mossoró-RN compactadas e finalizadas, com plantação de gramíneas em seus taludes (A) e da lagoa de acumulação de percolado de aterros sanitários (PATS), vista de cima da mesma célula mencionada (B).....	5
Figura 2. Esquema do balanço hídrico em um aterro sanitário.	6
Figura 3. Localização da área experimental na UFERSA, campus Mossoró-RN.....	42
Figura 4. Vista frontal da área experimental na UFERSA, campus Mossoró-RN.....	42
Figura 5. Localização do Aterro Sanitário do Município de Mossoró-RN e do reservatório de percolado de resíduos sólidos urbanos.	43
Figura 6. Localização do reservatório de percolado de resíduos sólidos urbanos do Aterro Sanitário do Município de Mossoró-RN.	44
Figura 7. Ilustração da lagoa de percolado de resíduos sólidos urbanos do Aterro Sanitário do Município de Mossoró-RN (A) e do procedimento de transferência do percolado (B) até a área experimental na UFERSA.	45
Figura 8. Ilustração do lote de sementes enviado pela Embrapa para utilização no experimento (A), das características físicas das sementes (B), e das características físicas da cultura em seu estágio de desenvolvimento em campo (C).....	50
Figura 9. Ilustração do sistema de irrigação por gotejamento, formado pelas linhas principais (A); disposição das linhas principais juntamente com as linhas laterais (B), funcionando com a pressão de serviço de 50 kPa (C); conjunto motobomba (D); e as linhas laterais direcionadas às parcelas experimentais (E).	52
Figura 10. Ilustração do transplantio do girassol (A) e da disposição de fileiras de plantas nas parcelas experimentais (B).	54
Figura 11. Ilustração das parcelas experimentais para condução dos tratamentos aplicados na cultura do girassol (croqui da área experimental).	57
Figura 12. Ilustração da metodologia de aplicação do PATS nas parcelas experimentais com girassol.....	58
Figura 13. Ilustração da mensuração da altura de plantas.	60
Figura 14. Ilustração da determinação da massa úmida do caule (A) e do capítulo (B).	61
Figura 15. Ilustração da determinação da produtividade de grãos do girassol.....	62
Figura 16. Valores médios de CUC do sistema de irrigação por gotejamento submetido à pressão de serviço de 50 kPa, ao longo do tempo de aplicação do percolado.....	75

Figura 17. Valores médios de CUD do sistema de irrigação por gotejamento submetido à pressão de serviço de 50 kPa, ao longo do tempo de aplicação do percolado.....	77
Figura 18. Valores médios de Q do sistema de irrigação por gotejamento submetido à pressão de serviço de 50 kPa, ao longo do tempo de aplicação do percolado.....	79
Figura 19. Valores da variável pH do solo em função do tempo de aplicação de PATS (A) e em função das profundidades de coleta (B), para as diferentes porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.	82
Figura 20. Valores da variável $CE_{1,2,5}$ do solo em função do tempo de aplicação de PATS (A) e em função das profundidades de coleta (B), para as diferentes porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.	84
Figura 21. Valores da variável M.O. do solo em função do tempo de aplicação de PATS (A) e em função das profundidades de coleta (B), para as diferentes porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.	85
Figura 22. Valores da variável N do solo em função do tempo de aplicação de PATS (A) e em função das profundidades de coleta (B), para as diferentes porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.	87
Figura 23. Valores da variável P do solo em função do tempo de aplicação de PATS (A) e em função das profundidades de coleta (B), para as diferentes porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.	88
Figura 24. Valores da variável K^+ do solo em função do tempo de aplicação de PATS (A) e em função das profundidades de coleta (B), para as diferentes porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.	89
Figura 25. Valores da variável Na^+ do solo em função do tempo de aplicação de PATS (A) e em função das profundidades de coleta (B), para as diferentes porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.	91
Figura 26. Valores da variável PST do solo em função do tempo de aplicação de PATS (A) e em função das profundidades de coleta (B), para as diferentes porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.	92
Figura 27. Valores da variável Ca^{2+} do solo em função do tempo de aplicação de PATS (A) e em função das profundidades de coleta (B), para as diferentes porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.	94
Figura 28. Valores da variável Mg^{2+} do solo em função do tempo de aplicação de PATS (A) e em função das profundidades de coleta (B), para as diferentes porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.	95
Figura 29. Valores da variável SB do solo em função do tempo de aplicação de PATS (A) e em função das profundidades de coleta (B), para as diferentes porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.	96

Figura 30. Valores da variável CTC do solo em função do tempo de aplicação de PATS (A) e em função das profundidades de coleta (B), para as diferentes porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.	99
Figura 31. Valores da variável t do solo em função do tempo de aplicação de PATS (A) e em função das profundidades de coleta (B), para as diferentes porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.	100
Figura 32. Valores da variável V do solo em função do tempo de aplicação de PATS (A) e em função das profundidades de coleta (B), para as diferentes porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.	101
Figura 33. Valores da variável Fe do solo em função do tempo de aplicação de PATS (A) e em função das profundidades de coleta (B), para as diferentes porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.	102
Figura 34. Valores da variável Mn do solo em função do tempo de aplicação de PATS (A) e em função das profundidades de coleta (B), para as diferentes porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.	103
Figura 35. Valores da variável Cu do solo em função do tempo de aplicação de PATS (A) e em função das profundidades de coleta (B), para as diferentes porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.	105
Figura 36. Valores da variável Zn do solo em função do tempo de aplicação de PATS (A) e em função das profundidades de coleta (B), para as diferentes porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.	106
Figura 37. Valores da variável Ni do solo em função do tempo de aplicação de PATS (A) e em função das profundidades de coleta (B), para as diferentes porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.	108
Figura 38. Valores da variável Pb do solo em função do tempo de aplicação de PATS (A) e em função das profundidades de coleta (B), para as diferentes porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.	109
Figura 39. Valores da variável Cd do solo em função do tempo de aplicação de PATS (A) e em função das profundidades de coleta (B), para as diferentes porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.	110
Figura 40. Valores da variável AP da cultura do girassol em função do tempo de aplicação de PATS (A) e valores médios da variável em função das porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação (B).	112
Figura 41. Ilustração do crescimento vegetativo do girassol fertirrigado com distintas dosagens de percolado de aterros sanitários (PATS), aos 21 DAP (A), 36 DAP (B), 51 DAP (C), 66 DAP (D) e 81 DAP (E).	114
Figura 42. Valores da variável NF da cultura do girassol em função do tempo de aplicação de PATS (A) e valores médios da variável em função das porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação (B).	115

Figura 43. Valores da variável D _{Caule} da cultura do girassol em função do tempo de aplicação de PATS (A) e valores médios da variável em função das porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação (B).	116
Figura 44. Valores da variável D _{Capítulo} da cultura do girassol em função do tempo de aplicação de PATS (A) e valores médios da variável em função das porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação (B).	117
Figura 45. Valores médios das variáveis MUC _{Caule} (A) e MUC _{Capítulo} (B) da cultura do girassol em função das porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.	118
Figura 46. Valores médios das variáveis MSC _{Caule} (A) e MSC _{Capítulo} (B) da cultura do girassol em função das porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.	119
Figura 47. Valores médios da variável Produtividade de sementes da cultura do girassol em função das porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.	120
Figura 48. Valores médios das variáveis K (A), N (B) e P (C) na composição do tecido vegetal da cultura do girassol em função das porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.	122
Figura 49. Valores médios da variável Na na composição do tecido vegetal da cultura do girassol em função das porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.	124
Figura 50. Valores médios das variáveis Ca (A) e Mg (B) na composição do tecido vegetal da cultura do girassol em função das porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.	125
Figura 51. Valores médios das variáveis Fe (A), Mn (B), Cu (C) e Zn (D) na composição do tecido vegetal da cultura do girassol em função das porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.	126
Figura 52. Valores médios das variáveis Ni (A), Pb (B) e Cd (C) na composição do tecido vegetal da cultura do girassol em função das porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.	128
Figura 53. Efeito causado nas variáveis pH (A), CE _{es} (B), M.O. (C), N (D), P (E) e K (F) do solo analisado na pesquisa, nas duas profundidades estudadas em função do tempo de aplicação dos tratamentos.	154
Figura 54. Efeito causado nas variáveis Na (A), PST (B), Ca (C), Mg (D), SB (E) e V (F) do solo analisado na pesquisa, nas duas profundidades estudadas em função do tempo de aplicação dos tratamentos.	155
Figura 55. Efeito causado nas variáveis CTC (A), t (B), Fe (C), Mn (D), Cu (E) e Zn (F) do solo analisado na pesquisa, nas duas profundidades estudadas em função do tempo de aplicação dos tratamentos.	156
Figura 56. Efeito causado nas variáveis Ni (A), Cd (B) e Pb (C) do solo analisado na pesquisa, nas duas profundidades estudadas em função do tempo de aplicação dos tratamentos.	157

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Compostos orgânicos semi-voláteis presentes no PATS.....	9
Tabela 2. Compostos orgânicos voláteis presentes no PATS.....	9
Tabela 3. Variação das características constituintes do percolado de aterros sanitários em função da idade do aterro sanitário.....	10
Tabela 4. Principais íons encontrados no percolado de aterros sanitários e suas respectivas fontes de origem.	11
Tabela 5. Principais pesquisas realizadas no Brasil para caracterização dos constituintes do percolado de aterros sanitários e suas respectivas faixas de valores.	14
Tabela 6. Principais pesquisas realizadas no Brasil para caracterização dos constituintes do percolado de aterros sanitários e suas respectivas faixas de valores (Continuação).	15
Tabela 7. Caracterização de percolados de aterros sanitários brasileiros reais e sem nenhum tipo de tratamento.	17
Tabela 8. Caracterização de percolados de aterros sanitários distribuídos na América, Ásia e Europa.....	18
Tabela 9. Valores de concentrações máximas permitidas de alguns elementos químicos presentes em águas doces classe 2.....	23
Tabela 10. Valores orientadores para solos e águas subterrâneas, estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 420 de 2009.	25
Tabela 11. Valores de concentrações máximas permitidas de alguns elementos químicos presentes em águas residuárias para aplicação em culturas agrícolas.	26
Tabela 12. Características físicas iniciais do solo utilizado no experimento.	47
Tabela 13. Características químicas iniciais do solo utilizado no experimento.	47
Tabela 14. Características químicas iniciais do solo utilizado no experimento de Andrade Filho (2016), sem interferência antrópica.....	49
Tabela 15. Características físicas iniciais do solo utilizado no experimento de Andrade Filho (2016), sem interferência antrópica.	49
Tabela 16. Características específicas da cultivar de girassol BRS 324.	50
Tabela 17. Lâminas de percolado de aterros sanitários (PATs) não diluído e da água da rede de abastecimento (AA) utilizadas na irrigação do girassol, ao longo do período experimental.	56

Tabela 18. Atributos físico-químicos do percolado de aterros sanitários não diluído, ao longo do período experimental.	65
Tabela 19. Resultados médios dos atributos físico-químicos do percolado (PATS) do Aterro Sanitário do Município de Mossoró-RN, em diferentes períodos de amostragem.....	69
Tabela 20. Atributos físico-químicos da água da rede de abastecimento, ao longo do período experimental.	70
Tabela 21. Resultados médios dos atributos físico-químicos da água da rede de abastecimento (AA), em diferentes períodos de amostragem.	72
Tabela 22. Equações de regressão e médias das variáveis de desempenho hidráulico do sistema de irrigação por gotejamento, para cada dosagem de percolado de aterros sanitários aplicada, em função do tempo de irrigação.	80
Tabela 23. Análise de variância das variáveis pH, CE_{es} , N, P, K, Na, Ca, Mg, M.O. e SB do solo fertirrigado com distintas dosagens de percolado de aterros sanitários (PATS).	150
Tabela 24. Análise de variância das variáveis CTC, t, V, PST, Fe, Mn, Cu, Zn, Ni, Cd e Pb do solo fertirrigado com distintas dosagens de percolado de aterros sanitários (PATS).	151
Tabela 25. Teste de Tukey, à 5 % de probabilidade, para as variáveis pH, CE_{es} , N, P, K, Na, Ca, Mg, M.O. e SB do solo fertirrigado com distintas dosagens de percolado de aterros sanitários (PATS).	152
Tabela 26. Teste de Tukey, à 5 % de probabilidade, para as variáveis CTC, t, V, PST, Fe, Mn, Cu, Zn, Ni, Cd e Pb do solo fertirrigado com distintas dosagens de percolado de aterros sanitários (PATS).	152
Tabela 27. Equações de regressão das variáveis de solo em função das doses de percolado de aterros sanitários aplicadas.	153
Tabela 28. Análise de variância das variáveis Altura de Planta (AP), Número de Folhas (NF), Diâmetro do Caule (DCaule) e Diâmetro do Capítulo (DCapítulo) da cultura de girassol fertirrigado com distintas dosagens de percolado de aterros sanitários (PATS).	158
Tabela 29. Análise de variância das variáveis Massa Úmida do Capítulo (MUCapítulo), Massa Úmida do Caule (MUCaule), Massa Seca do Capítulo (MSCapítulo), Massa Seca do Caule (MSCaule) e Produtividade (peso das sementes em $t\ ha^{-1}$) da cultura de girassol fertirrigado com distintas dosagens de percolado de aterros sanitários (PATS).	158
Tabela 30. Análise de variância das variáveis Nitrogênio total (N total), Potássio (K), Fósforo (P), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg) e Sódio (Na) na composição do tecido vegetal da cultura de girassol fertirrigado com distintas dosagens de percolado de aterros sanitários (PATS).	159
Tabela 31. Análise de variância das variáveis Ferro (Fe), Manganês (Mn), Cobre (Cu), Zinco (Zn), Níquel (Ni), Cádmio (Cd) e Chumbo (Pb) na composição do tecido vegetal da cultura de girassol fertirrigado com distintas dosagens de percolado de aterros sanitários (PATS).	159
Tabela 32. Equações de regressão das variáveis das características vegetativas e de produção do girassol em função das doses de percolado de aterros sanitários aplicadas.	160

Tabela 33. Equações de regressão das variáveis da composição do tecido vegetal do girassol em função das doses de percolado de aterros sanitários aplicadas.....	160
--	-----

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

- AA – Água da rede de abastecimento
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
- CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo
- CFSEMG – Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais
- CNRH – Conselho Nacional de Recursos Hídricos
- CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
- CUC – Coeficiente de Uniformidade de Christiansen
- CUD – Coeficiente de Uniformidade de Distribuição
- DAP – Dias após plantio
- DAT – Dias após transplântio
- DBC – Delineamento em Blocos Casualizados
- DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio
- DQO – Demanda Química de Oxigênio
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
- FAO – Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação
- LACAM – Laboratório de Catálise, Ambiente e Materiais
- LASAM – Laboratório de Saneamento Ambiental
- LASAP – Laboratório de Análise de Solo, Água e Planta
- NBR – Norma Brasileira
- PATS – Percolado de Aterros Sanitários
- PNRS – Política Nacional de Resíduos Sólidos
- Q – Vazão dos gotejadores
- RSU – Resíduos Sólidos Urbanos
- SISVAR – Sistemas de Análises de Variâncias
- UERA – Unidade de Reuso de Água
- UFERSA – Universidade Federal Rural do Semi-Árido

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	3
2.1	RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	3
2.2	TRATAMENTO E DISPOSIÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO AMBIENTE	4
2.3	PERCOLADO DE ATERROS SANITÁRIOS (PATS)	5
2.3.1	Poluentes prioritários presentes no PATS	8
2.3.2	Principais poluentes presentes no PATS	10
2.4	ASPECTOS LEGAIS.....	18
2.5	EFEITOS DA APLICAÇÃO DE RESÍDUOS LÍQUIDOS NO SOLO E NOS CULTIVOS AGRÍCOLAS	26
2.5.1	A escassez de água e os resíduos líquidos	26
2.5.2	Impactos das águas residuárias no solo e na cultura	30
2.6	A CULTURA DO GIRASSOL.....	37
2.6.1	Características agronômicas	37
2.6.2	Importância econômica, social, industrial, alimentar e nutricional do girassol ...	39
3	MATERIAL E MÉTODOS	42
3.1	LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL	42
3.2	LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DO ATERRO SANITÁRIO MUNICIPAL DE MOSSORÓ-RN	43
3.2.1	Procedimento de coleta do percolado de aterros sanitários (PATS)	44
3.3	PERÍODO DE ESTUDO.....	45
3.4	CARACTERIZAÇÃO DO PERCOLADO E DA ÁGUA DA REDE DE ABASTECIMENTO	46
3.5	CARACTERIZAÇÃO DO SOLO DA ÁREA EXPERIMENTAL	47
3.5.1	Histórico da área experimental	48
3.6	CARACTERIZAÇÃO DA CULTURA	49
3.7	CARACTERIZAÇÃO DA IRRIGAÇÃO E AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO...	51
3.8	CONDUÇÃO DO EXPERIMENTO	53
3.8.1	Implantação da cultura	53
3.8.2	Parcelas experimentais e Tratamentos	56
3.8.3	Aplicação do percolado de aterros sanitários (PATS)	58

3.9	CARACTERÍSTICAS AVALIADAS	59
3.9.1	Amostragens e monitoramento da qualidade do solo.....	59
3.9.2	Amostragem e monitoramento das características vegetativas, de produção e composição do tecido vegetal do girassol.....	59
3.9.3	Altura de planta	60
3.9.4	Número de folhas	60
3.9.5	Diâmetro do caule	60
3.9.6	Diâmetro do capítulo	61
3.9.7	Massa úmida do caule/folhas e do capítulo e massa seca do caule/folhas e do capítulo	61
3.9.8	Produtividade (peso) de grãos da cultura.....	62
3.9.9	Composição química do tecido vegetal	62
3.10	ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	63
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	64
4.1	CARACTERIZAÇÃO DO PERCOLADO DE ATERROS SANITÁRIOS (PATS)	64
4.2	CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA DA REDE DE ABASTECIMENTO (AA)	70
4.3	DESEMPENHO DO SISTEMA DE IRRIGAÇÃO POR GOTEJAMENTO.....	72
4.3.1	Coefficiente de Uniformidade de Christiansen – CUC.....	74
4.3.2	Coefficiente de Uniformidade de Distribuição – CUD	76
4.3.3	Vazão – Q.....	78
4.4	ALTERAÇÕES DOS ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO APÓS UM CICLO CULTURAL DO GIRASSOL FERTIRRIDADO COM PERCOLADO DE ATERROS SANITÁRIOS	81
4.4.1	Potencial Hidrogeniônico (pH) e Condutividade Elétrica do solo (CE _{1:2,5}).....	82
4.4.2	Matéria Orgânica (M.O.)	85
4.4.3	Nitrogênio (N), Fósforo (P) e Potássio (K).....	86
4.4.4	Sódio (Na) e Porcentagem de Sódio Trocável (PST)	90
4.4.5	Cálcio (Ca) e Magnésio (Mg)	93
4.4.6	Soma de Bases (SB).....	96
4.4.7	Acidez Trocável (Al ³⁺), Acidez Potencial (H+Al) e Saturação por Alumínio (m).97	
4.4.8	Capacidade de Troca Catiônica (CTC ou T) e Capacidade de Troca Catiônica Efetiva (CTC efetiva ou t).....	97
4.4.9	Saturação por Bases (V)	100
4.4.10	Ferro (Fe), Manganês (Mn), Cobre (Cu) e Zinco (Zn)	102
4.4.11	Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Cádmio (Cd)	107

4.5	EFEITOS DA APLICAÇÃO DE DISTINTAS DOSAGENS DE PERCOLADO DE ATERROS SANITÁRIOS NAS CARACTERÍSTICAS VEGETATIVAS E DE PRODUÇÃO DO GIRASSOL.....	111
4.5.1	Altura da planta (AP)	112
4.5.2	Número de Folhas (NF)	115
4.5.3	Diâmetro do Caule (DCaule)	116
4.5.4	Diâmetro do Capítulo (DCapítulo).....	117
4.5.5	Massa Úmida do Caule/Folhas (MUCaule) e Massa Úmida do Capítulo (MUCapítulo).....	118
4.5.6	Massa Seca do Caule/Folhas (MSCaule) e Massa Seca do Capítulo (MSCapítulo)	119
4.5.7	Produtividade (peso das sementes em t ha ⁻¹).....	120
4.6	EFEITOS DA APLICAÇÃO DE DISTINTAS DOSAGENS DE PERCOLADO DE ATERROS SANITÁRIOS NA COMPOSIÇÃO DO TECIDO VEGETAL DO GIRASSOL	121
4.6.1	Nitrogênio (N), Fósforo (P) e Potássio (K).....	121
4.6.2	Sódio (Na)	124
4.6.3	Cálcio (Ca) e Magnésio (Mg)	125
4.6.4	Ferro (Fe), Manganês (Mn), Cobre (Cu) e Zinco (Zn).....	126
4.6.5	Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Cádmiio (Cd).....	127
5	CONCLUSÕES.....	130
	REFERÊNCIAS	131
	APÊNDICE I.....	150
	APÊNDICE II	151
	APÊNDICE III.....	152
	APÊNDICE IV	153
	APÊNDICE V	154
	APÊNDICE VI.....	155
	APÊNDICE VII	156
	APÊNDICE VIII.....	157
	APÊNDICE IX.....	158
	APÊNDICE X	159
	APÊNDICE XI.....	160

1 INTRODUÇÃO

O desenvolvimento das mais diversas atividades realizadas pelo ser humano tem como consequência inevitável a alteração do meio ambiente (solo, água, ar e biota) e a geração de resíduos, dos mais diversos tipos, resultando na degradação e depreciação dos recursos naturais.

Apesar dos resíduos sólidos e semissólidos se apresentarem em grandes quantidades e volumes, e que, ao serem lançados no ambiente, sem tratamento e disposição adequada, gerando impactos significativos e preocupantes, o percolado proveniente da decomposição desses resíduos nos aterros sanitários acaba sendo potencialmente mais impactante (Coelho, 2013).

O aterro sanitário é o método mais aceito e indicado para disposição final dos resíduos sólidos urbanos. O respectivo método se baseia em conceitos de engenharia, seguindo normas pré-estabelecidas, onde os resíduos são confinados, compactados e aterrados com camadas de solo, onde se processa a decomposição desses resíduos, gerando gases e o percolado de aterro sanitário, também conhecido como chorume (Bedin, 2011; Mendonça, 2010; Brentano, 2006; Gutierrez, 2006; Féris & Tartari, 2005; ABNT, 2004b).

O percolado de aterros sanitários é um resíduo líquido, altamente poluidor, com elevada carga orgânica e inorgânica, com coloração, geralmente, bastante escura e odor desagradável (Matos et al., 2013; Bedin, 2011; Mendonça, 2010; Lauermann, 2007; Brentano, 2006). A produção do percolado depende de alguns fatores, onde os principais são a precipitação pluviométrica local e o volume de resíduos sólidos orgânicos dispostos nas células do aterro sanitário, no entanto, a composição desse resíduo líquido é mais preocupante do que o volume gerado (Coelho, 2013; Giordano et al., 2011; Silva, 2008; Celere et al., 2007).

Diversas pesquisas para caracterizar o percolado de aterros sanitários vêm se destacando, onde são observadas diferenças significativas, principalmente devido à idade dos aterros sanitários. Essa variação nas características do percolado faz com que o seu tratamento adequado torne-se um desafio ainda maior.

Pelo fato do percolado de aterros sanitários apresentar em sua composição elevada concentração de água, nutrientes e material orgânico, esse resíduo líquido pode ser visto também como potencial fertilizante para o solo e para as culturas agrícolas, principalmente aquelas culturas produtoras de biomassa vegetal e biocombustível, como, por exemplo, o capim elefante, o girassol e a mamona.

Utilizando-se de práticas de manejo agronomicamente adequadas, o percolado de aterros sanitários pode ser uma excelente alternativa para fertirrigação, principalmente nas regiões áridas e semiáridas do Brasil, economizando água de melhor qualidade, gerando matéria-prima para fins energéticos, substituindo a madeira retirada do Bioma Caatinga, além de minimizar os efeitos negativos no sistema solo-planta-água-atmosfera (Coelho, 2013).

Outra opção sustentável para se utilizar o percolado de aterros sanitários é na irrigação de espécies mais resistentes a serem plantadas nas próprias células dos aterros sanitários, diminuindo os efeitos erosivos no solo do topo e dos taludes das células, e recirculando o percolado (Coelho, 2013).

Em se tratando de fertirrigação de culturas mais resistentes a diversas condições edafoclimáticas e com fins energéticos, o cultivo de girassol é uma opção a ser considerada, visto que o mesmo assume papel de alimentação humana e animal, como ornamentação e, principalmente, por ser uma oleaginosa que produz um óleo de excelente qualidade, tanto para a indústria alimentícia como para a de biodiesel. O girassol é considerado ainda uma cultura importante para sistemas de rotação de culturas, além da associação com a criação de abelhas (Fagundes, 2012; Queiroga, 2011; Lira et al., 2011; Lopes et al., 2009; Castro et al., 1997).

A ausência de trabalhos com um maior nível de detalhamento e precisão com relação ao tema abordado é uma preocupação e dificuldade encontrada para o melhor gerenciamento dos resíduos sólidos e principalmente o percolado produzido nos aterros sanitários, tornando-se necessário o desenvolvimento de pesquisas que propiciem uma melhor e mais precisa caracterização do percolado, visando acima de tudo destaque com relação aos poluentes presentes, considerando o comportamento dos seus constituintes no meio solo, águas superficiais e subterrâneas e plantas, juntamente com novas técnicas de tratamento e disposição desses resíduos líquidos no meio ambiente.

Neste contexto, objetivou-se neste trabalho, analisar o efeito da aplicação de percolado de aterros sanitários, via sistema de irrigação por gotejamento, na qualidade do solo e no cultivo de girassol (*Helianthus annuus* L.) no semiárido brasileiro.

Especificamente, procurou-se: a) avaliar as alterações nos atributos químicos de um argissolo pela aplicação de percolado de aterros sanitários; b) determinar as características produtivas e nutricionais do girassol sob distintas proporções de percolado de aterros sanitários aplicadas; c) analisar as alterações no desempenho de sistema de irrigação por gotejamento, causadas pela aplicação de percolado de aterros sanitários; d) caracterizar a água de abastecimento e o percolado utilizados no experimento; e, e) verificar a viabilidade e critérios para disposição adequada de percolado de aterros sanitários no solo das células de aterro sanitário, visando ainda à produção de biomassa para fins energéticos.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

O elevado crescimento populacional, os atuais padrões de consumo (alimentos, bens e serviços) e culturais, e a intensificação dos processos industriais e agrícolas tem como consequência inevitável a degradação e depreciação dos recursos naturais e o consequente aumento da geração de resíduos (Coelho, 2013; Giordano et al., 2011; Mendonça, 2010, Celere et al., 2007). Esses resíduos apresentam-se bastante diversificados e com a presença de substâncias de difícil biodegradação (Mendonça, 2010), tornando a manutenção dos padrões sustentáveis de qualidade de vida da população, dos solos e dos recursos hídricos, um grande desafio e preocupação mundial (Eduardo, 2007).

Os resíduos sólidos e semissólidos são os que despertam uma maior preocupação ambiental, visto que se apresentam em quantidades e volumes significativos (Coelho, 2013; Celere et al., 2007), além de serem constituídos por uma complexa mistura de elementos e materiais orgânicos e inorgânicos de natureza diversificada, com propriedades físicas, químicas e biológicas variáveis (Aniceto & Horbe, 2012; Celere et al., 2007), somando-se ainda os problemas de gerenciamento e de disposição final destes resíduos (Carvalho et al., 2006).

De acordo com a NBR 10.004 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) – (ABNT, 2004a), que dispõe sobre a classificação dos resíduos sólidos, estes são definidos como resíduos encontrados nos estados sólidos e semissólidos, os quais resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola e de serviços de varrição. São incluídos nessa definição os lodos provenientes dos sistemas de tratamento de água e aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos hídricos receptores, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.

Nesse ponto, deve-se destacar e estabelecer ainda dois conceitos, o de resíduo e o de rejeito, onde de acordo com a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS), os rejeitos são os resíduos sólidos que, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentem outra possibilidade, se não a disposição final ambientalmente adequada em aterros sanitários (Brasil, 2010).

2.2 TRATAMENTO E DISPOSIÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO AMBIENTE

A disposição final de rejeitos de resíduos sólidos urbanos (RSU) em aterros sanitários é o método mais aceito e adequado ambiental e economicamente, o qual se baseia em conhecimentos de engenharia e segue normas pré-estabelecidas (Bedin, 2011; Gutierrez, 2006; Féris & Tartari, 2005).

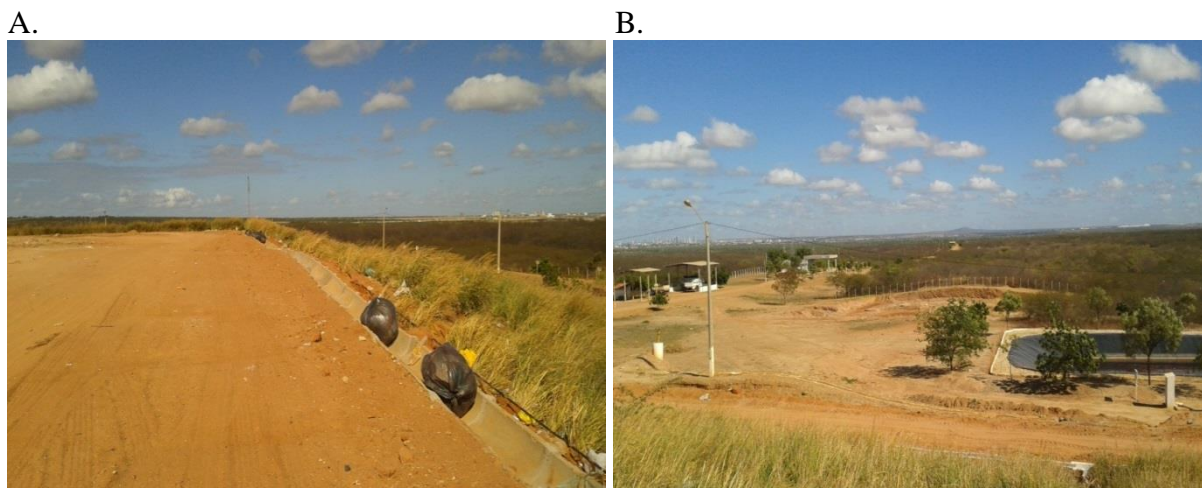
A NBR 8.419 (ABNT, 2004b) define os aterros sanitários de RSU como uma técnica de disposição dos resíduos/rejeitos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando assim os impactos ambientais, utilizando-se de princípios de engenharia para confinar os resíduos/rejeitos sólidos a uma menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os, posteriormente, com uma camada de solo na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, caso necessário (Figura 1).

Para Rocha et al. (2009), os aterros sanitários consistem em um sistema de impermeabilização da base e das laterais realizado geralmente com um filme plástico de polietileno de alta densidade (PEAD), com o sistema de recobrimento do rejeito depositado diariamente e/ou ao final do tempo de operação.

Segundo Mendonça (2010) e Brentano (2006), nos aterros sanitários se processam a degradação dos rejeitos/resíduos através de mecanismos físicos, químicos e biológicos, convertendo a matéria orgânica em formas solúveis e gasosas. Entre esses processos, Barros (2004) destaca que existem três fases principais de biodegradação da matéria orgânica presente nos RSU: a aeróbica, a acidogênica/acetogênica e a metanogênica. Tais processos são responsáveis pela geração do percolato de aterros sanitários (PATS), comumente chamado de chorume; e de gases, como o metano, sulfeto de hidrogênio e a amônia, responsáveis pelo odor característico destes locais (Rocha et al., 2009).

Embora seja a forma mais adequada ambientalmente de disposição final dos rejeitos de RSU, os aterros sanitários requerem preocupações cotidianas (Moreira & Braga, 2009; Coelho et al., 2015a) por gerarem alguns outros grandes impactos ambientais negativos, onde o principal é a elevada produção do percolato produzido nas células do aterro e necessidade de tecnologias de tratamento adequado desse resíduo líquido (Coelho et al., 2015a; Queiroz et al., 2011; Féris & Tartari, 2005), onde a presença de falhas na impermeabilização do aterro sanitário e/ou no manejo do percolato podem comprometer o meio ambiente local e próximo (Carniato et al., 2007; Moraes & Bertazzoli, 2007). Carniato et al. (2007) destacam que a

correta captação, tratamento e disposição final do PATS é de extrema importância, visto que se trata de um líquido com elevado potencial tóxico para o meio ambiente.



Fonte: Arquivo da pesquisadora (2016).

Figura 1. Ilustração de uma das células do Aterro Sanitário do Município de Mossoró-RN compactadas e finalizadas, com plantação de gramíneas em seus taludes (A) e da lagoa de acumulação de percolato de aterros sanitários (PATS), vista de cima da mesma célula mencionada (B).

2.3 PERCOLADO DE ATERROS SANITÁRIOS (PATS)

A disposição de rejeitos de resíduos sólidos urbanos (RSU) nos aterros sanitários leva a ocorrência de degradação do material orgânico presente nesses resíduos, com consequente geração de um líquido turvo de coloração escura e odor desagradável, altamente poluidor e alta carga orgânica e inorgânica, com substâncias tóxicas e recalcitrantes, comumente chamado de chorume (Matos et al., 2013; Bedin, 2011; Mendonça, 2010; Lauermann, 2007; Brentano, 2006). Ao ocorrer a infiltração de água, geralmente sendo água proveniente de precipitações pluviométricas, ocorre a mistura destas águas com o chorume produzido, originando o denominado percolato de aterros sanitários (PATS) (Gutierrez et al., 2010).

A NBR 8.419 (ABNT, 2004b) define o chorume como sendo o líquido produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, que tem como características a cor escura, o mau cheiro e a elevada demanda bioquímica de oxigênio (DBO).

O PATS pode ser definido ainda como um líquido que atravessa um meio poroso (solo do aterro sanitário), constituído de características físico-químicas, bioquímicas e microbiológicas e água de infiltração (Marnie et al., 2005), dependendo assim do índice pluviométrico do local, do escoamento superficial, da possível ascensão de águas subterrâneas nas células do aterro e do volume de resíduos orgânicos dispostos nestas (Coelho, 2013; Silva,

2008), bem como do tempo de disposição (tempo de operação e idade do aterro sanitário), da forma do aterro e altura da camada de resíduos, e das características (origem e composição) do próprio resíduo disposto (Giordano et al., 2011; Celere et al., 2007).

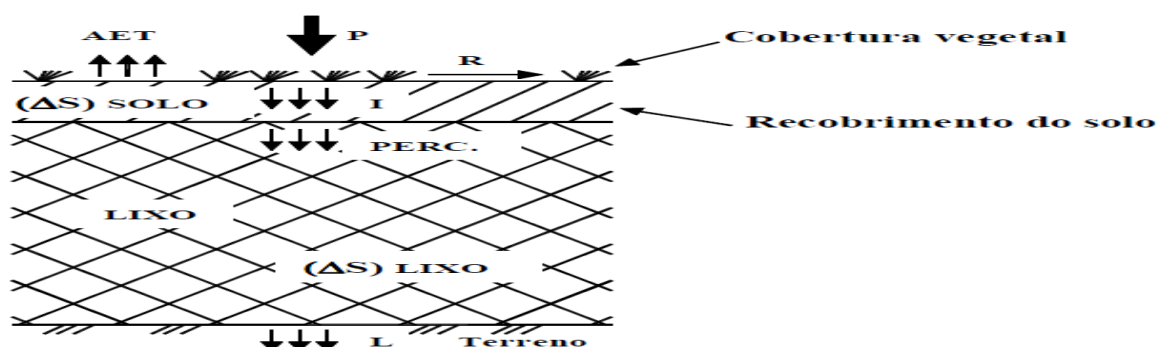
A geração do PATS indica que a massa de resíduos dispostos excedeu sua capacidade máxima de retenção de líquidos, ou seja, está saturada (Brentano, 2006). Entre os fatores que influenciam na produção do percolato nos aterros sanitários, a precipitação pluviométrica do local onde está inserido o aterro é altamente significativa (Bedin, 2011; Giordano et al., 2011), uma vez que chuvas com baixa intensidade, mas com duração prolongada, proporcionam maiores produções (volume) de percolato do que as chuvas de alta intensidade e de curta duração (Bedin, 2011).

A estimativa da produção de percolato gerado em um aterro sanitário pode ser obtida por meio de diversos métodos, como por exemplo, em tanques ou poços utilizados para enchimento de caminhões de transporte ou em calhas Parshall instaladas no ponto de saída. Porém o método Penman-Monteith, também conhecido por balanço hídrico (Equação 1 e Figura 2), é o que melhor representa o fenômeno físico real que ocorre no interior do aterro sanitário (Giordano et al., 2011).

$$L = (P + W_m + B) - (R + AET + G) \pm \Delta S \quad (1)$$

em que:

- L – geração de percolato;
- P – precipitação pluviométrica;
- W_m – umidade inicial dos resíduos;
- B – produção bioquímica de água;
- R – escoamento superficial;
- AET – evapotranspiração;
- G – perda de vapor no gás;
- ΔS – variação do volume estocado.



Fonte: Giordano et al. (2011).

Figura 2. Esquema do balanço hídrico em um aterro sanitário.

Outro método para se obter o valor da vazão de percolado produzido em um aterro sanitário é o chamado método suíço, representado na Equação 2 (Obladen et al., 2009):

$$Q = \frac{1}{t} \cdot P \cdot A \cdot K \quad (2)$$

em que:

Q – vazão de percolado gerado, L s⁻¹;

t – 31.536.000, tempo, segundos ano⁻¹;

P – precipitação pluviométrica anual, mm ano⁻¹;

A – área do aterro sanitário, m²;

K – 0,35, fator geralmente adotado para aterros sanitários com compactação entre 0,4 e 0,7 t m³.

Quanto mais compactados os resíduos estiverem nas células do aterro sanitário, menos água irá infiltrar e menos percolação ocorrerá. Além disso, quando menor a altura da célula do aterro, menor o volume de água a ser infiltrado, ou seja, aterros sanitários mais baixos tendem a produzir mais lixiviado que aterros de mesmo volume mais altos (Pasqualini, 2010).

Em estudo realizado por Carvalho et al. (2006), os autores obtiveram lâminas de PATS iguais a 5 mm dia⁻¹ para colunas com resíduos sólidos novos sem camada de 0,30 m de resíduo da construção civil (RCC) na base, e 3,9 mm dia⁻¹ para colunas com resíduos sólidos novos com camada de 0,30 m de RCC na base. Já Moraes (2005) obteve em seu estudo medidas de vazão do percolado produzido no Aterro Sanitário da Caximba, em Curitiba-PR, valores variando de 36 a 52 m³ h⁻¹, onde o autor relata que houve dificuldade nas medições devido a formação de espuma.

Mais importante do que o volume de percolado gerado nos aterros sanitários, é a composição desse resíduo líquido, o qual, como já foi mencionado, é formado por uma complexa mistura altamente impactante ao meio ambiente.

Sendo assim, a falta de tratamento e/ou o tratamento ou manejo da disposição inadequados desse resíduo líquido pode ocasionar graves impactos ambientais, como a poluição do solo, dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos (Matos et al., 2013) e das plantas.

2.3.1 Poluentes prioritários presentes no PATS

Por ser constituído de uma mistura de compostos orgânicos e inorgânicos, o percolado de aterros sanitários (PATS) apresenta um elevado potencial poluidor, e, dentre esses poluentes presentes, deve-se dá destaque aos poluentes prioritários.

Os poluentes prioritários, de acordo com a USEPA, podem ser definidos como sendo um conjunto de substâncias, orgânicas e inorgânicas, tóxicas, discriminadas pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (United States Environmental Protection Agency – USEPA). Devido a sua toxicidade, estas substâncias devem ser submetidas a leis regulatórias específicas e o seu uso tende a ser evitado por meio da substituição por outras substâncias menos tóxicas ou não caracterizadas como poluentes prioritários (Farias et al., 2008).

De acordo com a USEPA, os poluentes prioritários são representados por um grupo de 126 (de uma lista anterior de 129) compostos químicos, os quais são regulamentados com restrição em função da sua ocorrência, ao seu potencial tóxico, alta biodegradabilidade, persistência no meio ambiente, alta lipofilicidade, efeito prejudicial à biota e, principalmente, devido ao seu alto poder mutagênico e carcinogênico, dentre eles encontram-se os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) (Queiroz et al., 2009; Silva, 2009a; Brunete-Sánchez et al., 2007; Sisino, 2002; Pérez et al., 2001).

Entre os principais compostos orgânicos presentes no PATS estão o benzeno, tolueno, os éteres, cetonas, dioxinas, álcoois, fenóis, pesticidas e organofosfatos (Ribeiro, 2001; Brás et al., 2000; Lee et al., 1998; USEPA, 1996), cujas concentrações variam de acordo com o tempo de deposição no aterro sanitário (Ribeiro, 2001).

Ribeiro (2001) destaca que, além dos compostos orgânicos não-voláteis, existem ainda os compostos orgânicos voláteis e os semi-voláteis. Entre os principais compostos orgânicos voláteis e semi-voláteis, e seus respectivos efeitos prejudiciais, destacam-se os apresentados nas Tabelas 1 e 2.

Tabela 1. Compostos orgânicos semi-voláteis presentes no PATS.

Compostos orgânicos semi-voláteis	Toxicidade segundo a Diretiva 67/548 EEC
Benzidina	Tóxico. Nocivo por ingestão. Cancerígeno.
2,4,5-Triclorofenol	Nocivo por ingestão. Irritante para os olhos e pele.
Hexaclorobenzeno	Tóxico. Efeitos graves para a saúde por exposição prolongada e por ingestão. Cancerígeno.
Hexaclorohexahidroendo.exo-dimetanonaftaleno	Tóxico por contato com a pele e por ingestão. Cancerígeno. Possíveis efeitos irreversíveis nas vias respiratórias.
Hexaclorociclohexano	Tóxico por ingestão. Nocivo por contato com a pele. Cancerígeno.
Pentaclorofenol	Irritante para a pele, olhos e vias respiratórias. Cancerígeno.

Fonte: Adaptado pela pesquisadora (Ribeiro, 2001).

Tabela 2. Compostos orgânicos voláteis presentes no PATS.

Compostos orgânicos voláteis	Toxicidade segundo a Diretiva 67/548 EEC
Metiletilcetona	Irritante para olhos e pele. Tóxico por inalação e por ingestão. Altamente inflamável.
Acetonitrilo	Irritante para os olhos e vias respiratórias. Altamente inflamável.
1,1-Dicloroetileno	Extremamente inflamável. Nocivo por inalação.
Freon 113	Tóxico.
3-Cloro-1-Propeno	Altamente inflamável. Muito tóxico por inalação.
Bromometano	Muito tóxico por inalação. Irritante para os olhos e pele.
Clorofórmio	Nocivo por exposição prolongada. Irritante para a pele. Cancerígeno. Possibilidade de efeitos irreversíveis.
Pentacloroetano	Tóxico por exposição prolongada por inalação. Cancerígeno. Possibilidade de efeitos irreversíveis.

Fonte: Adaptado pela pesquisadora (Ribeiro, 2001).

Devido a grande probabilidade de ocorrência de contaminação humana direta ou indireta, e a conseqüente contaminação ambiental do solo, dos corpos hídricos, da biota e do ar, é de extrema importância que os resíduos sólidos e o seu percolado sejam analisados e destinados corretamente (Sisinno, 2002).

Em pesquisas realizadas por Thörneby et al. (2006) foram encontrados no lixiviado do aterro sanitário de Moskogen, no sul da Suécia, diversos compostos orgânicos aromáticos, entre eles: benzeno-sulfonamida; bifenilos; naftaleno; fosfatos orgânicos; hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HPAs); bifenilos policlorados; fenóis e ftalatos.

No aterro controlado do Morro do Céu, em Niterói-RJ, foi detectada a presença de HPAs em concentrações de 0,02 a 4,2 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Pereira Netto et al., 2002).

2.3.2 Principais poluentes presentes no PATS

Diversas pesquisas para caracterização do percolado de aterros sanitários (PATS) vêm se destacando no meio científico, observando significativas diferenças na composição desse resíduo líquido e relacionando essas diferenças com a idade do aterro sanitário (Coelho, 2013) e com os diversos componentes dos resíduos dispostos no aterro sanitário.

Christensen et al. (2001) destacam que apesar das grandes variações da composição do percolado produzido em diferentes aterros, o estado de degradação, relacionado com a idade do aterro, é considerado como sendo o parâmetro de classificação mais aceito.

Para Bedin (2011), o potencial poluidor do percolado é inversamente proporcional à idade do aterro sanitário, ou seja, quanto mais novo o aterro, maior será o efeito toxicológico do percolado no meio ambiente. A seguir, na Tabela 3, são demonstrados alguns parâmetros do PATS de acordo com a idade do aterro sanitário.

Tabela 3. Variação das características constituintes do percolado de aterros sanitários em função da idade do aterro sanitário.

Características	Idade do aterro sanitário (anos)			
	0 a 5	5 a 10	10 a 15	> 15
pH	3,0 - 6,0	6,0 - 7,0	7,0 - 7,5	7,5
DQO (mg L ⁻¹)	15.000 - 40.000	10.000 - 20.000	1.000 - 5.000	< 1.000
DBO (mg L ⁻¹)	10.000 - 25.000	1.000 - 4.000	50 - 1.000	< 50
N _{total} (mg L ⁻¹)	1.000 - 3.000	400 - 600	75 - 300	< 50
N _{amoniaco} (mg L ⁻¹)	500 - 1.500	300 - 500	50 - 200	< 30
Sólidos Dissolvidos Totais (mg L ⁻¹)	10.000 - 25.000	5.000 - 10.000	2.000 - 5.000	< 1.000

Nota: pH – potencial hidrogeniônico; DQO – demanda química de oxigênio; DBO – demanda bioquímica de oxigênio; N_{total} – nitrogênio total; N_{amoniaco} – nitrogênio amoniacal.

Fonte: Adaptado pela pesquisadora (Schimanko, 2008).

O pH do percolado de um aterro sanitário novo é levemente ácido (próximo de 6,0), passando a ser superior a 8,0 quando o aterro atinge a fase metanogênica (aterro sanitário velho), principalmente se ocorrer a recirculação do percolado nas próprias células do aterro (Giordano et al., 2011; Eduardo 2007).

Com relação à condutividade elétrica (CE) do PATS, esta apresenta valores superiores a 1.000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (1,0 dS m⁻¹) devido as elevadas concentrações de sais e presença de compostos amoniacoais (Giordano et al., 2011).

O PATS é composto por uma mistura de constituintes orgânicos e inorgânicos, onde a fração orgânica é formada por proteínas, amidas, aminas, gorduras, ácidos orgânicos, açúcares, compostos orgânicos xenobióticos e metano, e outros produtos de decomposição; e

os principais compostos inorgânicos são os sais de sódio, cálcio, potássio, amônio, e os metais pesados (Giordano et al., 2011; Mendonça, 2010; Schimanko, 2008; Celere et al., 2007). O PATS apresenta ainda cor variável, entre a amarela clara até a cor negra (Giordano et al., 2011).

A origem da maior parte dos metais pesados presentes no RSU é decorrente de embalagens e tampas metálicas, sendo ainda encontrados em menores quantidades em utensílios domésticos, como por exemplo: panelas, esquadrias, partes de fogões, entre outros (Lôbo, 2006). Abaixo, na Tabela 4, são destacados os principais íons que podem ser encontrados no PATS e suas respectivas fontes de origem.

Tabela 4. Principais íons encontrados no percolado de aterros sanitários e suas respectivas fontes de origem.

Íons	Fontes
Na, K, Ca, Mg	Material orgânico, entulhos de construção, cascas de ovos.
P, N, C	Material orgânico.
Al	Latas descartáveis, cosméticos, embalagens laminadas em geral.
Cu, Fe, Sn	Material eletrônico, latas, tampas de garrafas.
Hg, Mn	Pilhas comuns e alcalinas, lâmpadas fluorescentes.
Ni, Cd, Pb	Baterias recarregáveis (celular, telefone sem fio, automóveis).
As, Sb, Cr	Embalagens de tintas, vernizes, solventes orgânicos.
Cl, Br, Ag	Tubos de PVC, negativos de filmes e raio-X.

Nota: Na - sódio; K - potássio; Ca - cálcio; Mg - magnésio; P - fósforo; N - nitrogênio; C - carbono; Al - alumínio; Cu - cobre; Fe - ferro; Sn - estanho; Hg - mercúrio; Mn - manganês; Ni - níquel; Cd - cádmio; Pb - chumbo; As - arsênio; Sb - antimônio; Cr - cromo; Cl - cloro; Br - bromo e Ag - prata.

Fonte: Adaptado pela pesquisadora (Rodrigues, 2004).

Na fase acetogênica, em que o pH é ácido, ocorre a decomposição da massa de resíduos, onde as condições físico-químicas do meio favorecem a solubilização e disponibilização dos íons metálicos; já na fase metanogênica, o percolado tende a apresentar baixos valores de íons metálicos, devido as condições redutoras do meio, onde ocorre a produção de grandes quantidades de sulfetos, carbonatos e óxido-hidróxidos (Bedin, 2011).

Com o pH ácido, os parâmetros demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), carbono orgânico total (COT), nutrientes e metais pesados são, geralmente, elevados, ocorrendo o inverso quando o valor de pH aumenta (pH básico) na fase metanogênica (Iwai, 2005).

Segundo Bedin (2011), quanto mais velho o aterro sanitário, menor será a presença de metais no percolado, visto que, além da influência do pH, ao longo do tempo os metais

tendem a se encontrarem mais adsorvidos aos sedimentos da matriz de cobertura dos resíduos, à matéria orgânica ou sob a forma de complexos.

Nutrientes como o nitrogênio total, nitrogênio na forma de nitrato e fósforo total apresentaram-se em concentrações elevadas, sendo considerados como poluentes importantes do PATS, principalmente devido às diversas formas de oxidação que podem assumir no meio ambiente (Coelho, 2013).

Para Giordano et al. (2011), o nitrogênio amoniacal é um parâmetro significativo devido a sua solubilidade, podendo até ser utilizado como parâmetro de monitoramento para verificação de contaminação de aquíferos, sendo ainda um parâmetro que aumenta a concentração com tempo de biodegradação, ou seja, é maior no percolado de aterros sanitários velhos.

Entre os elementos mais presentes no PATS dos aterros sanitários, destacam-se o cádmio (Cd), cobre (Cu), Lítio (Li) e o zinco (Zn) (Oliveira et al., 2014; Oliveira et al., 2013; Machado et al., 2011; Oliveira & Pasqual, 2004).

Segundo Giordano et al. (2011), no PATS, os sais de ferro ocorrem em menores concentrações, existindo ainda a presença de alguns contaminantes de metais pesados tóxicos, principalmente se não existe controle no recebimento dos resíduos, onde entre os metais mais comuns encontra-se o zinco (Zn). Os referidos autores ressaltam ainda que a toxicidade do PATS às espécies aquáticas está relacionada principalmente com a presença de amônio (80 %) e em menor parte com os compostos orgânicos (20 %).

A alcalinidade é um parâmetro que pode comprovar a metanização do PATS, onde, quanto maior o seu valor no percolado, maior a transformação da matéria orgânica em gás carbônico (CO₂) e em bicarbonatos (Giordano et al., 2011).

De acordo com Rocha et al. (2009), o PATS proveniente de aterros sanitários apresentam alta DBO e, geralmente, elevadas concentrações de metais pesados, podendo ser considerado cerca de até 1.000 (mil) vezes mais prejudicial do que o próprio resíduo sólido.

Outro parâmetro bastante importante na caracterização do PATS é a biodegradabilidade, representada pela relação entre os valores da DBO e da DQO (DBO/DQO), a qual reflete o grau de decomposição da fração biodegradável dos compostos orgânicos presentes no percolado (Mendonça, 2010; Pacheco, 2004).

Segundo El Fadel et al. (2002) e Kjeldsen et al. (2002), maiores valores da razão DBO/DQO refletem uma maior quantidade de bactérias aeróbicas e facultativas, o que pode ser observado em aterros sanitários recentes, e uma baixa relação DBO/DQO reflete um PATS com baixas concentrações de ácidos graxos e quantidades relativamente altas de combinações

entre ácidos húmicos e fúlvicos. Öman e Junestedt (2007) concluíram que relações de DBO/DQO menores que 0,3 são típicas de aterros sanitários considerados antigos.

A caracterização física, química e biológica do PATS já foi apresentada em diversos trabalhos realizados em âmbito nacional. As Tabelas 5 e 6 resumizam os resultados extraídos dos principais estudos.

Tabela 5. Principais pesquisas realizadas no Brasil para caracterização dos constituintes do percolado de aterros sanitários e suas respectivas faixas de valores.

Características	Oliveira & Jucá (2004)		Lôbo (2006)		Celere et al. (2007)		Mendonça (2010)	Nagashima et al. (2010)	Pasqualini (2010)	Tavares (2011)	Bedin (2011)		Coelho (2013); Coelho et al. (2015d)
	Profundidade 1 - 3 metros	Profundidade > 3 metros	A. S. Metropolitano	A. S. da Muribeca	Módulo I	Módulo II					A. S. Passo Fundo	A. S. Carazinho	
pH	7 - 8,3	7 - 8,3	7,88	8,14			8,3	8,0	8,1	8,1	8,52	8,18	7,45
CE (dS m ⁻¹)			18,446	16,158					19,4				16,4
CT (NMP 100 mL ⁻¹)													28,75
CTe (NMP 100 mL ⁻¹)													0
DQO (mg L ⁻¹)	500 - 4.000	3.000 - 16.000	11.100	4.302			3.010	2.708	4.085	2.300	3.341	476	5.692
DBO (mg L ⁻¹)	200 - 2.170	1.750 - 6.000	5.150	1.562			1.648	731			300	25	2.819
DBO/DQO			0,35	0,33			0,60	0,27			0,09	0,05	0,50
ST (mg L ⁻¹)			14.000						12.505	8.743			19.732
SS (mg L ⁻¹)			486							39			370
OG (mg L ⁻¹)													44,5
N _{total} (mg L ⁻¹)										2.296	2.382	182	592
P _{total} (mg L ⁻¹)			1,3 - 8,0	1,45 - 11,29				18,31		152,07	> 6	0,35	4,9
N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)								4,21		70			10,13
Fe (mg L ⁻¹)	15 - 220	30 - 770	22,3	28,27			9,18	78					5,07
Mn (mg L ⁻¹)	< 0,01 - 35	< 0,01 - 19	1,22	0,48	0,676	0,428	0,18	6,01					3,66
Cu (mg L ⁻¹)	0,2 - 2,9	0,2 - 4,4	0,41	0,39	Não detectável	Não detectável	0,05	0,91					0,1

Fonte: Adaptado pela pesquisadora (Diversos autores).

Tabela 6. Principais pesquisas realizadas no Brasil para caracterização dos constituintes do percolado de aterros sanitários e suas respectivas faixas de valores (Continuação).

Características	Oliveira & Jucá (2004)		Lôbo (2006)		Celere et al. (2007)		Mendonça (2010)	Nagashima et al. (2010)	Pasqualini (2010)	Tavares (2011)	Bedin (2011)		Coelho (2013); Coelho et al. (2015d)
	Profundidade 1 - 3 metros	Profundidade > 3 metros	A.S. Metropolitano	A. S. da Muribeca	Módulo I	Módulo II					A.S. Passo Fundo	A.S. Carazinho	
Zn (mg L ⁻¹)			0,49	0,36	8,429	9,146	0,26						1,13
Pb (mg L ⁻¹)	< 0,01 - 1,5	< 0,01 - 1,8	0,94	0,77	2,085	2,372	0,48	0,7					2,81
Ni (mg L ⁻¹)			0,44	0,31			0,53	2					2,08
Cd (mg L ⁻¹)			0,11		0,01	0,012	0,05	0,07					0,13
Cr (mg L ⁻¹)	< 0,01 - 3,5	< 0,01 - 6,9	0,51	0,47	0,175	0,164	0,14	1,7					-
Al (mg L ⁻¹)	24 - 500	50 - 1.800						26,13					-
K ⁺ (mmol _c L ⁻¹)													58,55
Na ⁺ (mmol _c L ⁻¹)	4.200 - 15.000	10.000 - 30.000											116,61
Ca ²⁺ (mmol _c L ⁻¹)	200 - 1.050	300 - 17.000						31,18					10,44
Mg ²⁺ (mmol _c L ⁻¹)													18,38
Cl ⁻ (mmol _c L ⁻¹)	5.800 - 17.000	15.000 - 48.000	16.000 - 33.000	7.600 - 34.000				14,17		6.251,20			75
Alcalinidade (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	2220 - 5.600	4.750 - 12.480	12.824	13.125				1.529,78	8.990	5.500			
CO ₃ ²⁻ (mmol _c L ⁻¹)													42,5
HCO ₃ ⁻ (mmol _c L ⁻¹)													65
RAS ((mmol _c L ⁻¹) ^{0,5})													31,53

Fonte: Adaptado pela pesquisadora (Diversos autores).

Os dados apresentados nas tabelas anteriores foram obtidos nos trabalhos realizados por: Oliveira & Jucá (2004): A. S. da Muribeca – Recife (PE); Lôbo (2006): A. S. Metropolitano – João Pessoa (PB) e A. S. da Muribeca – Recife (PE); Celere et al. (2007): A. S. Ribeirão Preto (SP); Mendonça (2010): A. S. da Região Metropolitana de Natal (RN); Nagashima et al. (2010): A. S. de Paranavaí (PR); Pasqualini (2010): A. S. Municipal de São Carlos (SP); Tavares (2011): A. S. de Jardim Gramacho (RJ); Bedin (2011); A. S. de Passo Fundo (RS) e A. S. de Carazinho (RS); e Coelho (2013) e Coelho et al. (2015d): A. S. Municipal de Mossoró (RN).

Considerando que o Aterro Sanitário Municipal de Mossoró-RN foi inaugurado no início do ano de 2008 (PMM, SANEPAV, 2012), e que a relação DBO/DQO foi igual a 0,50, calculada com base nos valores médios de DBO e DQO obtidos do percolado de aterro sanitário, verifica-se que o aterro sanitário em questão pode ser enquadrado em uma fase de novo para maduro, com o percolado rico em material orgânico degradável, além de que as altas concentrações de metais pesados encontradas no percolado deve-se principalmente a grande presença de materiais eletrônicos, latas, pilhas, lâmpadas e baterias recarregáveis que constituem os resíduos sólidos do município de Mossoró-RN (Coelho, 2013).

Os altos valores encontrados para os constituintes analisados por Oliveira & Jucá (2004) para o Aterro Sanitário de Muribeca-PE, pode ser justificada principalmente pelo fato de que esse aterro não recebe apenas resíduos de origem urbana, mas também hospitalar e industrial. Os mesmos autores destacam ainda para o aumento das concentrações de vários parâmetros analisados com o aumento da profundidade, fato que provavelmente se deve a infiltração de águas de chuva pela camada de cobertura das células.

Mendonça (2010) ressalta que apesar do pH básico encontrado no PATS do Aterro Sanitário da Região Metropolitana de Natal-RN sinalizar que o percolado encontra-se na última fase de decomposição, o valor da razão DBO/DQO demonstra que a decomposição da matéria orgânica encontra-se ainda incompleta.

Em pesquisa realizada por Martins et al. (2010), os mesmos encontraram valor de pH elevado para o percolado do Aterro Sanitário de Tijuquinhas-SC, com valores variando de 8,9 a 10,2.

Hypolito & Ezaki (2006), encontraram valores de DBO variando entre 2.300 e 2.700 mg L⁻¹, e de DQO variando entre 4.500 e 7.500 mg L⁻¹.

Souto (2009) caracterizou o percolado de aterros sanitários brasileiros nas fases ácida e metanogênica, com base em dados brasileiros de vários estudos sobre percolados de aterros sanitários reais e sem nenhum tipo de tratamento, conforme apresentado na Tabela 7.

Tabela 7. Caracterização de percolados de aterros sanitários brasileiros reais e sem nenhum tipo de tratamento.

Características	Fase ácida		Fase metanogênica	
	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
pH	4,4	8,4	5,9	9,5
CE (dS m ⁻¹)	0,230	45	0,100	45
Turbidez (UNT)	100	540	0,02	6200
CTe (NMP 100 mL ⁻¹)	200	5 x 10 ⁷	Não detectável	2 x 10 ⁸
DQO (mg L ⁻¹)	90	100.000	20	35.000
DBO (mg L ⁻¹)	1	55.000	3	17.200
DBO/DQO	0,01	0,55	0,15	0,49
ST (mg L ⁻¹)	400	45.000	200	29.000
SS (mg L ⁻¹)	10	7.000	7	12.400
P _{total} (mg L ⁻¹)	Não detectável	270	Não detectável	80
N _{total} (mg L ⁻¹)	1,7	3.000	0,6	5.000
N-NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	-	-	Não detectável	70
N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	Não detectável	45	Não detectável	270
Fe (mg L ⁻¹)	Não detectável	1.400	0,01	720
Mn (mg L ⁻¹)	Não detectável	115	Não detectável	30
Cu (mg L ⁻¹)	Não detectável	0,8	Não detectável	2,9
Zn (mg L ⁻¹)	Não detectável	27	Não detectável	35
Pb (mg L ⁻¹)	Não detectável	1,5	Não detectável	6,7
Ni (mg L ⁻¹)	Não detectável	6,5	Não detectável	1,4
Cd (mg L ⁻¹)	Não detectável	0,1	Não detectável	0,6
Cr (mg L ⁻¹)	Não detectável	1,2	Não detectável	1,0
Cl ⁻ (mmol _c L ⁻¹)	275	4.700	20	6.900
Alcalinidade (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	170	32.000	125	20.200

Fonte: Adaptado pela pesquisadora (Souto, 2009).

Já Renou et al. (2008) coletaram dados de 21 aterros sanitários distribuídos na América, Ásia e Europa, e compilaram os valores de alguns parâmetros dos percolados produzidos, tanto na fase ácida quanto na fase metanogênica (Tabela 8).

Tabela 8. Caracterização de percolados de aterros sanitários distribuídos na América, Ásia e Europa.

Características	Fase ácida		Fase metanogênica	
	Mínimo	Máximo	Mínimo	Máximo
pH	5,6	9,1	7	11,5
DQO (mg L ⁻¹)	1.870	70.900	100	10.000
DBO (mg L ⁻¹)	90	26.800	3	800
DBO/DQO	0,05	0,38	0,03	0,08
SS (mg L ⁻¹)	> 5.000	950	13	1.600
N _{total} (mg L ⁻¹)	75	13.000	5	1.680
Fe (mg L ⁻¹)	Sem dados disponíveis	Sem dados disponíveis	4,1	26
Mn (mg L ⁻¹)	Sem dados disponíveis	Sem dados disponíveis	0,005	0,08
Cu (mg L ⁻¹)	Sem dados disponíveis	Sem dados disponíveis	0,13	15,5

Fonte: Adaptado pela pesquisadora (Renou et al., 2008).

Por apresentar diversas substâncias com elevado potencial poluidor, a caracterização do PATS torna-se de suma importância para o manejo e desenvolvimento de técnicas de tratamento adequadas (Giordano et al., 2011).

2.4 ASPECTOS LEGAIS

Com relação aos resíduos sólidos, tem-se a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei nº 12.305, sancionada dia 2 de agosto de 2010 (Brasil, 2010), em que altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências.

De acordo com o Art. 4º da referida Lei, a Política Nacional de Resíduos Sólidos reúne o conjunto de princípios, objetivos, instrumentos, diretrizes, metas e ações adotados pelo Governo Federal, isoladamente ou em regime de cooperação com Estados, Distrito Federal, Municípios ou particulares, com vistas à gestão integrada e ao gerenciamento ambientalmente adequado dos resíduos sólidos (BRASIL, 2010).

Em seu Artigo 9º, a Lei nº 12.305 destaca ainda que na gestão e gerenciamento de resíduos sólidos, deve ser observada a seguinte ordem de prioridade: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos (BRASIL, 2010).

Entre as normas brasileiras que tratam dos resíduos sólidos, as mais importantes são:

- NBR 10.004 – Resíduos Sólidos – Classificação. Esta Norma classifica os resíduos sólidos quanto aos seus riscos potenciais ao meio ambiente e as saúde pública, para que sejam gerenciados adequadamente. Está vinculada à NBR 10.005 – Lixiviação de resíduos, à NBR 10.006 – Solubilização de resíduos, e a NBR 10.007 – Amostra de resíduos (ABNT, 2004a);
- NBR 10.005 – Lixiviação de resíduos – Procedimento. Esta Norma fixa os requisitos exigíveis para a obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos, visando diferenciar os resíduos classificados como perigosos e não perigosos (inerte e não inerte) (ABNT, 2004c);
- NBR 10.006 – Solubilização de resíduos – Procedimento. Esta Norma fixa os requisitos exigíveis para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos, visando diferenciar os resíduos classificados como inertes e não inertes (ABNT, 2004d);
- NBR 10.007 – Amostra de resíduos – Procedimento. Esta Norma tem por objetivo fixar as condições exigíveis para amostragem, preservação e estocagem de amostras de resíduos sólidos. Estabelece, também, procedimentos específicos para coleta de amostras representativas em tambores, caminhões-tanque, receptáculos contendo pó ou resíduos granulados, lagoas de resíduos, leitos de secagem, lagoas de evaporação secas, lagoas secas e solos contaminados, montes ou pilhas de resíduos e tanques de estocagem. Em todos esses tipos de acondicionamento de resíduos, o coletor deve possuir equipamentos de proteção individuais adequados (ABNT, 2004e).

No que se refere ao aproveitamento de resíduos líquidos, a primeira lei regulamentadora que tratou sobre o reuso de água no Brasil foi a norma técnica brasileira NBR 13.696 de setembro 1997, a qual define as classes de água de reuso e seus respectivos padrões de qualidade (ABNT, 1997; FIRJAN, 2006). Ainda de acordo com a referida Norma, o reuso de água com origem doméstica é aplicado para fins não potáveis, como irrigação de jardins, campos agrícolas e pastagens; manutenção paisagística de lagos e canais com água, no entanto, para tal reuso, o efluente deve ser tratado de forma que seja eliminado os riscos microbiológicos e esteja com condições estéticas aceitáveis (ABNT, 1997).

No nordeste brasileiro, mais especificamente no Estado do Ceará, há um instrumento orientador sobre reuso de água na irrigação, desenvolvido pela Superintendência Estadual do Meio Ambiente (SEMACE), que é a Portaria nº 154 de julho de 2002 (CEARÁ, 2002), a qual dispõe sobre os padrões e condições para lançamentos de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras.

De acordo com Ceará (2002), em seu Artigo 6º, a reutilização de efluentes de origem doméstica em atividades agrônômicas, como irrigação, drenagem, dessedentação de animais e aquicultura, deverá obedecer aos seguintes limites:

I – Atividades Tipo 1 – Irrigação de vegetais ingeridos crus e sem remoção de película, dessedentação de animais e aquicultura, conforme se segue:

- a) Coliformes fecais < 1000 coliformes fecais por 100 mL;
- b) Ovos de helmintos < 1 ovo por L de amostra;
- c) Condutividade elétrica < 3,0 dS m⁻¹.

II – Atividades Tipo 2 – Aquelas culturas não referidas no inciso anterior, conforme segue:

- a) Coliformes fecais < 5000 coliformes fecais por 100 mL;
- b) Ovos de helmintos < 1 ovo por L de amostra.
- c) Condutividade elétrica < 3,0 dS m⁻¹.

Na referida Portaria, Ceará (2002) define em seu Artigo 3º, que os efluentes de qualquer fontes poluidora, incluindo as indústrias, que estejam instaladas em região dotada de Rede Pública de Esgoto com disposição final no oceano através do Emissário Submarino, deverão ser obrigatoriamente interligadas ao Sistema, obedecendo a uma série de padrões de lançamento, sendo os principais:

I – pH : 6,0 a 10,0;

II – temperatura: inferior a 40° C;

III – materiais sedimentáveis: até 20,0 mL L⁻¹ em teste de 1 hora em “Cone Imhoff”;

IV – substâncias solúveis em hexano: 100,0 mg L⁻¹;

V – ausência de solventes, gasolina, óleos leves e substâncias explosivas ou inflamáveis;

VI – ausência de substâncias que causem ou possam causar obstruções das canalizações ou interferência na operação do emissário submarino;

VII – concentração máxima dos seguintes elementos, conjunto de elementos ou substâncias, conforme Anexo II presente na Portaria.

VIII – regime de lançamento contínuo de 24 horas dia⁻¹, com vazão máxima de 1,5 vez a vazão diária.

Com relação ao limite para DQO, a Portaria nº 154 estabelece um valor de 200 mg L⁻¹, e para lançamento de sólidos suspensos direto de efluente tratado em corpo hídrico receptor, o valor limite é de 100 mg L⁻¹ para efluentes industriais e 50 mg L⁻¹ para efluentes predominantemente domésticos (CEARÁ, 2002).

Em 8 de janeiro de 1997, o Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) estabelece por meio da Política Nacional de Recursos Hídricos, Lei nº 9.433, a criação do

Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, objetivando principalmente o uso racional e integrado dos recursos hídricos, assegurando a disponibilidade, à atual e às futuras gerações, de água na qualidade adequada aos mais diversos usos pelas atividades humanas e prevenção contra crises hidrológicas, tanto provocadas por mau uso quanto por fatores naturais (BRASIL, 1997).

Posteriormente, em 28 de novembro de 2005, por meio da resolução nº 54, o CNRH estabelece os critérios para a prática de reuso direto e não potável de água, além incentivar a implementação do reuso de águas de qualidade inferior nas práticas agrícolas, ficando assim instituído o reuso para fins agrícolas, urbanos, industriais, aquicultura, florestais e ambientais. Ressalta-se que, no Brasil, a técnica de reuso que mais é difundida e segue totalmente a norma é a do uso de lodo de esgoto, estando suas diretrizes estabelecidas por meio do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 375 de 2006 (BRASIL, 2006a; FIRJAN, 2006).

Em substituição à Resolução do CONAMA nº 20 de junho de 1986, foi estabelecida a Resolução CONAMA nº 357 em março de 2005, a qual define os parâmetros para a classificação dos corpos hídricos, diretrizes ambientais que os enquadram, bem como condições e padrões de lançamento de efluentes tratados, utilizando-se como base para isso os diversos níveis de qualidade destas águas, de acordo com o uso específico de cada curso hídrico (Brasil, 2005).

No ano de 2005, a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), elaborou a decisão de diretoria nº 195, a qual dispõe de Valores Orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo, substituindo os Valores Orientadores de 2001, e dá outras providências (CETESB, 2005).

Mais recentemente, em 13 de maio de 2011, o CONAMA elaborou a Resolução nº 430, a qual trata sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementando e alterando a Resolução CONAMA nº 357 de 2005, delegando ainda aos órgãos ambientais estaduais as funções de fiscalizar, orientar e punir as atividades potencialmente poluidoras, definindo diretrizes locais para a emissão dos efluentes, caso necessário (BRASIL, 2011). Nesta Resolução, destacam-se os seguintes artigos sobre a disposição final de efluentes tratados:

- Artigo 3º. Os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente nos corpos receptores após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos nesta Resolução e em outras normas aplicáveis.

- Artigo 5º. Os efluentes não poderão conferir ao corpo receptor características de qualidade em desacordo com as metas obrigatórias progressivas, intermediárias e final, do seu enquadramento.

- Artigo 11º. Nas águas de Classe Especial é vedado qualquer tipo de lançamento de efluentes ou disposição de resíduos domésticos, agropecuários, de aquicultura, industriais e de quaisquer outras fontes poluentes, mesmo que tratados.

- Artigo 12º. O lançamento de efluentes em corpos de água, com exceção daqueles enquadrados na classe especial, não poderá exceder as condições e padrões de qualidade de água estabelecidos para as respectivas classes, nas condições da vazão de referência ou volume disponível, além de atender outras exigências aplicáveis.

- Artigo 16º. Os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente no corpo receptor desde que obedeçam as condições e padrões previstos neste artigo, resguardadas outras exigências cabíveis:

a) pH entre 5 a 9;

b) temperatura: inferior a 40 °C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3 °C no limite da zona de mistura;

c) materiais sedimentáveis: até 1 mL L⁻¹ em teste de 1 hora em cone Imhoff. Para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar virtualmente ausentes;

d) regime de lançamento com vazão máxima de até 1,5 vez a vazão média do período de atividade diária do agente poluidor, exceto nos casos permitidos pela autoridade competente;

e) óleos e graxas: óleos minerais até 20 mL L⁻¹, e óleos vegetais e gorduras animais até 50 mL L⁻¹;

f) ausência de materiais flutuantes; e,

g) Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias à 20 °C (DBO₅²⁰) com remoção mínima de 60 %, sendo que este limite só poderá ser reduzido no caso de existência de estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor.

- Artigo 21º. Para o lançamento direto de efluentes oriundos de sistemas de tratamento de esgotos sanitários deverão ser obedecidas praticamente as mesmas condições e padrões específicos definidos no Artigo 16º, alterando apenas: a DBO₅²⁰ para no máximo de 120 mg L⁻¹, sendo que este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento com eficiência de remoção mínima de 60 % de DBO, ou mediante estudo de

autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor; e substâncias solúveis em hexano (óleos e graxas) até 100 mg L⁻¹.

Ainda de acordo com a Resolução CONAMA nº 430, as concentrações máximas de alguns principais elementos químicos em um efluente a ser lançado em um corpo receptor são: chumbo total = 0,5 mg L⁻¹; cobre dissolvido = 1,0 mg L⁻¹; ferro dissolvido = 15,0 mg L⁻¹; manganês dissolvido = 1,0 mg L⁻¹; níquel total = 2,0 mg L⁻¹; nitrogênio amoniacal total = 20,0 mg L⁻¹; e zinco total = 5,0 mg L⁻¹ (BRASIL, 2011).

Para determinação das concentrações máximas permitidas de poluentes no meio hídrico, superficial e subterrâneo, as Resoluções CONAMA nº 357 e nº 430 são as principais normatizações que regem esses padrões.

Os valores máximos de concentrações dos poluentes prioritários para as águas doces classe 2 também são estipulados e demonstrados pela Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005).

Para os valores máximos de concentrações de elementos químicos presentes nesta classe hídrica, a Resolução CONAMA nº 357 estabelece (Tabela 9) (BRASIL, 2005):

Tabela 9. Valores de concentrações máximas permitidas de alguns elementos químicos presentes em águas doces classe 2.

Parâmetros	Valor máximo permitido
Alumínio dissolvido	0,1 mg L ⁻¹
Cádmio total	0,001 mg L ⁻¹
Chumbo total	0,01 mg L ⁻¹
Cobre dissolvido	0,009 mg L ⁻¹
Cloreto total	250 mg L ⁻¹
Cromo total	0,05 mg L ⁻¹
Ferro dissolvido	0,3 mg L ⁻¹
Fósforo total (ambiente lântico)	0,020 mg L ⁻¹
Fósforo total (ambiente intermediário, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lântico)	0,025 mg L ⁻¹
Fósforo total (ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários)	0,1 mg L ⁻¹
Manganês total	0,1 mg L ⁻¹ .
Níquel total	0,025 mg L ⁻¹
Zinco total	0,18 mg L ⁻¹
Nitrato	10,0 mg L ⁻¹
Nitrito	1,0 mg L ⁻¹

Fonte: Adaptado pela pesquisadora (BRASIL, 2005).

Para se determinar as concentrações máximas de poluentes no solo, foi estabelecida a Resolução CONAMA nº 420, em 28 de dezembro de 2009, a qual dispõe sobre os critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas (BRASIL, 2009). De acordo com esta Resolução, em seu Artigo 13º, ficam estabelecidas as classes de qualidade de solos, segundo a concentração de substâncias químicas:

I - Classe 1 – Solos que apresentam concentrações de substâncias químicas menores ou iguais ao Valor de Referência de Qualidade (VRQ – valor concentração de determinada substância que define a qualidade natural do solo, sendo determinado com base em interpretação estatística de análises físico-químicas de amostras de diversos tipos de solos);

II - Classe 2 – Solos que apresentam concentrações de pelo menos uma substância química maior do que o Valor de Referência de Qualidade e menor ou igual ao Valor de Prevenção (VP – concentração de valor limite de determinada substância no solo, tal que ele seja capaz de sustentar as suas funções principais de acordo com o Artigo 3º);

III - Classe 3 – Solos que apresentam concentrações de pelo menos uma substância química maior que o Valor de Prevenção e menor ou igual ao Valor de Investigação (VI – concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando um cenário de exposição padronizado); e,

IV - Classe 4 – Solos que apresentam concentrações de pelo menos uma substância química maior que o Valor de Investigação.

Segundo a Resolução CONAMA nº 420 (BRASIL, 2009), fica estabelecido em seu Artigo 15º, que as concentrações de substâncias químicas no solo resultantes da aplicação ou disposição de resíduos e efluentes, observada a legislação em vigor, não poderão ultrapassar os respectivos Valores de Prevenção.

A seguir, na Tabela 10, estão destacados alguns dos principais constituintes do percolado de aterros sanitários e suas respectivas concentrações máximas permitidas para o solo e também para as águas subterrâneas de acordo com a Resolução CONAMA nº 420. Na referida Resolução também pode-se encontrar os demais valores orientadores (concentrações de substâncias químicas que fornecem orientação sobre a qualidade e as alterações do solo e da água subterrânea) para alguns dos principais poluentes, para solos e águas subterrâneas.

Tabela 10. Valores orientadores para solos e águas subterrâneas, estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 420 de 2009.

Substâncias	Solo (mg kg ⁻¹ de peso seco)				Água Subterrânea (µg L ⁻¹)
	Valor Prevenção	Valor de Investigação			Valor de Investigação
		Agrícola	Residencial	Industrial	
Cádmio	1,3	3	8	20	5*
Chumbo	72	180	300	900	10*
Cobre	60	200	400	600	2.000*
Cromo	75	150	300	400	50*
Ferro	-	-	-	-	2.450**
Manganês	-	-	-	-	400**
Mercúrio	0,5	12	36	70	1*
Molibdênio	30	50	100	120	70
Níquel	30	70	100	130	20
Nitrato	-	-	-	-	10.000*
Zinco	300	450	1.000	2.000	1.050**

Nota: * Padrões de potabilidade de substâncias químicas que representam risco à saúde definidos na Portaria nº 518/2004 do Ministério da Saúde (Tabela 3).

** Valores calculados com base em risco à saúde humana, de acordo com o escopo desta Resolução. Diferem dos padrões de aceitação para consumo humano definidos na Portaria nº 518/2004 do Ministério da Saúde (Tabela 5) e dos valores máximos permitidos para consumo humano definidos no Anexo I da Resolução CONAMA nº 396/2008.

Fonte: Adaptado pela pesquisadora (BRASIL, 2009).

Com relação às concentrações máximas permitidas de poluentes nas plantas, Ayers & Westcot (1999) e Matos (2007) citam as concentrações máximas permitidas para alguns elementos químicos presentes em águas residuárias para aplicação em culturas agrícolas, sendo valores que podem ser utilizados como referencial também para o percolado de aterros sanitários (Tabela 11).

Tabela 11. Valores de concentrações máximas permitidas de alguns elementos químicos presentes em águas residuárias para aplicação em culturas agrícolas.

Elementos	Concentração (mg L ⁻¹)	Observações
Alumínio	5,00	Pode tornar improdutivo solos ácidos (pH < 5,5); porém em solos com pH > 7 o Al é precipitado, sendo eliminada a toxicidade.
Cádmio	0,01	Tóxico para os feijões, beterraba e nabo em concentrações tão baixas como 0,1 mg L ⁻¹ em soluções nutritivas. Recomendam-se limites baixos devido a sua acumulação potencial em solos e plantas. Perigoso para seres humanos.
Chumbo	5,00	Em altas concentrações pode inibir o crescimento celular.
Cobre	0,20	Entre 0,1 a 1,0 mg L ⁻¹ é tóxico às plantas em soluções nutritivas.
Cromo	0,10	Geralmente não é conhecido como elemento essencial. Valores baixos recomendados por falta de conhecimento sobre sua toxicidade às plantas.
Ferro	5,00	Não é tóxico em solos com boa aeração, porém contribui para a acidez e a indisponibilidade do fósforo e do molibdênio. A aspersão pode causar a formação dos depósitos nas folhas.
Manganês	0,20.	No geral, tóxico só em solos ácidos desde alguns décimos até uns poucos mg L ⁻¹ .
Molibdênio	0,01	Em concentrações normais não é tóxico para as plantas, porém pode ser para o gado alimentado com pastos cultivados em solos com alto teor de molibdênio disponível.
Níquel	0,20	Entre 0,5 e 1,0 mg L ⁻¹ tóxico para certas plantas. Sua toxicidade é reduzida em pH neutro ou alcalino.
Zinco	2,00	Tóxico para muitas plantas em concentrações bastante variadas. Sua toxicidade é reduzida em pH > 6 em solos de textura fina.

Fonte: Adaptado pela pesquisadora (Matos, 2007).

2.5 EFEITOS DA APLICAÇÃO DE RESÍDUOS LÍQUIDOS NO SOLO E NOS CULTIVOS AGRÍCOLAS

2.5.1 A escassez de água e os resíduos líquidos

Apesar do Brasil ser considerado um país abundante em relação aos recursos hídricos, existe um sério problema de disponibilidade de água de boa qualidade, além da má distribuição deste recurso, da população e dos recursos ambientais ao longo de todo o território. O Brasil é um país heterogêneo em diversos aspectos, onde as regiões áridas e semiáridas são as mais prejudicadas em relação à disponibilidade de água em quantidade e qualidade.

A prática da irrigação de culturas agrícolas é a maior consumidora de água entre os diversos outros usos desse recurso, apresentando cerca de 70 % do uso consultivo total (BRASIL, 2012a) com forte tendência para chegar a 80 % até o final da década (Hespanhol, 2008), fato que leva a busca por fontes alternativas de recursos hídricos.

Devido à situação relatada acima, aliada a necessidade de tratamento adequado de efluentes líquidos, faz com que a prática de utilização de águas residuárias para várias atividades, inclusive, e principalmente, na irrigação agrícola, venha sendo cada vez mais favorecida através de projetos com alternativas de desenvolvimento no semiárido em convivência com a seca e buscando melhorias sociais e valorização da atividade agrícola nessas regiões (Barbosa et al., 2014; Silva et al., 2013a).

Essa utilização e aproveitamento de resíduos líquidos de diversas naturezas na irrigação e produção agrícola pode ser justificada com a liberação de água potável para consumo humano e conservação dos mananciais e preservação do meio ambiente, onde, de acordo com Costa (2012), constitui-se, também, como uma forma de amenização do problema de escassez hídrica, principalmente nas regiões áridas e semiáridas, e diminuição do elevado custo na construção de novos sistemas de abastecimento.

O acentuado aumento da utilização de águas residuárias na agricultura se deve, além da escassez de recursos hídricos de boa qualidade, em função de ser uma prática de reciclagem de água e nutrientes, favorecendo uma economia de insumos agrícolas (água e fertilizantes) e de custos de produção; e minimização do lançamento de esgotos nos corpos hídricos naturais, prevenindo a poluição, contaminação e eutrofização nesse meio (Condé et al., 2012; Soares & Antonio, 2012).

O aproveitamento desses resíduos líquidos como fertirrigação de culturas agrícolas mais acessíveis favorece a ampliação da área irrigada, pode possibilitar o aumento da produtividade agrícola e qualidade dos produtos, além de promover melhoria nas características físicas, químicas e biológicas do solo e melhorias ambientais e de saúde pública, utilizando-se em conjunto práticas de manejo agronomicamente adequadas para resolver os problemas de qualidade (Chevremont et al., 2013; Dutra, 2013; Lo Monaco et al., 2009; Hespanhol, 2008).

Para Gheyi et al. (2012), a utilização desses efluentes em regiões semiáridas, resolve dois problemas de uma vez só, isto é, se economiza água de melhor qualidade para fins mais nobres, e se utiliza do aporte de nutrientes dos efluentes.

Para Brasil (2012b), a prática de reuso de águas na agricultura (aplicação no solo e nas plantas) em regiões áridas e semiáridas é considerada ainda como forma de tratamento desses efluentes, visto que, falta massa hídrica suficiente para diluir os efluentes provenientes das

estações de tratamento e depurar seus nutrientes, e os poucos recursos hídricos que existem são enquadrados como corpos hídricos lânticos, devido à massa de água estar praticamente parada.

No Brasil, o reuso desse tipo água ainda é discreto, apesar de existirem vários registros de exemplos de utilização de esgotos sanitários em irrigação (Rocha et al., 2010; Mollahoseini, 2013).

O volume das águas residuárias a ser aplicado na agricultura deve ser baseado na dose de nutrientes recomendada para as culturas agrícolas juntamente com a estimativa da necessidade hídrica destas (Lo Monaco et al., 2009), ou seja, utilizar as águas residuárias para suprir a necessidade de nutrientes e, em conjunto, a irrigação com água da rede de abastecimento para suprir a necessidade hídrica da cultura utilizada.

De acordo com Oliveira et al. (2004), para que uma fertirrigação seja eficiente, torna-se necessário a localização dos nutrientes na profundidade de maior densidade do sistema radicular das culturas, situação onde os modelos físico-matemáticos constituem uma valiosa ferramenta de estudo por descreverem o estado atual e fazer previsões do estado futuro desses elementos ao longo do perfil do solo.

Para Dias et al. (2011), as características das águas residuárias variam de acordo com a sua procedência, o que leva a uma série de orientações, dependendo da legislação vigente em cada país, para o seu uso na agricultura. Entre algumas orientações que objetivam auxiliar na tomada de decisões, as principais são: presença de microrganismos causadores de doenças; prevenção dos agricultores e consumidores quando ao contato direto com os efluentes, solos e culturas contaminadas; influência na matéria orgânica presente no solo; conteúdo de nutrientes presentes nos efluentes, principalmente nitrogênio, fósforo e potássio; e minerais dissolvidos. Dutra (2013) reforça ainda que, aspectos de salinidade, sodicidade e principalmente sanitários, devem ser analisados previamente a utilização desses efluentes na agricultura.

Com relação à forma de aplicação e disposição das águas residuárias nos sistemas agrícolas, os conjuntos de irrigação por gotejamento são os mais sustentáveis ambientalmente, visto que eleva a eficiência de aplicação hídrica; anula ou baixa o risco de contaminação do produto agrícola e dos operadores no campo; minimizam os riscos de escoamento superficial, percolação e acumulação de sais próximo ao sistema radicular; e previne aerossóis (Batista et al., 2011; Cunha, 2008; Oron et al., 1999), entretanto, a aplicação de águas residuárias por meio de conjuntos de irrigação por gotejamento tem a desvantagem de apresentar elevada suscetibilidade ao entupimento dos gotejadores (Capra & Scicolone, 2007).

Para Puig-Bargués et al. (2005) e Capra & Scicolone (2007), o que vai interferir diretamente na sensibilidade ao entupimento dos gotejadores é o tipo de tratamento aplicado nas águas residuárias e a qualidade do efluente. Um dos fatores que propicia o entupimento parcial ou total dos gotejadores é a formação de um biofilme resultante da interação entre colônias de bactérias e algas, favorecendo o decréscimo do Coeficiente de Uniformidade de Christiansen (CUC), do Coeficiente de Uniformidade de Distribuição (CUD) e da vazão dos gotejadores (Batista et al., 2010a).

Com relação mais especificamente ao estado do Rio Grande do Norte (RN), Saraiva & König (2013) destacam que a grande extensão do desmatamento no estado, aliado ao lançamento dos efluentes no solo e nos corpos hídricos, geram a necessidade de novas alternativas de utilização dos efluentes, tanto para suprir a carência hídrica da região, quanto para expandir as áreas agriculturáveis, sejam essas áreas para prover alimento para animais ou até mesmo para fornecer matéria-prima para geração de energia.

No estado do Rio Grande do Norte, vários estudos (Mota et al., 2011; Sousa Neto et al., 2012; Lopes, 2012; Costa, 2012; Coelho, 2013; Coelho et al., 2015a; Coelho et al., 2015b; Coelho et al., 2015c; Coelho et al., 2016; Mesquita et al., 2015; Mesquita, 2016; Santiago et al., 2013; Vale et al., 2013; Azevedo et al., 2013; Silva et al., 2013a; Silva et al., 2014; Andrade Filho, 2016) já foram realizados com o objetivo de utilização de águas residuárias de diferentes origens para diversos fins, principalmente na atividade agrícola. No entanto, estudos que tratam a produção de mudas frutíferas e olerícolas com a utilização de águas residuárias de origem doméstica ainda são poucos (Mota et al., 2011).

A reutilização de águas residuárias ainda é muito discreta (Cirilo, 2010), pois, como observado por Hespanhol (2008), a percepção e opinião formadas pelas pessoas das comunidades a respeito do reuso de águas residuárias está diretamente relacionada ao grau de informação que estas tenham acesso, à confiança nos interlocutores aos quais estejam apresentando as ideias e alternativas do reuso, à forma como se relacionam com os mananciais hídricos locais e à sua percepção sobre o problema da seca.

Barbosa et al. (2014) destacam que para se ter efeito significativo da prática de reuso de águas residuárias, deve-se integrar também outras tecnologias adequadas para o semiárido, associando a gestão dos recursos hídricos com o saneamento básico e com a produção agrícola, e que estas ações dependem do desenvolvimento de mais estudos sobre o assunto, desenvolvimento tecnológico, intervenção e acompanhamento, com presença permanente do estado no semiárido, em todas as suas esferas políticas, econômicas e administrativas.

Conforme destacado por Lucas Filho et al. (2001), considerando em termos quantitativos, o volume de águas residuárias disponibilizadas para a prática agrícola é insignificante diante do total de água necessária para tal atividade, porém, essas águas residuárias constituem uma fonte alternativa de água disponível, onde mesmo nos casos em que não se obtém os rendimentos máximos, ainda assim representam retornos econômicos importantes.

2.5.2 Impactos das águas residuárias no solo e na cultura

Dias et al. (2011) enfatiza que toda e qualquer água utilizada na irrigação irá conter sais, porém sua qualidade pode variar de acordo com o tipo e a quantidade de sais presentes, e que nem todos os sais que são incorporados no solo através das águas, permanecem no mesmo, pois uma parte desses sais pode ser percolada ou torna-se insolúvel, formando precipitados.

Relacionado à produção agrícola com efluentes, o método de disposição dessas águas residuárias no solo vem sendo utilizado em grande escala em vários locais do mundo (Silva & Eying, 2013; Simões et al., 2013), onde, além dos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem na própria matriz do solo e são utilizados para tratamento dos resíduos líquidos, podem ocorrer relações solo-planta, como pode-se destacar, por exemplo, a fitorremediação.

A fitorremediação é uma das técnicas de biorremediação, a qual consiste em utilizar plantas específicas para recuperar, de forma total ou parcial, a qualidade de um ambiente impactado (Martins, 2014), apresentando como as principais vantagens o baixo custo e alta eficiência (Xia & Ma, 2006). Entre os principais mecanismos da fitorremediação, encontra-se a fitoextração, no qual as plantas absorvem os elementos contaminantes através das raízes, onde os mesmos passam a ser armazenados ou transportados e acumulados nas partes aéreas do vegetal (Martins, 2014).

Apesar de apresentar enormes vantagens, para que a prática de produção agrícola com efluentes torne-se viável, é necessária, primeiramente, uma gestão que estabeleça um equilíbrio entre a oferta e demanda desses resíduos líquidos, além de aperfeiçoamento das técnicas de tratamento, aplicação e manejo de efluentes (Bezerra & Fidelis Filho, 2009; Condé et al., 2012), já que o uso incorreto ou mal manejado, pode trazer efeitos prejudiciais tanto ao solo quanto à cultura (Lo Monaco et al., 2009; Gonçalves et al., 2013).

Entre os efeitos negativos decorrentes da aplicação indiscriminada ou mal manejada de efluentes na atividade agrícola, pode-se destacar: poluição das águas superficiais e subterrâneas por substâncias e produtos químicos, principalmente nitratos e organismos

patogênicos; salinização e/ou sodificação do solo; poluição do solo, das plantas e do homem por metais pesados, além do acúmulo de contaminantes químicos no solo, podendo levar ainda a criação de habitats propícios à proliferação de vetores transmissores de doenças; efeitos prejudiciais à estrutura e macroporosidade do solo, além da contaminação do homem e animais por agente patogênicos presentes nesses resíduos (Matos, 2007; Hespanhol, 2008).

Segundo Matos et al. (2008), a dose de aplicação deve ser baseada no elemento químico de maior concentração relativa.

Os efeitos da aplicação de águas residuárias nas propriedades físicas e químicas do solo só são significativos e observados ao longo do período de aplicação, dependendo ainda das características físico-químicas do solo em questão e do clima local, sendo esses efeitos variáveis de acordo com a quantidade, tempo de aplicação e a composição desses efluentes, bem como do tipo de solo e da capacidade de extração das plantas cultivadas (Condé et al., 2012).

Dentre os efeitos e alterações que ocorrem nos solos fertirrigados com águas residuárias, os principais estão relacionados com o carbono e nitrogênio total, composição da atividade microbiana, nitrogênio mineral, cálcio e magnésio trocáveis, salinidade, sodicidade, condutividade hidráulica e dispersão das partículas de argilas (Barroso & Wolff, 2011; Fonseca et al., 2007).

A alteração do pH do solo através da aplicação dos efluentes é um fator importantíssimo a se considerar, pois conforme explica Novais et al. (2007), quanto maior o pH do solo, menor vai ser a disponibilidade de matéria orgânica, devido a formação de complexos de baixa solubilidade para as culturas.

Com relação ao nitrogênio, este é um dos elementos mais instáveis, onde segundo Phillips & Sheehan (2005), os solos ideais para o recebimento de efluentes ricos nesse nutriente são aqueles com cargas positivas na superfície, capazes de reter estes ânions.

A adsorção e a disponibilidade de fósforo às plantas está correlacionada com a matéria orgânica, pH e grau de intemperização dos solos, além do teor de cátions, ressaltando ainda que o aumento significativo dos valores de pH, aliado ao aumento significativo da matéria orgânica propicia uma maior disponibilidade de fósforo, conseqüentemente, menor concentração deste na matriz do solo (Novais et al., 2007).

O potássio é um dos três nutrientes mais requeridos em quantidade pelas plantas, no entanto, em determinadas condições e em conjunto com o sódio, podem causar dispersão das argilas, e conseqüentemente, desestruturação do solo (Matos, 2012).

Matos (2006) relata que o potássio e o sódio não estão diretamente associados ao material orgânico, ou seja, não dependem da mineralização do material orgânico para serem disponibilizados ao meio, e que elevadas concentrações desses elementos em relação ao cálcio e magnésio promovem dispersão dos coloides do solo (dispersão das partículas de argila).

Em um solo disperso ocorre a formação de uma densa e fina camada superficial, que constitui impedimento à infiltração da água, difusão de gases e emergência das plântulas. A diminuição da permeabilidade do solo reduz a infiltração, dificultando a reposição de água ao solo por meio da irrigação. Além disso, ocorre redução da troca de gases entre o solo e o ar atmosférico, podendo restringir a oxigenação/aeração na zona radicular, afetando de forma negativa a cultura (Matos, 2006).

Matos (2006) destaca ainda que as gorduras e os sólidos orgânicos suspensos presentes nos efluentes também causam o entupimento dos macroporos das camadas superficiais, consequentemente, o selamento superficial desses solos e efeitos anteriormente mencionados para dispersão dos coloides.

Com relação ao sódio, elevadas concentrações no solo promovem uma expansão da dupla camada difusa, e consequentemente, acarreta a dispersão dos coloides do solo, o que interfere nas características físicas dos solos, como a estrutura, porosidade, condutividade hidráulica, infiltração, aeração e capacidade produtiva destes solos (Novais et al., 2007).

Diante disso, o monitoramento da acumulação desses nutrientes torna-se indispensável para as técnicas de fertirrigação com resíduos líquidos em geral, pois o aumento dos teores de potássio e especialmente de sódio no solo, podem causar entre os efeitos acima, a toxidez para algumas culturas (Garcia et al., 2012).

Erthal et al. (2010) destacam que, em relação ao cálcio e magnésio, ao se aplicar águas residuárias esses elementos aumentam suas concentrações no decorrer do tempo de aplicação, o que pode ser explicado devido à intensa liberação destes íons decorrente da mineralização da matéria orgânica no solo.

Para Medeiros et al. (2005), o aumento ou diminuição das concentrações de cálcio no solo está diretamente relacionado à concentração na água residuária utilizada, à concentração absorvida pelas culturas e à lixiviação no perfil do solo.

Com relação às altas concentrações de sais no solo, Matos (2006) destaca vários efeitos, como: retenção de água no solo devido ao gradiente osmótico na matriz do solo, causando estresse hídrico às plantas; alteração na germinação de sementes e no desenvolvimento vegetativo, consequentemente qualidade dos produtos agrícolas; manchas nas frutas ou na

folhagem de hortaliças; e formação de precipitados de sais em folhas e frutos devido ao excesso de bicarbonatos.

Íons cloreto e de sódio em excesso provocam necrose e queimadura das folhas dos cultivos; já o ferro, manganês e o boro são tóxicos às plantas quando em condições redutoras no ambiente, além de que, o excesso de nitrogênio na água pode causar um crescimento vegetativo excessivo ou atraso na maturação dos frutos, bem como o excesso de potássio no solo pode provocar déficit na absorção de magnésio pelas culturas (Matos, 2006).

Com relação aos metais pesados presentes nas águas residuárias, estes exercem efeitos negativos, afetando tanto os processos bioquímicos que ocorrem no solo, como também o crescimento das plantas (Condé et al., 2012).

No que se refere ao percolado produzido nos aterros sanitários, este é um resíduo líquido de alta toxicidade e concentração de nutrientes e metais pesados, principalmente quando comparado aos demais tipos de águas residuárias, como já foi discutido ao longo da presente pesquisa (Coelho, 2013). Tal toxicidade e potencial poluidor do percolado atribuem-se a presença de diversos compostos persistentes, elevada alcalinidade, altas concentrações de amônia e principalmente de metais potencialmente tóxicos (Kohn et al., 2004; Silva et al., 2004; Morais, 2005).

Para Giordano et al. (2011), os principais impactos ambientais causados pelos resíduos e rejeitos que são dispostos nos aterros sanitários e, conseqüentemente, pelo percolado produzido, são:

- Poluição atmosférica: causada pela geração de gases originados na biodegradação dos resíduos, tais como ésteres, amoníaco, ácidos voláteis, gás carbônico, gás sulfídrico, metano, solventes e outros compostos que caracterizam o odor característico desses locais.
- Poluição hídrica: se conseguir alcançar, o percolado pode contaminar as águas superficiais e subterrâneas, e quando isso ocorre torna-se impossível o tratamento desses cursos hídricos através de processos convencionais de tratamento de água para se conseguir novamente atender os padrões de potabilidade.
- Poluição do solo: os principais impactos e degradação dos solos ocorre pela alteração das características físicas, químicas e/ou biológicas, com provável contaminação direta ou indireta dos aquíferos e perda da capacidade de suporte da vegetação.
- Degradação da vegetação: ocorre pela disposição do percolado sobre o solo e pelo escoamento deste para as raízes das culturas, causando “queima” às partes do vegetal que tiver contato.

Segundo Brentano (2006), uma das principais consequências ambientais da disposição de PATS nos recursos hídricos naturais é a elevação da DBO do meio de disposição, além do fato de que esse tipo de resíduo líquido apresenta elevada concentração de nitrogênio amoniacal, solúvel em água e tóxico em determinadas concentrações.

Os gases que são liberados na decomposição ocorrida nos aterros sanitários quando presentes na atmosfera contribuem para o fenômeno da chuva ácida e para o efeito estufa, sendo ainda tóxicos para diversos organismos (Marques, 2011).

Brito-Pelegrini et al. (2007) destacam que a disposição final de PATS com elevadas concentrações de fósforo, sem aplicação de um tratamento adequado, pode provocar o fenômeno de eutrofização aos corpos hídricos receptores.

Já altas concentrações de íons sódio e cloretos no PATS podem causar uma desestruturação das partículas coloidais da argila, utilizadas na base dos aterros ou naturalmente presentes nos terrenos dos aterros, aumentando assim a permeabilidade do solo e, conseqüentemente, facilitando a lixiviação do percolado, podendo chegar até a contaminar as águas subterrâneas e/ou superficiais (Giordano et al., 2011). Além do fluxo de escoamento vertical, o percolado pode apresentar também um fluxo lateral (Marques, 2011).

De acordo com Bedin (2011), os metais pesados são um dos compostos mais tóxicos presentes no percolado, sendo responsáveis por causar diversos danos aos animais, em que alguns desses elementos se biomagnificam e/ou bioacumulam, passando ao longo da cadeia alimentar e podendo chegar até ao ser humano, com possibilidade de ocasionar câncer, hepatotoxicidade, lesões nos pulmões, rins, entre outros efeitos.

O caráter tóxico às espécies marinhas do PATS é acentuado ainda devido a presença da amônia, que pode chegar a ultrapassar a concentração limite para lançamento em corpos hídricos em mais de 300 vezes, sendo portanto, a remoção da amônia um dos principais objetivos no tratamento do percolado (Giordano et al., 2011).

Carniato et al. (2007), ressalta que a toxicidade do PATS não pode ser associada a somente uma substância presente em maior quantidade, mas sim, ao sinergismo existente entre todas as diferentes substâncias presentes.

Diversos fatores de natureza física, química e biológica influenciam no movimento de solutos e íons no solo, e todos estão relacionados às propriedades do meio poroso, do líquido percolante e das condições ambientais do meio.

De acordo com Dyminski (2006), os fatores que afetam os atributos e o transporte de substâncias/contaminantes/nutrientes nos solos são: características da substância (concentração, densidade, solubilidade, pH, CE, DBO, DQO, entre outros); características do

solo no qual a substância está presente (mineralogia, granulometria, textura, estrutura, permeabilidade, matéria orgânica, entre outros); e características do ambiente ao redor (presença de microrganismos, condições hidrogeológicas, temperatura, condições aeróbicas e anaeróbicas, tempo de exposição do solo à substância, entre outros).

Solos com frações granulométricas mais finas, conseqüentemente, apresentam maior porcentagem de material coloidal, maior espaço poroso e maior superfície específica, apresentando maior adsorção de íons e substâncias, bem como maior retenção de água no perfil, quando comparados com solos de frações granulométricas mais grosseiras (Mota et al., 2008).

Segundo Iwai (2005) além das argilas minerais, os sais de alumínio hidratado, óxidos de ferro e manganês e compostos orgânicos, são responsáveis pela adsorção de contaminantes.

Solos com valores elevados de capacidade de troca catiônica (CTC) proporcionam que maiores quantidades de cátions possam ser armazenados junto às partículas do solo (Rocha et al., 2009; Lauermann, 2007). O nitrogênio, por ser um dos elementos mais instáveis, recomenda-se que seja disposto em solos com cargas positivas na superfície e capazes de reter estes ânions (Phillips & Sheehan, 2005). O potássio em determinadas condições e em conjunto com o sódio, podem causar dispersão das argilas, e conseqüentemente, desestruturação do solo (Matos, 2012), sendo fortemente influenciado pela CTC do solo (Gonçalves, 2007).

Valores médios de condutividade elétrica (CE) e da relação de adsorção de sódio (RAS) do PATS, em conjunto, representam risco severo de salinização, ocasionando dispersão das argilas e, conseqüentemente, a diminuição da permeabilidade do solo (Ayers & Westcot, 1999).

Valores de sólidos totais muito elevados torna o PATS altamente prejudicial, podendo causar aumento da turbidez e da coloração de corpos hídricos, bem como o entupimento dos macroporos das camadas superficiais do solo, causando o selamento superficial dos solos que recebem esses resíduos (Matos, 2006).

Segundo Matos (2007), altas concentrações de sais no solo é um fator de estresse para as plantas, isto porque acarreta um gradiente osmótico que retém água, ou seja, quanto maior a concentração salina mais a água é osmoticamente retida, diminuindo a disponibilidade hídrica para as culturas. A presença de carbonato e bicarbonato de cálcio e de cloreto também favorece a formação de precipitados químicos, tornando o solo mais alcalino (elevação no valor de pH).

Com relação à matéria orgânica, esta pode ser utilizada para identificar a existência e movimento de pluma de contaminação em áreas de aterros sanitários, onde, caso observe-se valores de matéria orgânica em áreas sujeitas à influência do PATS superiores aos teores da composição química natural dos solos, ou seja, nas áreas não afetadas, pode ser indicativo de que a pluma de contaminação do chorume já tenha migrado e afetado o solo, até determinada profundidade (Leite et al., 2004).

No que se refere aos metais pesados, a mobilidade desses elementos é, geralmente, maior em solos arenosos e ácidos, que apresentam baixa capacidade de troca catiônica e baixo teor de matéria orgânica, de argila e de óxidos de ferro e alumínio (Nascentes et al., 2009). De acordo com Pierangeli et al. (2009), uma das formas de minimizar a mobilidade de metais pesados no perfil do solo é imobilizá-los por meio de processos de adsorção às partículas do solo, sendo bastante dependentes da CTC dos solos.

Oliveira et al. (2014) verificaram em seus estudos que existe uma tendência de preferência na sorção dos metais pesados avaliados, onde o zinco apresenta menor tendência a ser lixiviado, seguido do cádmio, cobre, chumbo e o lítio, com o maior potencial de contaminação das águas subterrâneas, por ser o elemento que apresentou a menor sorção nos solos estudados.

Huang et al. (2013) relatam que o cobre e o zinco são os metais pesados menos móveis na matriz do solo devido à sua forte adsorção nos coloides orgânicos e inorgânicos. Já Kemerich et al. (2013) destacam que os elementos cobre e cádmio apresentam uma alta afinidade pela fração coloidal do solo, formando com as superfícies reativas do solo, moléculas estáveis, que correspondem à adsorção específica, com alta energia de ligação e estabilidade.

Korf et al. (2008) relatam que metais pesados como o chumbo, o cobre e o cromo, apresentam o alcance da frente de contaminação de natureza advectiva-dispersiva (difusiva) e influenciada pela presença de microrganismos e substâncias orgânicas.

Os cursos hídricos que recebem percolado apresentam modificação de coloração, depreciação do oxigênio dissolvido e contagem de patogênicos, levando a impactos no meio, como a quebra do ciclo vital das espécies, e a possível contaminação de toda a cadeia alimentar (Gomes, 2005).

Dentro da sociedade científica, vários artigos já tratam sobre o movimento de solutos em colunas de solo, onde pode-se destacar as pesquisas de Mello et al. (2006), Agourakis et al. (2006), Gomes et al. (2004), Caovilla et al. (2005), Anami et al. (2008), Brito et al. (2007), entre outros, no entanto, nenhuma pesquisa foi identificada ressaltando o deslocamento de

íons, principalmente metais pesados e nitrato, provenientes de percolado de aterros sanitários em colunas de solo, como forma de tratamento sustentável.

Para Coelho (2013) e Silva et al. (2011), técnicas de tratamento visando o aproveitamento do percolado de aterros sanitários devem aumentar em número, principalmente aquelas que possibilitem o aproveitamento e aumento na produção de biomassa para fins energéticos, em paralelo com técnicas de fitorremediação.

Com base no que foi relatado, observa-se que a disposição de águas residuárias de diversas origens na produção agrícola gera diversos benefícios, no entanto, deve ser bem planejada e manejada, e, principalmente, monitorada criteriosamente quando o uso for contínuo ou à longo prazo.

2.6 A CULTURA DO GIRASSOL

2.6.1 Características agronômicas

O girassol (*Helianthus annuus* L.) é uma cultura dicotiledônea anual da família *Asteraceae*, pertencente ao gênero *Helianthus*, a qual faz referência ao movimento da flor em relação ao sol, fenômeno conhecido como heliotropismo (Sousa et al., 2012; Costa, 2012; Oliveira et al., 2005; Castro & Farias, 2005).

O girassol teve sua origem no continente norte-americano (Sousa et al., 2012), mais precisamente no sudoeste do México, onde era utilizado pelos indígenas como forma de alimento, remédio e decoração (Gazzola et al., 2012; Lira et al., 2011), sendo inserida na Europa no século XIV, como planta ornamental cultivada, e posteriormente retornou à América no século XIX (Silva et al., 2013b; Lira et al., 2011; Castro & Farias, 2005; Salunkhe & Desai 1986).

A planta passou a ser utilizada como oleaginosa a partir do século XVIII, sendo introduzida no sul do Brasil pelos colonizadores europeus, onde os mesmos consumiam suas sementes torradas e fabricavam uma espécie de chá rico em cafeína (Lira et al., 2011; Dall Agnol et al., 2005).

É uma cultura capaz de se adaptar a diferentes condições ambientais, podendo ser cultivada desde o estado do Rio Grande do Sul até a região Norte, no estado de Roraima (Silva, 2014; Lira et al., 2011; Castro & Farias, 2005), porém, a região Centro-Oeste do

Brasil, principalmente nos estados de Mato Grosso do Sul e Goiás, vem se destacando em produção (Silva, 2014; Lira et al., 2011).

A temperatura ótima para o desenvolvimento do girassol encontra-se na faixa entre 27 a 28 °C (Castro et al., 1997), no entanto essa cultura tolera temperaturas na faixa de 10 a 34 °C, com necessidade hídrica variado entre 200 mm a 900 mm, porém, 200 mm bem distribuídos até os 70 dias de cultivos são suficiente para uma boa produtividade. O período de maior necessidade hídrica encontra-se entre os 10 a 15 dias antes do início do florescimento e após o final da floração (Silva, 2014; Lira et al., 2011; Castro et al., 1997).

De acordo com Fagundes (2012), a cultura do girassol apresenta características agrônômicas importantes por apresentar uma maior resistência à seca, ao frio e ao calor do que a maioria das espécies cultivadas no Brasil.

Apesar de ser uma cultura de fácil adaptação às diversas condições edafoclimáticas e produtora de grãos e forragem, no Brasil, o girassol não tem a mesma tradição e popularidade do cultivo de algodão, milho e soja (Lira et al., 2011.)

O girassol apresenta um ciclo vegetativo variando entre 90 a 130 dias, dependendo da cultivar, da época de semeadura e das condições ambientais características de cada região e ano (Castro et al., 1997; Castiglioni et al., 1997).

Com relação às características morfológicas, é uma cultura herbácea, com sistema radicular pivotante e bastante ramificado, podendo chegar a grandes profundidades do solo, caso não haja impedimentos físicos e/ou químicos; o caule é ereto e cilíndrico, geralmente não ramificado, com altura variando entre 1,0 a 2,5 m, contendo cerca de 20 a 40 folhas por planta, e diâmetro da haste de 2,0 a 5,0 cm (Castro et al., 1997; Costa, 2012; Calegari et al., 1993); apresenta polinização cruzada, realizada por insetos, principalmente pelas abelhas (Santos, 2010; Castro et al., 1997; Castro & Farias, 2005).

A inflorescência do girassol é do tipo capítulo, variando de 6 a 50 cm de diâmetro, onde são desenvolvidos os grãos, também denominados de aquênios, podendo variar de 100 a 8.000 flores por capítulo (Santos, 2010; Costa, 2012; Castro et al., 1997; Castiglioni et al., 1997).

Os grãos/sementes do girassol são utilizados, principalmente, para a extração de óleo de excelente qualidade industrial, nutricional e sensorial (aroma e sabor) (Queiroga, 2011; Salunke & Desai, 1986; Lira et al., 2011; Castro et al., 1997), destinado principalmente às indústrias de alimento e de biodiesel, além do co-produto, que é a torta ou farelo obtido do processo de extração, o qual é altamente proteico e utilizado na produção de ração animal

(Silva, 2014; Carvalho et al., 2013). As sementes também são bastante utilizadas in natura para alimentação de aves (Gazzola et al., 2012).

De acordo com Castro et al. (1997), a colheita deve ser iniciada quando a umidade dos aquênios estiver entre 14 a 16 %, em torno de 90 a 130 dias após emergência das plantas, dependendo das condições climáticas do local, onde nesta fase as folhas estão totalmente secas, com o caule e o capítulo apresentando coloração castanho escuro a marrom.

Por apresentar um sistema radicular pivotante, o girassol proporciona melhorias na estrutura e fertilidade dos solos por meio da ciclagem de nutrientes e uma reduzida taxa de exportação de nutrientes, porém, para esta cultura, são indicados solos de textura média com boa drenagem, profundos, com fertilidade razoável e pH superior a 5,2, variando de ácido a neutro (Silva, 2014, Lira et al., 2011; Santos, 2010).

Segundo Mello et al. (2006), o girassol apresenta desenvolvimento vegetativo dividido em duas fases: a fase vegetativa (da germinação até o início de formação do broto floral), e a fase reprodutiva (aparecimento do broto floral até a maturação fisiológica dos aquênios).

Mello et al. (2006) destacam ainda que no Brasil a cultura tem sido bastante pesquisada na área de fisiologia vegetal, devido ao elevado potencial fotossintético, as altas taxas de crescimento, capacidade de extração e condução de água, e aos movimentos heliotrópicos das folhas e capítulos.

2.6.2 Importância econômica, social, industrial, alimentar e nutricional do girassol

O girassol (*Helianthus annuus* L.) é uma planta com atributos especiais, pelo seu potencial para aproveitamento econômico, devido ao fato de se aproveitar todas as suas partes (Souza et al., 2013a; Lira et al., 2011; Carrão-Panizzi & Mandarino, 2005).

De acordo com Lira et al. (2011) e Gazzola et al. (2012), o girassol pode ser utilizado para alimentação humana e animal, bem como na forma de planta ornamental e como matéria-prima para produção de biodiesel.

Segundo Lira et al. (2011), o girassol é quarta oleaginosa mais consumida no mundo, ficando atrás da soja, da palma e da canola. No Brasil, essa cultura atualmente encontra-se entre as principais espécies vegetais de maior potencial produtivo de energia renovável, devido ao fornecimento de matéria-prima para produção de biocombustíveis (Silva et al., 2013b).

O óleo de girassol utilizado para produção de biodiesel possui qualidade excepcional, principalmente por não apresentar derivados do petróleo e reduzir as emissões de poluentes

para atmosfera, onde, experiências realizadas em São Paulo demonstraram que o biodiesel originado dessa espécie vegetal é viável sem a necessidade de adaptação dos motores (Lira et al., 2011), apresentando uma viabilidade técnico-ambiental (Bonacin et al., 2009).

Com relação ao valor nutricional e organoléptico (aroma e sabor), o óleo de girassol é essencial na prevenção de doenças cardiovasculares e no controle de colesterol no sangue, além de possuir um elevado teor percentual de ácidos graxos poli-insaturados (Costa, 2012; Queiroga, 2011). O girassol apresenta ainda vitaminas B, D e E, proteínas, magnésio, sódio, flúor, insulina, ferro e fósforo (Santos, 2014).

Lopes et al. (2009) ressaltam que além do potencial produtivo de energia renovável, a cultura constitui uma importante opção para o produtor agrícola em sistemas envolvendo rotação e/ou sucessão de culturas.

O cultivo de girassol também pode ser associado à criação de abelhas (apicultura) e pecuária, proporcionando uma oferta maior de óleo, além de aumentar a produção de mel (Lira et al., 2011; Castro et al., 1997). Castro et al. (1997) destacam que é possível uma produção de 20 a 30 kg de mel de excelente qualidade por hectare de girassol plantado.

No Brasil, o cultivo de girassol acontece em todas as regiões, onde a maior produção é nas regiões Centro-Oeste e Sul do país (BRASIL, 2012c).

Segundo dados do oitavo levantamento da safra brasileira de grãos, safra 2015/2016, realizado pela Companhia Nacional de Abastecimento – CONAB (CONAB, 2016), a estimativa é de que a área plantada de girassol alcance 42,5 mil hectares, representando redução de 61,9 % (69 mil hectares) frente à safra passada, que alcançou 111,5 mil hectares.

O oitavo levantamento da safra brasileira de grãos, safra 2015/2016, realizado pela CONAB (CONAB, 2016), estima ainda um produtividade de grãos de 1.474 kg ha⁻¹, representando um aumento de 7,3 % em relação à safra passada (2014/2015), que foi de 1.374 kg ha⁻¹.

Com relação à produção, safra 2015/2016, a CONAB estima que será em torno de 62,6 mil toneladas de grãos de girassol, reduzindo 59,1 % em relação à safra anterior, que foi igual a 153,2 mil toneladas (CONAB, 2016).

Para a CONAB (2016), o decréscimo na produção de girassol da safra 2015/2016 para a safra 2014/2015 pode ser explicado devido aos custos elevados com a alta do dólar, retirando a competitividade do produto, além do maior número de produtores cultivando o girassol que ainda possui pouca tecnologia e tratamentos culturais diferentes de culturas tradicionais, como a soja, o milho e o algodão.

A cultura do girassol vem apresentando um bom desempenho na região Nordeste brasileira, fazendo com que a mesma seja vista como mais uma alternativa de exploração comercial, principalmente para a agricultura familiar (Lira et al., 2011), porém, a área colhida, produtividade e produção de girassol das regiões Norte e Nordeste encontram-se consideravelmente baixas quando comparadas com as demais regiões (CONAB, 2014).

Com relação ao Estado do Rio Grande do Norte, constata-se que as primeiras pesquisas desenvolvidas com o girassol foram iniciadas no ano de 2006, em diferentes mesorregiões do Estado, onde alguns resultados obtidos demonstram o alto potencial produtivo desta cultura para rendimentos de grãos e óleo, com valores superiores a 2.700 kg ha⁻¹ e a 44 %, respectivamente (Lira et al., 2011).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL

O presente trabalho foi conduzido em área vizinha à Unidade Experimental de Reuso de Água (UERA) instalada no Parque Zoobotânico da Universidade Federal Rural do Semi-Árido – UFERSA, campus Mossoró, localizada na BR 110 – km 47, Bairro Presidente Costa e Silva, no município de Mossoró-RN. O terreno utilizado para instalação do experimento ocupou área total de aproximadamente 720,00 m² (20 m x 36 m), sendo a área útil experimental de 406 m² (14 m x 29 m), sob coordenadas geográficas 5° 12' 31,51'' de latitude sul, 37° 19' 07,19'' de longitude oeste, e altitude de 27 m (Figuras 3 e 4).



Fonte: Google Earth (2016).

Figura 3. Localização da área experimental na UFERSA, campus Mossoró-RN.



Fonte: Arquivo da pesquisadora (2016).

Figura 4. Vista frontal da área experimental na UFERSA, campus Mossoró-RN.

O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo BSw_h, sendo um clima seco, muito quente e com estação chuvosa no verão atrasando-se para o outono, com uma precipitação pluviométrica bastante irregular, com média anual de 673,9 mm; a temperatura média de 27 °C e umidade relativa do ar média de 68,9 %. (Alvares et al., 2013).

3.2 LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DO ATERRO SANITÁRIO MUNICIPAL DE MOSSORÓ-RN

O Aterro Sanitário Municipal de Mossoró-RN está localizado às margens da BR 110, no sentido Mossoró/Areia Branca, sob as coordenadas geográficas 5° 10' 54,94'' de latitude sul, 37° 16' 40,70'' de longitude oeste, e altitude de 34 m; distanciando em torno de cinco quilômetros da área urbana (Figuras 5 e 6).

O referido aterro sanitário é operado pela empresa Sanepav – Saneamento Ambiental LTDA, onde se gera uma vazão média de 50 L h⁻¹ de lixiviado, proveniente de 150 t dia⁻¹ de resíduos sólidos urbanos (RSU) aterrados, o que resulta em um valor per capita de 0,62 kg hab⁻¹ dia⁻¹ de resíduos sólidos urbanos (Sanepav, 2015).



Fonte: Google Earth (2016).

Figura 5. Localização do Aterro Sanitário do Município de Mossoró-RN e do reservatório de percolado de resíduos sólidos urbanos.



Fonte: Arquivo da pesquisadora (2016).

Figura 6. Localização do reservatório de percolado de resíduos sólidos urbanos do Aterro Sanitário do Município de Mossoró-RN.

3.2.1 Procedimento de coleta do percolado de aterros sanitários (PATS)

Foram realizadas quatro coletas do percolado no Aterro Sanitário do Município de Mossoró-RN, sendo estas realizadas por meio da captação do percolado diretamente da lagoa de acumulação de lixiviado, utilizando bomba de recalque, para um reservatório/caixa de transferência de 1.000 litros, onde posteriormente foi transferido para o local do experimento na UFERSA, sendo armazenado em dois reservatórios impermeabilizados com capacidade de 1.000 litros cada (Figura 7). Essa quantidade de percolado era suficiente para ser utilizada durante aproximadamente quinze dias de aplicação.

Paralela às coletas do percolado de aterros sanitários (PATS), foram realizadas as coletas de amostras de água da rede de abastecimento (AA), proveniente da Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte (CAERN), onde as mesmas vinham pela encanação de abastecimento do local, sendo armazenadas em dois reservatórios impermeabilizados com capacidade de 1.000 litros cada.

A.



B.



Fonte: Arquivo da pesquisadora (2016).

Figura 7. Ilustração da lagoa de percolado de resíduos sólidos urbanos do Aterro Sanitário do Município de Mossoró-RN (A) e do procedimento de transferência do percolado (B) até a área experimental na UFERSA.

3.3 PERÍODO DE ESTUDO

Todas as atividades de campo foram desenvolvidas de junho a setembro de 2015, onde foram realizadas três amostragens de solo nos seguintes dias:

- a) Primeira amostragem: realizada dia 19/06/2015, referente à coleta antes do plantio e da implantação do experimento para caracterização inicial do solo;
- b) Segunda amostragem: dia 24/08/2015, referente ao primeiro mês de aplicação do percolado de aterro sanitário (PATS), com 52 dias após o plantio; e,
- c) Terceira amostragem: dia 24/09/2015, referente ao segundo mês de aplicação do percolado de aterro sanitário (PATS), com 83 dias após o plantio.

Nos mesmos dias das amostragens de solo foram realizadas as avaliações do sistema de irrigação utilizado no experimento.

No decorrer do período experimental, foram realizadas quatro coletas do percolado no Aterro Sanitário Municipal de Mossoró-RN, sendo estas realizadas em torno de quinze dias de intervalo entre coletas (15/07; 06/08; 20/08; e 09/09 do ano 2015). As coletas das amostras de água da rede de abastecimento (AA) ocorreram nos mesmos dias das coletas do PATS.

Com relação às avaliações da cultura do girassol (*Helianthus annuus* L.), as mesmas ocorreram dentro do mesmo período de estudo, sendo realizadas cinco avaliações das características vegetativas, com intervalo de quinze dias entre avaliações (24/07; 08/08; 23/08; 07/09; e 22/09 do ano 2015). A colheita do girassol se procedeu no dia 22/09/2015.

3.4 CARACTERIZAÇÃO DO PERCOLADO E DA ÁGUA DA REDE DE ABASTECIMENTO

As amostras da água da rede de abastecimento e do percolado não diluído foram coletadas quinzenalmente, durante os quatro meses de estudo, sendo posteriormente identificadas e conservadas em caixas isotérmica com gelo à 4,0 °C.

Em seguida, estas amostras foram encaminhadas para laboratórios específicos com a finalidade de se realizar análises físico-químicas, seguindo as recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (Rice et al.; 2012) e da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa (Silva, 2009b).

No Laboratório de Análise de Solo, Água e Planta (LASAP) da UFRS foram determinadas, através da metodologia da Embrapa (1997), as concentrações de cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), cloreto (Cl^-), carbonato (CO_3^{2-}) e bicarbonato (HCO_3^-) por método titulométrico, expressos em $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$; sódio (Na^+) e potássio (K^+) por fotômetro de chama, também expressos em $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$; as concentrações de cobre (Cu), zinco (Zn), ferro (Fe), manganês (Mn), níquel (Ni), cádmio (Cd), e chumbo (Pb) por espectrofotometria de absorção atômica, expressas em mg L^{-1} . Com os valores de Na^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} determinou-se a relação de adsorção de sódio (RAS) por meio da metodologia de Richards (1954).

Ainda no LASAP, foram determinados os valores de sólidos suspensos (SS) pelo método gravimétrico com a utilização de membranas de fibra de vidro (0,45 μm de diâmetro de poro), e sólidos totais (ST) pelo método gravimétrico, ambos expressos em mg L^{-1} ; e a turbidez por meio de turbidímetro de bancada, expresso em NTU (Unidade de Turvação Nefelométrica).

Com relação ao nitrogênio total (N_{total}) e fósforo total (P_{total}), estes foram determinados no Laboratório de Catálise, Ambiente e Materiais (LACAM), da Universidade do Estado do Rio Grande do Norte (UERN), por meio da técnica de colorimetria, segundo orienta a metodologia do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (Rice et al.; 2012), com os valores expressos em mg L^{-1} .

No Laboratório de Saneamento Ambiental (LASAM) da UFRS, foram determinadas as concentrações da Demanda Bioquímica de Oxigênio, pelo método de cinco dias à temperatura de 20 °C (DBO_5^{20}), e da Demanda Química de Oxigênio (DQO), pelo método do refluxo fechado – colorimétrico, segundo orienta a metodologia do *Standard Methods for the*

Examination of Water and Wastewater (Rice et al.; 2012), com os valores expressos em mg L⁻¹.

Nos locais das amostragens determinou-se os valores de pH com peagâmetro portátil, e condutividade elétrica (CE) utilizando condutivímetro portátil, expressos em dS m⁻¹.

3.5 CARACTERIZAÇÃO DO SOLO DA ÁREA EXPERIMENTAL

Foi realizada uma amostragem preliminar na área de estudo antes da implantação da cultura e da aplicação das doses de PATS, para avaliação das características iniciais do solo.

Amostras simples foram coletadas em 20 pontos distintos da área, em cada uma das profundidades estudadas, formando assim duas amostras compostas, às profundidades de 0,0 a 0,20 e de 0,20 a 0,40 m, com auxílio de trato holandês, anéis volumétricos e espátulas, para assim caracterizar o solo físico-quimicamente, como apresentado nas Tabelas 12 e 13.

Tabela 12. Características físicas iniciais do solo utilizado no experimento.

Profundidade (m)	Densidade do solo	Areia	Silte	Argila	Umidade Gravimétrica
	g cm ⁻³kg kg ⁻¹			%
0 a 0,20	1,81	0,66	0,23	0,10	12,10
0,20 a 0,40	1,63	0,62	0,13	0,25	8,66

Tabela 13. Características químicas iniciais do solo utilizado no experimento.

Profundidade (m)	pH	CE _{1:2,5}	MO	N	P	K ⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	H + Al	SB	CTC	t	V	M	PST
		dS m ⁻¹	dag kg ⁻¹	g kg ⁻¹mg dm ⁻³cmolc dm ⁻³%.....				
0 a 0,20	7,47	0,20	0,69	0,36	12,18	145,70	78,52	2,54	1,53	0,00	0,35	4,77	5,12	4,77	93,47	0,00	7,13
0,20 a 0,40	6,99	0,09	0,55	0,40	5,97	194,31	71,50	2,32	1,74	0,00	0,37	4,86	5,24	4,86	92,84	0,00	6,52
Profundidade (m)	Fe		Mn	Cu	Zn	Ni	Pb		Cd								
mg dm ⁻³																
0 a 0,20	25,93		107,40	0,17	1,94	0,05	0,17		0,01								
0,20 a 0,40	30,02		75,50	0,18	0,65	0,06	0,15		0,00								

Todas as análises foram realizadas no Laboratório de Análise de Solo, Água e Planta (LASAP) da UFERSA, campus Mossoró-RN.

A densidade do solo foi determinada pelo método do anel volumétrico (Donagema et al., 2011; Embrapa, 1997); análise granulométrica (areia, silte e argila) determinada conforme o método da pipeta (Donagema et al., 2011; Embrapa, 1997); pH em água (relação 1:2,5); CE_{1:2,5} - condutividade elétrica do solo na relação 1:2,5; MO - matéria orgânica determinada pelo método Walkley-Black (Defelipo & Ribeiro, 1981; Embrapa, 1997); N - nitrogênio, em g

kg⁻¹, pelo método de Tedesco et al. (1997); P, K e Na - fósforo disponível, potássio e sódio trocável, extraídos com Mehlich 1 e determinados conforme o método definido por Defelipo & Ribeiro (1981) e Embrapa (1997); Ca, Mg, e Al - cálcio, magnésio e alumínio trocáveis, extraídos com KCl 1 mol L⁻¹ e determinados conforme Defelipo & Ribeiro (1981) e Embrapa (1997); H+Al - acidez potencial extraída por acetato de cálcio 0,5M; SB - soma de bases (Ca²⁺ + Mg²⁺ + K⁺ + Na⁺); CTC - capacidade de troca de cátions (SB + H+Al); t - capacidade de troca de cátions efetiva (SB + Al³⁺); V - saturação por bases (SB/CTC x 100); m - saturação por alumínio (Al³⁺/t x 100), e PST - porcentagem de sódio trocável (Na⁺/CTC x 100).

As concentrações de Ferro (Fe), manganês (Mn), cobre (Cu), zinco (Zn), níquel (Ni), chumbo (Pb) e cádmio (Cd) foram extraídos com Mehlich 1 e determinados por espectrofotometria de absorção atômica, conforme metodologia de Donagema et al.(2011) e Embrapa (1997).

Com base no histórico da área, nas análises realizadas e conforme diretrizes estabelecidas no Sistema Brasileiro de Classificação de Solos pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa, 2013), constatou-se que o solo da área em estudo é um ARGISSOLO Vermelho-Amarelo eutrófico, apresentando uma camada praticamente impermeável a partir da profundidade 0,40 m.

3.5.1 Histórico da área experimental

A área experimental utilizada no presente trabalho foi utilizada anteriormente em pesquisa realizada por Andrade Filho (2016), onde o referido autor fez uso do mesmo resíduo líquido (percolado do Aterro Sanitário do Município de Mossoró-RN) como fonte hídrica e nutricional no cultivo de mamona (*Ricinus communis*).

Antes da instalação do experimento, Andrade Filho (2016) realizou análises do solo quando o mesmo estava em seu estado natural, sem nenhuma interferência antrópica. Após coleta das amostras de solo em estado natural, o referido autor fez adubação de fundação antes da implantação da cultura.

As amostras de solo coletadas foram encaminhadas ao Laboratório de Análise de Solo, Água e Planta (LASAP) da UFERSA, campus Mossoró-RN, onde, segundo metodologia de Donagema et al. (2011) e Embrapa (1997); foram realizadas as seguintes análises físico-químicas (Tabelas 14 e 15):

Tabela 14. Características químicas iniciais do solo utilizado no experimento de Andrade Filho (2016), sem interferência antrópica.

Profundidade (m)	pH	CE _{1:2,5}	MO	N	P	K ⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	H + Al	SB	CTC	t	V	M	PST
		dS m ⁻¹	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹mg dm ⁻³mg dm ⁻³mg dm ⁻³mg dm ⁻³mg dm ⁻³mg dm ⁻³mg dm ⁻³mg dm ⁻³mg dm ⁻³mg dm ⁻³mg dm ⁻³mg dm ⁻³mg dm ⁻³
0 a 0,20	6,53	0,49	12,96	0,77	14,2	99,5	9,4	2,90	0,90	0,00	0,99	4,10	5,09	4,10	81	0,00	1
0,20 a 0,40	6,16	0,14	6,27	0,91	6,2	110,7	8,4	2,20	1,40	0,00	1,40	3,92	5,32	3,92	74	0,00	1

Profundidade (m)	Fe	Mn	Cu	Zn
mg dm ⁻³mg dm ⁻³mg dm ⁻³mg dm ⁻³
0 a 0,20	5,7	23,2	0,20	2,58
0,20 a 0,40	6,6	8,8	0,26	2,06

Fonte: Adaptado pela pesquisadora (Andrade Filho, 2016).

Tabela 15. Características físicas iniciais do solo utilizado no experimento de Andrade Filho (2016), sem interferência antrópica.

Profundidade (m)	Densidade real de partículas	Areia	Silte	Argila
	g cm ⁻³kg kg ⁻¹kg kg ⁻¹kg kg ⁻¹
0 a 0,05	2,49	0,83	0,10	0,06
0,05 a 0,15	2,55	0,83	0,09	0,08
0,15 a 0,30	2,52	0,79	0,07	0,14

Fonte: Adaptado pela pesquisadora (Andrade Filho, 2016).

3.6 CARACTERIZAÇÃO DA CULTURA

Com relação às características da cultura, foi utilizada a cultura do girassol (*Helianthus annuus* L.), variedade BRS 324, desenvolvida pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa Soja, em parceria com a Embrapa Clima Temperado (Pelotas, RS), Embrapa Cerrados (Planaltina, DF), Embrapa Tabuleiros Costeiros (Aracaju, SE), Embrapa Rondônia (C.E. Vilhena, RO), Embrapa Meio Ambiente (Jaguariúna, SP) e Embrapa Gado de Leite (Juiz de Fora, MG) (Carvalho et al., 2013).

As sementes tornaram-se disponíveis a partir de 2014, na Embrapa Produtos e Mercado, Escritório de Dourados, no Mato Grosso do Sul (Carvalho et al., 2013), de onde as sementes utilizadas no presente experimento foram cedidas.

A cultivar de girassol BRS 324 é uma variedade precoce, de polinização aberta, com alto teor de óleo nos seus grãos, o que agrega valor à produção, sendo mais indicada para os estados brasileiros da Bahia, Goiás, Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Paraná, Rio Grande do Sul, Rondônia, São Paulo e Sergipe (Carvalho et al., 2013).

A seguir, na Tabela 16 e Figura 8, pode-se observar mais algumas características específicas da cultivar de girassol BRS 324.

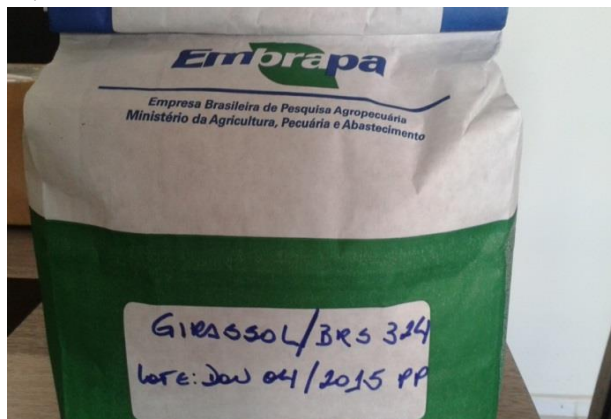
Tabela 16. Características específicas da cultivar de girassol BRS 324.

Principais Características*	
Genética	Variedade
Teor de óleo	45 a 49 %
Cor do aquênio	Estriado escuro
Início do florescimento	52 a 60 dias
Maturação fisiológica	80 a 100 dias
Altura média das plantas	1,70 a 1,90 metros
Peso de 1000 aquênios	50 a 65 gramas
Consumo médio de sementes	3 a 5 kg ha ⁻¹
Profundidade de sementeira	4 a 5 centímetros
Espaçamento entre linhas	0,5 a 0,9 metros
Tipo de solo	Bem estruturado, fértil e bem drenado
pH do solo	5,2 a 6,5
Colheita	Iniciar quando a umidade dos aquênios estiver entre 14 a 16 %

Nota: * Características médias dependentes das condições edafoclimáticas.

Fonte: Adaptado pela pesquisadora (Carvalho et al., 2013).

A.



B.



C.



Fonte: Arquivo da pesquisadora (2016).

Figura 8. Ilustração do lote de sementes enviado pela Embrapa para utilização no experimento (A), das características físicas das sementes (B), e das características físicas da cultura em seu estágio de desenvolvimento em campo (C).

3.7 CARACTERIZAÇÃO DA IRRIGAÇÃO E AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO

O sistema de aplicação da água da rede de abastecimento (AA) e do percolado de aterros sanitários (PATS) não diluído constou de um conjunto de irrigação pressurizado formado pelos seguintes componentes:

- a) Dois reservatórios impermeabilizados com capacidade de 1.000 litros ($1,0 \text{ m}^3$) cada, para armazenamento de água da rede de abastecimento;
- b) Dois reservatórios impermeabilizados com capacidade de 1.000 litros ($1,0 \text{ m}^3$) cada, mais um reservatório impermeabilizado com capacidade de 250 litros ($0,25 \text{ m}^3$), para armazenamento do percolado de aterro sanitário;
- c) Dois conjuntos motobomba de $1/2 \text{ cv}$ automatizadas com dois filtros de disco com aberturas de $130 \mu\text{m}$, para cada linha de aplicação dos líquidos;
- d) Duas linhas principais de tubo de policloreto de vinila (PVC) com 32 mm de diâmetro cada, que se interceptavam dando origem a uma única linha principal, onde posteriormente esta se subdividia para as parcelas (Figura 9A); e,
- e) Vinte linhas laterais de irrigação por gotejamento com emissores não-autocompensantes de $1,6 \text{ L h}^{-1}$ de vazão nominal e espaçamento entre emissores de 0,30 m. Dentro de cada uma das parcelas, cada uma das linhas laterais se posicionava em quatro contornos (Figura 9B).

Ao longo do período experimental, foram realizadas três avaliações, uma antes da implantação da cultura e duas posteriormente, com 30 e 60 dias de aplicação dos tratamentos, equivalente a 45 e 75 dias de funcionamento, respectivamente, onde foram avaliadas as vazões dos gotejadores e a uniformidade de aplicação da água de abastecimento.



Fonte: Arquivo da pesquisadora (2016).

Figura 9. Ilustração do sistema de irrigação por gotejamento, formado pelas linhas principais (A); disposição das linhas principais juntamente com as linhas laterais (B), funcionando com a pressão de serviço de 50 kPa (C); conjunto motobomba (D); e as linhas laterais direcionadas às parcelas experimentais (E).

A uniformidade de aplicação de água do conjunto de irrigação por gotejamento seguiu as recomendações propostas por Merriam & Keller (1978) e Batista et al. (2006). Para tal, foram selecionados oito gotejadores, alternados, em cada contorno da linha lateral de cada parcela, caracterizando 32 emissores por parcela. Como os cinco tratamentos se repetiam em quatro blocos, optou-se por analisar os emissores de uma parcela de cada tratamento, sendo analisadas as parcelas T₁B₄, T₂B₄, T₃B₄, T₄B₁ e T₅B₁, por serem as centrais dentro da área experimental.

Posteriormente, coletou-se o volume aplicado por cada emissor durante três minutos, onde tal volume foi medido em uma proveta graduada de 100 mL.

A uniformidade de aplicação da água de abastecimento e do percolado de aterro sanitário foi obtida pelo Coeficiente de Uniformidade de Christiansen (CUC) e pelo Coeficiente de Uniformidade de Distribuição (CUD), conforme apresentado nas Equações 3 e 4.

$$CUC = \left(1 - \frac{\sum_{i=1}^n |Q_i - Q_m|}{n_e \times Q_m} \right) \times 100 \quad (3)$$

em que:

CUC – coeficiente de uniformidade de Christiansen, %;

Q_i – vazão de cada gotejador, $L h^{-1}$;

Q_m – vazão média dos gotejadores, $L h^{-1}$; e,

n_e – número de gotejadores.

$$CUD = \left(\frac{Q_{25\%}}{Q_m} \right) \times 100 \quad (4)$$

em que:

CUD – coeficiente de uniformidade de distribuição, %;

$Q_{25\%}$ – média de 25% do total dos gotejadores com as menores vazões, $L h^{-1}$; e,

Q_m – média das vazões de todos os gotejadores, $L h^{-1}$.

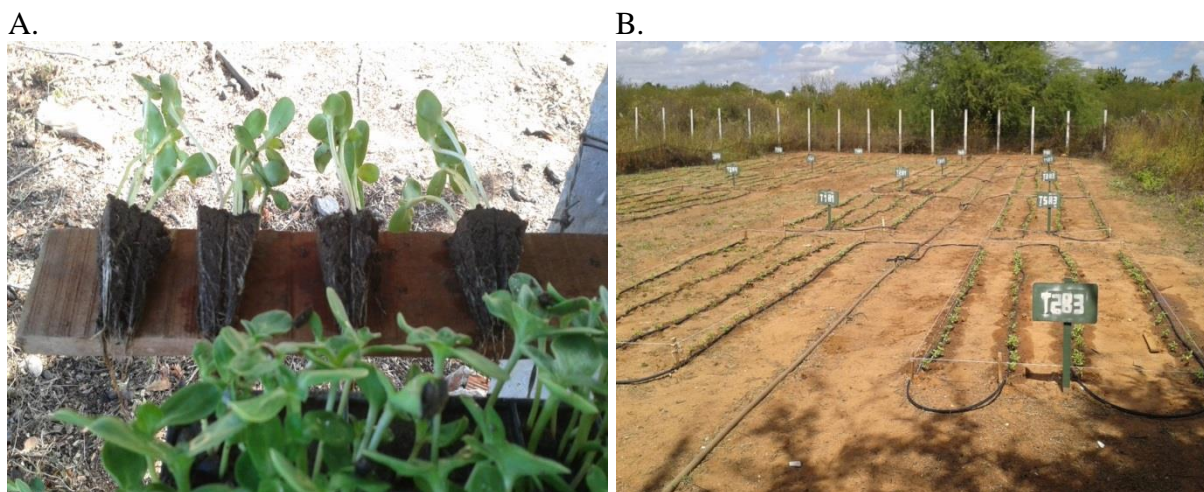
A pressão de serviço foi medida mensalmente com um manômetro de glicerina graduado de 0 a 4 atm, onde se estabeleceu o sistema funcionando com pressão de serviço mantida em 50 kPa.

3.8 CONDUÇÃO DO EXPERIMENTO

3.8.1 Implantação da cultura

O plantio da cultura do girassol (*Helianthus annuus* L.), variedade BRS 324 da Embrapa, foi realizado no dia 03 de julho de 2015. O transplântio ocorreu no dia 10 de julho de 2013 (7 dias após plantio - DAP).

O espaçamento utilizado no experimento foi de 0,30 m entre plantas na mesma linha, e de 0,50 m entre linhas, onde em cada parcela foram posicionadas quatro linhas, totalizando sessenta plantas por parcela, conforme apresentado na Figura 10.



Fonte: Arquivo da pesquisadora (2016).

Figura 10. Ilustração do transplântio do girassol (A) e da disposição de fileiras de plantas nas parcelas experimentais (B).

As cinco parcelas submetidas ao tratamento T_1 (somente água da rede de abastecimento) não receberam adubação de fundação nesse experimento, porém, vale ressaltar que anteriormente, Andrade Filho (2016) utilizando a mesma área experimental realizou adubação nas respectivas parcelas. As parcelas dos demais tratamentos receberam apenas o aporte de nutrientes presentes no percolado de aterros sanitários, no decorrer do período experimental do presente trabalho.

A determinação da necessidade hídrica do girassol foi estimada com base no balanço de água no solo e na evapotranspiração da cultura pela metodologia da FAO empregando a equação de Penman-Monteith (Allen et al., 2006), conforme apresentado na Equação 5.

$$ET_0 = \frac{0,408 \Delta (R_n - G) + \gamma \frac{900}{T + 273} U_2 (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma (1 + 0,34 U_2)} \quad (5)$$

em que:

ET_0 – evapotranspiração de referência, em $mm\ d^{-1}$;

R_n – saldo de radiação à superfície, em $MJ\ m^{-2}d^{-1}$;

G – fluxo de calor no solo, em $MJ\ m^{-2}d^{-1}$;

T – temperatura do ar a 2 m de altura, em $^{\circ}C$;

U_2 – velocidade do vento à altura de 2 m, em $m\ s^{-1}$;

e_s – pressão de saturação de vapor, em kPa;

e_a – pressão de vapor atual do ar, em kPa;

$(e_s - e_a)$ – déficit de pressão de vapor, em kPa;

Δ – declividade da curva de pressão de vapor de saturação, em $kPa\ ^\circ C^{-1}$; e

γ – constante psicrométrica, em $kPa\ ^\circ C^{-1}$.

Os dados meteorológicos necessários para a estimativa da evapotranspiração de referência (ET_o) pela equação de Penman-Monteith como velocidade do vento, umidade relativa do ar, insolação, radiação solar, precipitação pluviométrica e temperatura foram obtidos de uma estação meteorológica instalada na UFERSA, campus Mossoró-RN.

Para estimar a evapotranspiração da cultura (ET_c) utilizaram-se os valores de coeficiente de cultura (K_c) obtidos em estudos realizados por Cavalcante Júnior (2011) no município de Apodi-RN e utilizados também em experimento com girassol realizado por Costa (2012) no mesmo município.

De acordo com Cavalcante Júnior (2011), os valores de K_c obtidos foram de 0,52; 0,70; 0,98 e 0,81, para os diferentes estádios de desenvolvimento do girassol (fases I, II, III e IV de desenvolvimento, respectivamente). Os valores de K_c obtidos pelo referido autor ficaram próximos aos valores aconselhados para a cultura do girassol no manual 56 da FAO (Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura).

Vale ressaltar que a lâmina de irrigação aplicada diariamente objetivava não somente forçar a lixiviação dos elementos químicos no solo, mas também, e principalmente, atender a demanda hídrica da cultura, juntamente com a aplicação do percolado de aterros sanitários.

Durante o ciclo do girassol em campo (81 DAP) foi aplicada uma lâmina bruta de irrigação dividida nas distintas proporções de percolado de aterro sanitário (PATS) e da água da rede de abastecimento (AA), como evidenciado na Tabela 17.

É necessário destacar que o PATS foi aplicado em dias alternados dentro do período experimental, começando somente dia 24/07/2015 (21 dias após plantio – DAP, ou seja, 14 dias após transplante – DAT), para favorecer a melhor fixação das mudas de girassol ao solo e evitar que as mesmas morressem no início do ciclo.

Tabela 17. Lâminas de percolado de aterros sanitários (PATS) não diluído e da água da rede de abastecimento (AA) utilizadas na irrigação do girassol, ao longo do período experimental.

Tratamentos	Lâminas (mm)		
	PATS	AA	PATS + AA
T ₁	0,00	1.027,55	1.027,55
T ₂	91,35	936,20	1.027,55
T ₃	182,70	844,85	1.027,55
T ₄	274,04	753,51	1.027,55
T ₅	365,39	662,16	1.027,55

Nota: T₁ – necessidade hídrica da cultura com somente água da rede de abastecimento (100% AA), T₂ – necessidade hídrica da cultura com 80% de AA e 20% de PATS, T₃ – necessidade hídrica da cultura com 60% de AA e 40% de PATS, T₄ – necessidade hídrica da cultura com 40% de AA e 60% de PATS, e T₅ – necessidade hídrica da cultura com 20% de AA e 80% de PATS.

3.8.2 Parcelas experimentais e Tratamentos

Foram delimitadas vinte parcelas experimentais, sendo cinco tratamentos repetidos quatro vezes em delineamento em blocos casualizados (DBC), onde os tratamentos estudados foram baseados em trabalhos desenvolvidos por Andrade Filho (2016) e por Costa (2012), sendo estes:

T₁ – 100 % de água da rede de abastecimento – AA (Testemunha);

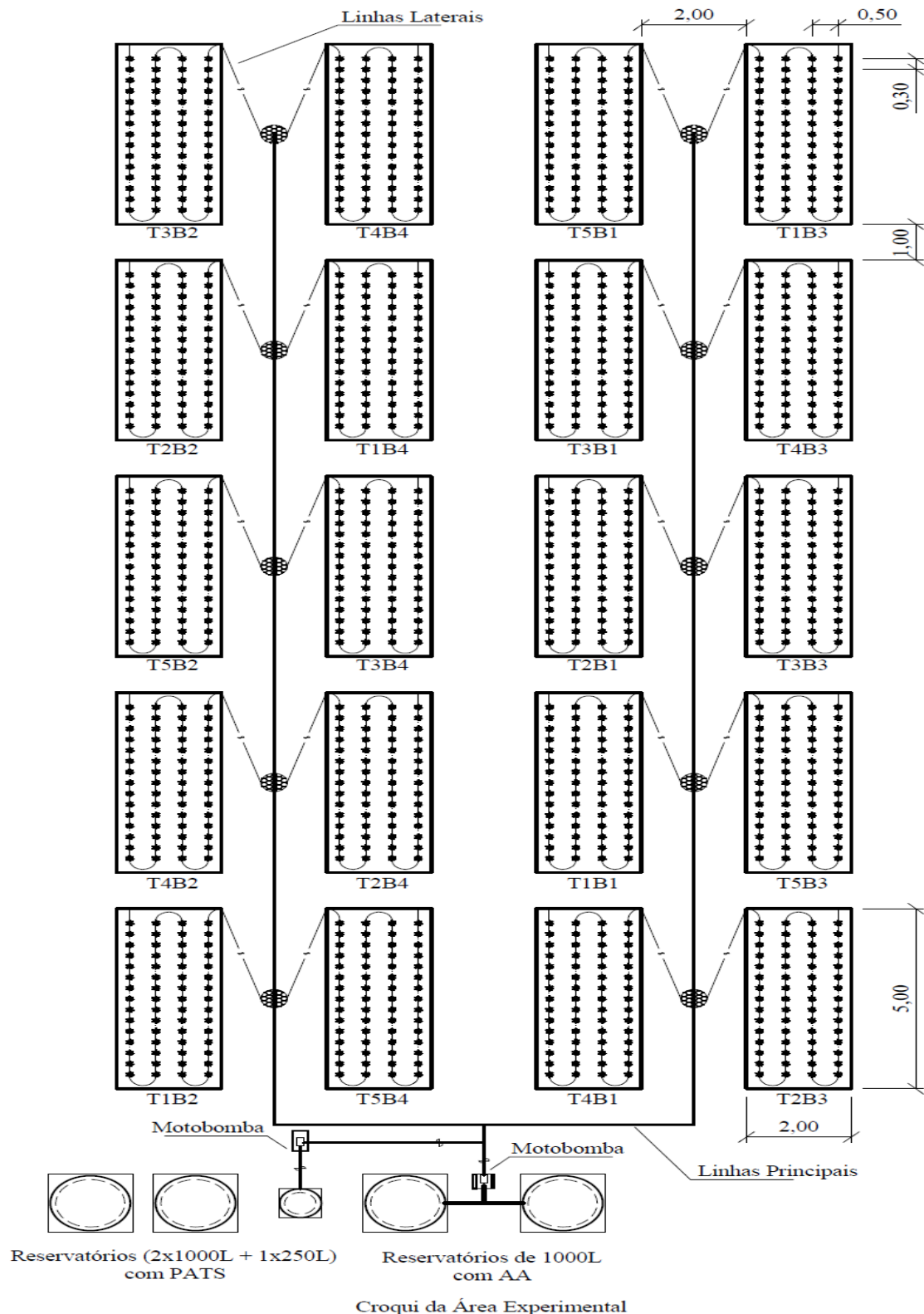
T₂ – 80 % de AA e 20 % de PATS;

T₃ – 60 % de AA e 40 % de PATS;

T₄ – 40 % de AA e 60 % de PATS; e,

T₅ – 20 % de AA e 80 % de PATS.

Cada parcela experimental foi construída nas dimensões de 2,0 x 5,0 m (10,0 m²), com espaçamento de 2,0 m entre blocos e de 1,0 m entre parcelas do mesmo bloco (Figura 11), onde foi cultivado o girassol (*Helianthus annuus* L.).



Nota: T₁ – necessidade hídrica da cultura com somente água da rede de abastecimento (100% AA), T₂ – necessidade hídrica da cultura com 80% de AA e 20% de PATS, T₃ – necessidade hídrica da cultura com 60% de AA e 40% de PATS, T₄ – necessidade hídrica da cultura com 40% de AA e 60% de PATS, e T₅ – necessidade hídrica da cultura com 20% de AA e 80% de PATS.

Fonte: Arquivo da pesquisadora (2016).

Figura 11. Ilustração das parcelas experimentais para condução dos tratamentos aplicados na cultura do girassol (croqui da área experimental).

3.8.3 Aplicação do percolado de aterros sanitários (PATS)

A aplicação do percolado de aterros sanitários ocorreu da seguinte forma:

- a) Misturou-se do percolado dentro do reservatório de armazenamento, para homogeneizar todo o líquido, evitando que sedimentos ficassem retidos no fundo do recipiente (Figura 12A);
- b) Mediu-se da quantidade específica a ser utilizada e transferência para um terceiro reservatório com capacidade de 250 litros (Figura 12B);
- c) Aplicou-se o PATS por meio do conjunto de irrigação por gotejamento pressurizado, diretamente no solo, dentro de cada parcela, minimizando-se contato direto do líquido com o girassol (Figura 12C).



Fonte: Arquivo da pesquisadora (2016).

Figura 12. Ilustração da metodologia de aplicação do PATS nas parcelas experimentais com girassol.

3.9 CARACTERÍSTICAS AVALIADAS

3.9.1 Amostragens e monitoramento da qualidade do solo

Para avaliação das alterações nas características químicas do solo foram retiradas três amostras de solo, sendo uma amostragem inicial antes da implantação do experimento, e outras duas com 30 e 60 dias de aplicação do PATS. A caracterização do solo deu-se pela análise do pH_{água}; condutividade elétrica do solo na relação 1:2,5 (CE_{1:2,5}) em dS m⁻¹; cálcio (Ca²⁺), magnésio (Mg²⁺), Alumínio trocável (Al³⁺), Acidez Potencial (H+Al), soma de bases (SB), capacidade de troca catiônica (CTC) e capacidade de troca catiônica efetiva (t) em cmol_c dm⁻³; matéria orgânica (M.O.) em dag; fósforo (P), potássio (K⁺), sódio (Na⁺), os micronutrientes ferro (Fe), manganês (Mn), cobre (Cu), zinco (Zn), níquel (Ni), cádmio (Cd) e chumbo (Pb) em mg dm⁻³; saturação por bases (V), saturação por alumínio (m) e porcentagem de sódio trocável (PST) em %, todas seguindo as recomendações da EMBRAPA (Embrapa, 1997; Silva, 2009b; Donagema et al., 2011), e nitrogênio (N) em g kg⁻¹, pelo método de Tedesco et al. (1997).

Tais amostras foram coletadas com auxílio de trato holandês em cada uma das vinte parcelas experimentais, sendo uma amostra simples para cada profundidade e para cada parcela, nas camadas do perfil do solo de 0,0 a 0,20 e 0,20 a 0,40 m, sempre próximo aos gotejadores e ao girassol; onde em seguida, as amostras foram armazenadas em sacos plásticos estéreis etiquetados e encaminhadas para análises no LASAP da UFERSA, campus Mossoró-RN.

3.9.2 Amostragem e monitoramento das características vegetativas, de produção e composição do tecido vegetal do girassol

Para avaliação das características vegetativas da cultura do girassol (*Helianthus annuus* L.), foram realizadas cinco avaliações de crescimento da cultura, com intervalo de quinze dias entre avaliações, sendo a primeira avaliação dia 24/07/2015 (21 dias após plantio – DAP, 14 dias após transplântio – DAT); dia 08/08/2015 (36 DAP); dia 23/08/2015 (51 DAP); 07/09/2015 (66 DAP); e a última avaliação dia 22/09/2015 (81 DAP, dia da colheita).

Com relação às características de produção e composição química do tecido vegetal do girassol, foi realizada uma coleta ao final do ciclo da cultura.

Na amostragem foram escolhidas seis plantas centrais na área útil significativa em cada parcela, onde as mesmas foram marcadas com uma fita para serem utilizadas em todas as avaliações restantes. Com a média dos valores das seis plantas por parcela, foram estimados os valores de cada característica analisada para a parcela como um todo.

3.9.3 Altura de planta

A mensuração da altura das plantas foi realizada com auxílio de uma trena métrica graduada em centímetros e metros, onde foi considerada como altura das plantas a distância vertical do nível do solo até a altura da inserção do capítulo, expressa em metros (Figura 13).



Fonte: Arquivo da pesquisadora (2016).

Figura 13. Ilustração da mensuração da altura de plantas.

3.9.4 Número de folhas

O número de folhas totalmente abertas e definidas foi obtido por meio da contagem direta, em cada planta selecionada para avaliação, expresso em unidades.

3.9.5 Diâmetro do caule

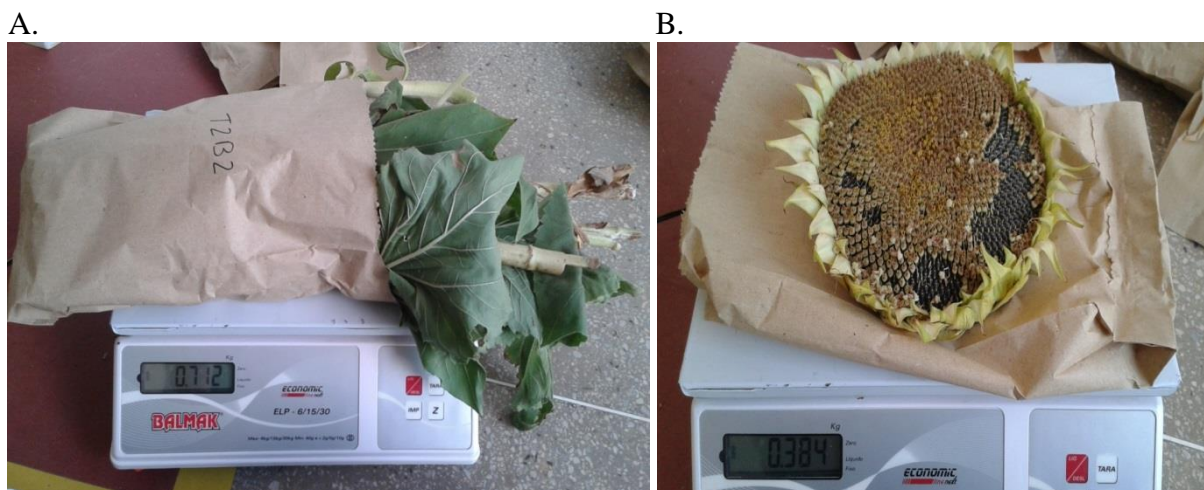
O diâmetro basal do caule foi mensurado por meio de paquímetro digital, a uma altura de aproximadamente 5 cm da superfície do solo, conforme metodologia utilizada por Costa (2012), sendo expresso em centímetros.

3.9.6 Diâmetro do capítulo

A mensuração do diâmetro do caule foi obtida por meio de paquímetro digital, onde foi observada a distância de uma extremidade à outra do capítulo de cada planta selecionada, sendo o valor expresso em centímetros.

3.9.7 Massa úmida do caule/folhas e do capítulo e massa seca do caule/folhas e do capítulo

No próprio local do experimento, logo após a colheita, foram determinadas a massa úmida do caule e das folhas, excluindo as raízes, e a massa úmida do capítulo por meio de pesagem em balança de precisão (Figura 14).



Fonte: Arquivo da pesquisadora (2016).

Figura 14. Ilustração da determinação da massa úmida do caule (A) e do capítulo (B).

Em seguida, as amostras foram encaminhadas ao LASAP/UFERSA para secagem em estufa sob temperatura de 65 °C durante um período de 72 horas, sendo posteriormente retiradas e pesadas na mesma balança de precisão, determinando-se assim a massa seca do caule e das folhas e a massa seca do capítulo.

3.9.8 Produtividade (peso) de grãos da cultura

A produtividade de grãos do girassol foi obtido por meio dos capítulos colhidos e secados em estufa, onde foram retirados manualmente todos os grãos (sementes) e pesados em balança de precisão (Figura 15).



Fonte: Arquivo da pesquisadora (2016).

Figura 15. Ilustração da determinação da produtividade de grãos do girassol.

3.9.9 Composição química do tecido vegetal

Foi realizada análise da composição química do tecido vegetal, apenas do caule e das folhas, do girassol no LASAP da UFERSA, de acordo com os procedimentos analíticos recomendados por Carmo et al. (2000) e Bataglia et al. (1983), em que, após secagem do material vegetal (massa seca do caule/folhas em estufa), realizou-se a moagem das amostras em moinho do tipo Wiley, equipado com peneira de 40 mesh, obtendo um material de pequena granulometria e homogêneo.

Foram analisadas as concentrações de nitrogênio (N), sódio (Na^+), potássio (K^+), fósforo (P), cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), ferro (Fe), manganês (Mn), cobre (Cu), níquel (Ni), cádmio (Cd) e chumbo (Pb).

O nitrogênio foi determinado a partir da digestão sulfúrica e quantificado pelo método Kjeldahl; a partir da digestão nítrica em forno micro-ondas, onde as determinações foram obtidas por espectrofotometria para o fósforo, fotometria de chama para potássio e sódio, e em espectrofotômetro de absorção atômica para os demais elementos.

3.10 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os dados coletados de solo foram submetidos: à análise de variância pelo Teste F a 5 % de probabilidade; quando significativos, os mesmos foram submetidos ao Teste de Tukey a 5 % de probabilidade; à análise de regressão para os tratamentos aplicados, analisando os coeficientes das equações de regressão, o coeficiente de determinação e o processo em estudo; e ao teste de Tukey a 5 % de probabilidade para as profundidades analisadas e tempo de estudo.

Os dados coletados das características vegetativas, produção e composição do tecido vegetal do girassol foram submetidos à análise de variância pelo Teste F a 5 % de probabilidade, onde, quando significativos, os mesmos foram submetidos ao teste de Tukey a 5 % de probabilidade, e análise de regressão para os tratamentos aplicados.

Com relação aos dados de desempenho hidráulico do sistema de irrigação, estes foram submetidos à análise de regressão onde os modelos de regressão foram escolhidos com base no valor do coeficiente de determinação, significâncias dos coeficientes das equações de regressão, pelo Teste “t” até 10 % de probabilidade, e pelo processo em estudo.

Os demais dados das características físico-químicas do percolado de aterros sanitários e da água da rede de abastecimento foram submetidos à estatística descritiva (média e desvio padrão).

Para realização das análises estatísticas foi utilizado o programa computacional estatístico Sisvar 5.6 (Sistema para Análise de Variância) (Ferreira, 2014; Ferreira, 2011).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 CARACTERIZAÇÃO DO PERCOLADO DE ATERROS SANITÁRIOS (PATS)

Observou-se uma variabilidade bastante representativa em relação à caracterização do percolado do Aterro Sanitário do Município de Mossoró-RN, tanto em relação às coletas realizadas dentro do período experimental, como comparando com outros estudos.

Tal fato ocorre devido à influência do índice pluviométrico do local onde está construído o aterro sanitário, do escoamento superficial e da ascensão de águas subterrâneas presentes no interior das células, bem como do volume de resíduos orgânicos, tipos de resíduos sólidos que estão depositados no aterro e período de coleta deste resíduo líquido.

Quando comparado aos demais tipos de águas residuárias, o percolado de aterros sanitários (PATS) apresenta alta toxicidade e concentração de nutrientes. Alguns valores de concentrações chegam a tomar proporções alarmantes, o que enfatiza a necessidade de tratamento e disposição adequados e monitorados.

Essa toxicidade e potencial poluidor do percolado atribuem-se a presença de diversos compostos persistentes, elevada alcalinidade, altas concentrações de amônia e principalmente de metais potencialmente tóxicos (Kohn et al., 2004; Silva et al., 2004; Morais, 2005), como já foi relatado anteriormente neste trabalho.

Na Tabela 18, estão apresentados os resultados referentes à composição físico-química do percolado de aterros sanitários (PATS) não diluído utilizado no estudo, proveniente do Aterro Sanitário do Município de Mossoró-RN.

Tabela 18. Atributos físico-químicos do percolado de aterros sanitários não diluído, ao longo do período experimental.

Atributos físico-químicos	Amostragem de 15 de julho de 2015	Amostragem de 06 de agosto de 2015	Amostragem de 20 de agosto de 2015	Amostragem de 09 de setembro de 2015	Média	Desvio Padrão
pH	8,97	9,17	8,99	8,95	9,02	0,10
CE (dS m ⁻¹)	19,95	15,15	15,30	6,00	14,10	5,84
DQO (mg L ⁻¹)	7312	6448	5948	6956	6666,00	595,67
DBO (mg L ⁻¹)	115	127	153	222	154,25	47,87
DBO/DQO	0,02	0,02	0,03	0,03	0,02	0,01
ST (mg L ⁻¹)	2416	16752	220	18048	9359,00	9343,12
SS (mg L ⁻¹)	960	980	800	580	830,00	185,11
Turbidez (NTU)	133	288	234	318	243,25	81,30
N _{total} (mg L ⁻¹)	541,35	473,08	309,27	415,16	434,72	98,25
P _{total} (mg L ⁻¹)	1,65	30,50	32,33	43,69	27,04	17,90
Fe (mg L ⁻¹)	7,619	5,269	4,807	4,977	5,67	1,31
Mn (mg L ⁻¹)	0,126	0,174	0,206	0,224	0,18	0,04
Cu (mg L ⁻¹)	0,050	0,018	0,003	0,004	0,02	0,02
Zn (mg L ⁻¹)	0,478	0,372	0,322	0,366	0,38	0,07
Pb (mg L ⁻¹)	0,220	0,170	0,040	0,010	0,11	0,10
Ni (mg L ⁻¹)	0,242	0,285	0,246	0,328	0,28	0,04
Cd (mg L ⁻¹)	0,009	0,013	0,003	0,001	0,01	0,01
K ⁺ (mmol _c L ⁻¹)	75,44	85,77	67,69	83,17	78,02	8,16
Na ⁺ (mmol _c L ⁻¹)	177,34	203,03	160,57	203,73	186,17	21,02
Ca ²⁺ (mmol _c L ⁻¹)	18,00	12,50	6,00	3,50	10,00	6,54
Mg ²⁺ (mmol _c L ⁻¹)	22,00	2,50	1,50	54,00	20,00	24,55
Cl ⁻ (mmol _c L ⁻¹)	32,20	39,20	53,00	46,00	42,60	8,93
CO ₃ ²⁻ (mmol _c L ⁻¹)	0,00	4,00	0,00	0,00	1,00	2,00
HCO ₃ ⁻ (mmol _c L ⁻¹)	10,50	8,20	6,60	8,10	8,35	1,61
RAS ((mmol _c L ⁻¹) ^{0,5})	39,65	74,14	82,92	38,00	58,68	23,21

Nota: pH - potencial hidrogeniônico; CE - condutividade elétrica; DQO - demanda química de oxigênio; DBO - demanda bioquímica de oxigênio; DBO/DQO - relação DBO/DQO; ST - sólidos totais; SS - sólidos suspensos; Turbidez - turbidez do líquido; N_{total} - nitrogênio total; P_{total} - fósforo total; Fe - ferro; Mn - manganês; Cu - cobre; Zn - zinco; Pb - chumbo; Ni - níquel; Cd - cádmio; K⁺ - potássio; Na⁺ - sódio; Ca²⁺ - cálcio; Mg²⁺ - magnésio; Cl⁻ - cloreto; CO₃²⁻ - carbonato de cálcio; HCO₃⁻ - bicarbonato de cálcio e RAS - razão de adsorção de sódio.

O valor médio encontrado para o pH durante o período experimental foi igual a 9,02, com valores máximo e mínimo de 9,17 e 8,95, respectivamente. O valor médio do pH encontrado encontra-se minimamente fora da faixa de 5,0 a 9,0 especificada pela Resolução do CONAMA nº 430/2011 (BRASIL, 2011), a qual dispõe sobre as condições e padrões de lançamentos de efluentes tratados em corpos hídricos.

Segundo Giordano et al. (2011) e Eduardo (2007), quando o pH atinge valores superiores a 8,0, significa que o aterro sanitário atingiu a fase metanogênica, característico de aterro sanitário que está ficando velho, principalmente se ocorrer a recirculação do percolato nas próprias células do aterro sanitário, como é o caso do Aterro Sanitário do Município de Mossoró-RN, onde o percolato é recirculado e aplicado no cultivo de gramíneas nos taludes.

A condutividade elétrica (CE) apresentou uma variação significativa ao longo do período experimental em que foram realizadas as coletas. Variando de 6,00 a 19,95 dS m⁻¹, e com valor médio igual a 14,10 dS m⁻¹, a CE foi bastante superior ao limite de 3 dS m⁻¹ estabelecido pela Portaria nº 154/2002 (CEARÁ, 2002) para cultivos agrícolas irrigados com águas de reuso.

A CE de percolados de aterros sanitários apresenta-se geralmente elevada, devido principalmente às elevadas concentrações de sais e compostos amoniacais (Giordano et al., 2011).

A concentração média de sólidos suspensos presentes no PATS foi de 830,00 mg L⁻¹, sendo bastante superior ao limite de 50 mg L⁻¹ estabelecido pela Portaria nº 154/2002 (CEARÁ, 2002) para lançamento em corpo hídrico de efluente tratado predominantemente doméstico.

Comparando com outros tipos de águas residuárias, os valores médios das concentrações de sólidos suspensos (SS) e sólidos totais (ST) não se encontram tão fora da faixa encontrada, no entanto, se comparado o valor de SS com o de ST, observa-se um valor médio de ST cerca de dez vezes maior, indicando que esse resíduo líquido é altamente prejudicial e preocupante, podendo causar aumento da turbidez e da coloração dos corpos hídricos, além de entupimento dos macroporos das camadas superficiais do solo, causando o selamento superficial (Matos, 2006; Coelho, 2013).

Assim como no trabalho de Coelho (2013) e de Coelho et al. (2015b), os nutrientes nitrogênio total (N_{total}) e fósforo total (P_{total}) apresentaram-se em concentrações elevadas, sendo considerados como poluentes importantes do PATS, principalmente devido às diversas formas de oxidação que podem assumir no meio ambiente. Por outro lado, mostra que esse resíduo líquido tem uma importância significativa para a fertirrigação de culturas agrícolas.

As concentrações encontradas de N_{total} e P_{total} no presente estudo foram muito superiores aos valores limítrofes de 10,00 mg L⁻¹ e 2,00 mg L⁻¹, respectivamente, encontrados por Almeida (2010) para qualidade da água de irrigação.

Com relação ao potássio, este apresentou concentração média igual a $78,02 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, bastante superior ao valor de $0,05 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ ($2,0 \text{ mg L}^{-1}$) sugerido por Almeida (2010) para qualidade da água de irrigação.

Para o sódio foi encontrado valor médio de $186,17 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, superior ao valor de $40,00 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ encontrado e sugerido por Almeida (2010) para qualidade da água de irrigação.

Águas com elevadas concentrações de sódio ou potássio trocável, relativamente ao cálcio e magnésio, promovem dispersão dos coloides do solo, ou seja, a adsorção do sódio e/ou potássio às partículas do solo negativas causa a dispersão das argilas, o que resulta em problemas de infiltração de água no solo, e, conseqüentemente, a perda da qualidade física em relação à dinâmica de água e nutrientes (Matos, 2007; Homem et al., 2012; Ayers & Westcot, 1999).

Outro fator impactante da alta concentração de sais no solo é o estresse causado às culturas agrícolas, visto que causa a alteração no gradiente osmótico no solo, que irá reter a água na matriz do solo, diminuindo a disponibilidade hídrica para as plantas (Matos, 2007).

O valor médio encontrado para o cloreto no percolado do Aterro Sanitário do Município de Mossoró-RN foi igual a $42,60 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, sendo este superior ao valor de $30,00 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ encontrado e sugerido por Almeida (2010) para qualidade da água de irrigação, onde, de acordo com Ayers & Westcot (1999), nessa concentração, o cloreto apresenta-se como tóxico para as culturas agrícolas.

Ayers & Westcot (1999) ressaltam ainda que o cloreto apresenta esse impacto mais acentuado aos cultivos agrícola devido a não retenção e adsorção às partículas do solo, o que favorece sua absorção pelas raízes das plantas, podendo translocar-se até as folhas, causando necrose e queimaduras.

O cloreto aliado à presença de carbonato e bicarbonato de cálcio favorece também a formação de precipitados químicos, tornando o solo mais alcalino, ou seja, elevando o pH do solo, o que conseqüentemente causa diversos efeitos impactantes aos demais elementos presentes no mesmo (Coelho, 2013).

Os elevados valores da condutividade elétrica e da relação de adsorção de sódio demonstra que o percolado apresenta um risco severo de salinização do solo, causando dispersão das argilas e, conseqüentemente, diminuição da permeabilidade do solo (Ayers & Westcot, 1999).

Para os demais elementos, tendo por base a tabela de concentrações máximas permitidas para alguns elementos químicos presentes em águas residuárias para aplicação em culturas

agrícolas citada por Ayers & Westcot (1999) e Matos (2007), observa-se que apenas o ferro ($5,67 \text{ mg L}^{-1}$) e o níquel ($0,28 \text{ mg L}^{-1}$) apresentaram concentrações maiores do que os limites de $5,00 \text{ mg L}^{-1}$ e $0,20 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente. Já o manganês ($0,18 \text{ mg L}^{-1}$), o cobre ($0,02 \text{ mg L}^{-1}$), o zinco ($0,38 \text{ mg L}^{-1}$) e o chumbo ($0,11 \text{ mg L}^{-1}$) apresentaram-se em concentrações inferiores aos valores de $0,20 \text{ mg L}^{-1}$, $0,20 \text{ mg L}^{-1}$, $2,00 \text{ mg L}^{-1}$ e $5,00 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente. Por fim, o cádmio apresentou valor médio igual ao limite de $0,01 \text{ mg L}^{-1}$.

Comparando os valores encontrados para o ferro, manganês, cobre, zinco, chumbo e níquel, com os valores máximos permitidos pela Resolução do CONAMA nº 430/2011 (BRASIL, 2011), para lançamento de efluentes tratados em corpos hídricos, observou-se que todos estão abaixo dos valores de $15,0 \text{ mg L}^{-1}$, $1,0 \text{ mg L}^{-1}$, $1,0 \text{ mg L}^{-1}$, $5,0 \text{ mg L}^{-1}$, $0,5 \text{ mg L}^{-1}$, e $2,0 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente.

Com relação à DBO, o valor de $154,25 \text{ mg L}^{-1}$ encontrado no percolado do Aterro Sanitário do Município de Mossoró-RN, apresentou-se superior ao valor de $120,00 \text{ mg L}^{-1}$, estimado pela Resolução do CONAMA nº 430/2011 (BRASIL, 2011), para lançamento de efluentes tratados em corpos hídricos, porém inferior ao limite de $200,00 \text{ mg L}^{-1}$ estabelecido pela Portaria nº 154/2002 (CEARÁ, 2002).

O parâmetro de biodegradabilidade do percolado do Aterro Sanitário de Mossoró-RN, representado pela relação DBO/DQO, foi igual a 0,02, onde, de acordo com Oman & Junestedt (2007), relações de DBO/DQO menores que 0,3 são típicas de aterros sanitários considerados antigos. Kjeldsen et al. (2002) complementa que uma baixa relação DBO/DQO sugere um percolado de RSU com baixas concentrações de ácidos graxos e quantidades relativamente altas de combinações entre ácidos húmicos e fúlvicos.

Considerando que o aterro sanitário de Mossoró foi inaugurado no início do ano de 2008 (PMM, SANEPAV, 2012), e que a relação DBO/DQO foi igual a 0,02, verifica-se que o aterro sanitário em estudo pode ser enquadrado em uma fase de maduro para velho, com oito anos de funcionamento.

Na presente pesquisa não foram analisadas as concentrações de coliformes totais e coliformes termotolerantes, porém, Coelho et al. (2015d), ao analisar o percolado do Aterro Sanitário de Mossoró-RN, encontrou valores médios de coliformes totais ($28,75 \text{ NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$) e coliformes termotolerantes ($0,00 \text{ NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$) bem inferiores ao valor de $5.000 \text{ NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$ estabelecido pela Portaria nº 154/2002 (CEARÁ, 2002), indicando que não há risco de contaminação microbiológica para uso em cultivos agrícolas.

Em pesquisas realizadas por Mesquita (2016) e Andrade Filho (2016), os autores encontraram valores médios geométricos de coliformes totais e coliformes termotolerantes

iguais a 576 NMP 100 mL⁻¹ e 7,00 NMP 100mL⁻¹, respectivamente, para o percolado do Aterro Sanitário do Município de Mossoró-RN.

A seguir, na Tabela 19, pode-se fazer um comparativo dos valores encontrados para as características físico-químicas do percolado do Aterro Sanitário do Município de Mossoró-RN, em diferentes períodos de amostragem.

Tabela 19. Resultados médios dos atributos físico-químicos do percolado (PATS) do Aterro Sanitário do Município de Mossoró-RN, em diferentes períodos de amostragem.

Atributos físico-químicos	Média	Coelho (2013)*	Mesquita (2016)** e Andrade Filho (2016)**
pH	9,02	7,45	8,61
CE (dS m ⁻¹)	14,10	16,40	16,75
DQO (mg L ⁻¹)	6666,00	5692,50	9543,00
DBO (mg L ⁻¹)	154,25	2819,50	4152,00
DBO/DQO	0,02	0,50	0,38
ST (mg L ⁻¹)	9359,00	19732,50	30468,00
SS (mg L ⁻¹)	830,00	370,00	1173,00
Turbidez (NTU)	243,25	-	213,00
Ntotal (mg L ⁻¹)	434,72	592,00	422,33
Ptotal (mg L ⁻¹)	27,04	4,90	50,04
Fe (mg L ⁻¹)	5,67	5,07	19,89
Mn (mg L ⁻¹)	0,18	3,66	1,15
Cu (mg L ⁻¹)	0,02	0,10	0,02
Zn (mg L ⁻¹)	0,38	1,13	0,06
Pb (mg L ⁻¹)	0,11	2,81	0,50
Ni (mg L ⁻¹)	0,28	2,08	0,65
Cd (mg L ⁻¹)	0,01	0,13	0,08
K ⁺ (mmol _c L ⁻¹)	78,02	58,55	2,02
Na ⁺ (mmol _c L ⁻¹)	186,17	116,61	114,51
Ca ²⁺ (mmol _c L ⁻¹)	10,00	10,44	46,67
Mg ²⁺ (mmol _c L ⁻¹)	20,00	18,38	31,89
Cl ⁻ (mmol _c L ⁻¹)	42,60	75,00	59,93
CO ₃ ²⁻ (mmol _c L ⁻¹)	1,00	42,50	45,87
HCO ₃ ⁻ (mmol _c L ⁻¹)	8,35	65,00	127,49
RAS ((mmol _c L ⁻¹) ^{0,5})	58,68	31,53	18,27

Nota: pH - potencial hidrogeniônico; CE - condutividade elétrica; DQO - demanda química de oxigênio; DBO - demanda bioquímica de oxigênio; ST - sólidos totais; SS - sólidos suspensos; Turbidez; N_{total} - nitrogênio total; P_{total} - fósforo total; Fe - ferro; Mn - manganês; Cu - cobre; Zn - zinco; Pb - chumbo; Ni - níquel; Cd - cádmio; K⁺ - potássio; Na⁺ - sódio; Ca²⁺ - cálcio; Mg²⁺ - magnésio; Cl⁻ - cloreto; CO₃²⁻ - carbonato de cálcio; HCO₃⁻ - bicarbonato de cálcio e RAS - razão de adsorção de sódio.

*Coletas realizadas no período de maio a agosto de 2012.

**Coletas realizadas no período de outubro de 2014 a janeiro de 2015.

4.2 CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA DA REDE DE ABASTECIMENTO (AA)

Na Tabela 20, estão apresentados os resultados referentes à composição físico-química da água da rede de abastecimento (AA) utilizada na pesquisa.

Durante o período experimental, os valores de pH da água da rede de abastecimento variaram de 8,09 a 8,30, onde o valor médio (8,21) encontra-se fora da faixa de 7,0 a 7,5 estabelecida por Nakayama et al. (2006), representando risco severo de obstrução dos gotejadores por facilitar a formação de precipitados químicos.

Para Ayers & Westcot (1999), a faixa normal de pH da água de irrigação deve oscilar de 6,5 a 8,4, onde os valores de pH encontrados da AA se situam dentro destes limites, sendo ainda um pouco superiores aos valores encontrados por Coelho et al. (2015b), que variaram de 6,94 a 7,69.

Tabela 20. Atributos físico-químicos da água da rede de abastecimento, ao longo do período experimental.

Atributos físico-químicos	Amostragem de 15 de julho de 2015	Amostragem de 06 de agosto de 2015	Amostragem de 20 de agosto de 2015	Amostragem de 09 de setembro de 2015	Média	Desvio Padrão
pH	8,20	8,30	8,23	8,09	8,21	0,09
CE (dS m ⁻¹)	2,95	0,59	1,13	1,47	1,54	1,01
K ⁺ (mmol _c L ⁻¹)	0,52	0,23	0,31	0,45	0,38	0,13
Na ⁺ (mmol _c L ⁻¹)	11,74	3,40	4,86	8,88	7,22	3,80
Ca ²⁺ (mmol _c L ⁻¹)	2,40	0,20	0,90	2,00	1,38	1,01
Mg ²⁺ (mmol _c L ⁻¹)	5,90	0,30	0,60	2,00	2,20	2,58
Cl ⁻ (mmol _c L ⁻¹)	17,40	2,80	5,00	12,00	9,30	6,67
CO ₃ ²⁻ (mmol _c L ⁻¹)	0,80	0,80	1,80	2,00	1,35	0,64
HCO ₃ ⁻ (mmol _c L ⁻¹)	4,10	2,50	2,80	3,50	3,23	0,72
RAS ((mmol _c L ⁻¹) ^{0,5})	5,76	6,80	5,61	6,28	6,11	0,54

Nota: pH - potencial hidrogeniônico; CE - condutividade elétrica; K⁺ - potássio; Na⁺ - sódio; Ca²⁺ - cálcio; Mg²⁺ - magnésio; Cl⁻ - cloreto; CO₃²⁻ - carbonato de cálcio; HCO₃⁻ - bicarbonato de cálcio e RAS - razão de adsorção de sódio.

Com relação à condutividade elétrica média da água da rede de abastecimento, esta foi igual a 1,54 dS m⁻¹, variando de 0,59 a 2,95 dS m⁻¹. Estes valores encontra-se dentro da faixa de 0,8 a 3,1 dS m⁻¹ proposta por Capra & Scicolone (1998), apresentando risco moderado de obstrução dos gotejadores.

A concentração de potássio encontrado na água da rede de abastecimento apresentou valor médio igual a $0,38 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, superior a valor de $0,05 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ ($2,0 \text{ mg L}^{-1}$) encontrado e sugerido por Almeida (2010) para qualidade da água de irrigação.

O valor médio da concentração de sódio ($7,22 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$) encontrado na água da rede de abastecimento foi duas vezes superior ao valor de $3,0 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ estabelecido por Ayers & Westcot (1999) para irrigação de cultivos agrícolas.

Já os valores médios de cálcio e magnésio apresentam-se dentro dos limites comumente encontrados nas pesquisas e permissíveis, porém, como ressalta Homem et al. (2012), esses valores encontram-se bastante inferiores a valor encontrado de sódio, o que resulta na adsorção deste aos ânions presentes nos solos, causando dispersão das partículas de argila, dentre outros efeitos negativos já mencionados no presente trabalho.

O valor médio da concentração de cloreto na água da rede de abastecimento foi de $9,30 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, valor este três vezes superior a $3,0 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ recomendado por Ayers & Westcot (1999) para irrigação de cultivos agrícolas.

Os valores de concentrações de carbonato e bicarbonato de cálcio apresentaram-se dentro da faixa normalmente estabelecida e encontrada em demais análises, porém esses ânions, em conjunto com o cloreto, favorecem a formação de precipitados químicos, onde o solo passa a ser mais alcalino, podendo ainda obstruir os gotejadores com o passar do tempo de funcionamento (Coelho, 2013).

A seguir, na Tabela 21, pode-se fazer um comparativo dos valores encontrados para as características físico-químicas da água da rede de abastecimento utilizada nas pesquisas na Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), mais precisamente no setor da Unidade Experimental de Reuso de Água (UERA), em diferentes períodos de amostragem.

Tabela 21. Resultados médios dos atributos físico-químicos da água da rede de abastecimento (AA), em diferentes períodos de amostragem.

Atributos físico-químicos	Média	Coelho (2013)*	Mesquita (2016)** e Andrade Filho (2016)**
pH	8,21	7,47	7,03
CE (dS m ⁻¹)	1,54	0,76	0,99
K ⁺ (mmol _c L ⁻¹)	0,38	0,39	0,20
Na ⁺ (mmol _c L ⁻¹)	7,22	5,50	4,57
Ca ²⁺ (mmol _c L ⁻¹)	1,38	2,98	1,65
Mg ²⁺ (mmol _c L ⁻¹)	2,20	2,86	0,77
Cl ⁻ (mmol _c L ⁻¹)	9,30	4,95	1,56
CO ₃ ²⁻ (mmol _c L ⁻¹)	1,35	0,20	0,23
HCO ₃ ⁻ (mmol _c L ⁻¹)	3,23	3,93	3,31
RAS ((mmol _c L ⁻¹) ^{0,5})	6,11	3,26	4,15

Nota: pH - potencial hidrogeniônico; CE - condutividade elétrica; K⁺ - potássio; Na⁺ - sódio; Ca²⁺ - cálcio; Mg²⁺ - magnésio; Cl⁻ - cloreto; CO₃²⁻ - carbonato de cálcio; HCO₃⁻ - bicarbonato de cálcio e RAS - razão de adsorção de sódio.

*Coletas realizadas no período de maio a agosto de 2012.

**Coletas realizadas no período de outubro de 2014 a janeiro de 2015.

4.3 DESEMPENHO DO SISTEMA DE IRRIGAÇÃO POR GOTEJAMENTO

As linhas laterais com gotejadores utilizadas no experimento apresentaram um comprimento considerado pequeno a médio, fazendo com que a perda de carga distribuída não fosse totalmente desprezada, ou seja, podendo ser considerada como um dos fatores de variação de vazão dos gotejadores.

Além disso, o posicionamento das parcelas selecionadas para avaliação da irrigação também pode ter influenciado nos valores obtidos, lembrando que foi selecionada uma parcela de cada um dos cinco tratamentos.

Vale ressaltar que a variação de vazão dentro das linhas laterais também foi atribuída ao coeficiente de variação de fabricação dos gotejadores e, posteriormente, ao processo de entupimento de gotejadores, como foi observado também nos trabalhos realizados por Batista et al. (2006) e Batista et al. (2010b).

Para Batista et al. (2013), a grande preocupação em utilizar águas residuárias em sistemas de irrigação localizada consiste na alteração da vazão devido o entupimento parcial ou total dos gotejadores, afetando a uniformidade de distribuição de água.

Segundo Mesquita (2016), ao avaliar os efeitos da aplicação de percolado de aterros sanitários no desempenho de sistemas de irrigação por gotejamento na produção de capim

elefante, os principais atributos físico-químicos responsáveis pela interferência no processo de obstrução dos gotejadores foram o pH, a condutividade elétrica, os sólidos suspensos e dissolvidos, e o ferro total.

Na pesquisa realizada por Batista et al. (2011) com três conjuntos de irrigação operando com diferentes qualidades de esgoto doméstico, os autores também consideraram o ferro total, o manganês total, o cálcio e o magnésio como principais características a serem avaliadas para desempenho de um sistema de irrigação por gotejamento. As características do gotejador utilizado também é um fator importante a ser considerado (Bene et al., 2013).

Analisando as características do percolado de aterros sanitários (PATS) e da água da rede de abastecimento (AA), aplicados via sistema de irrigação por gotejamento, observou-se que, com relação ao pH, os valores médios de 9,02 e 8,21 encontrados para o PATS e a AA, respectivamente, encontram-se acima do limite de 7,5, apresentando risco severo de obstrução dos gotejadores, segundo Nakayama et al. (2006).

Já para Ayers & Westcot (1999), a faixa normal de pH para água aplicada via sistema de irrigação deve estar entre 6,5 e 8,4, onde o pH da AA de abastecimento apresentou-se dentro destes limites, porém o pH do PATS está fora desta faixa.

Para a condutividade elétrica, o valor médio encontrado no PATS ($14,10 \text{ dS m}^{-1}$) ficou muito superior ao limite de $3,1 \text{ dS m}^{-1}$ sugerido por Capra & Scicolone (1998), classificando o risco de obstrução dos gotejadores como severo. No entanto a condutividade elétrica da AA ($1,54 \text{ dS m}^{-1}$), ficou na faixa de 0,8 a $3,1 \text{ dS m}^{-1}$, apresentando risco moderado de obstrução dos gotejadores.

Esses valores assemelham-se aos resultados obtidos por Mesquita et al. (2015), ao analisar o efeito da aplicação de percolado de aterro sanitário diluído na uniformidade de aplicação de unidades de irrigação por gotejamento.

Os sólidos suspensos encontrados no PATS apresentaram valor médio de 830 mg L^{-1} , sendo classificado como risco severo de obstrução dos gotejadores, por estar bem superior ao limite de 100 mg L^{-1} recomendado por Nakayama et al. (2006).

Tendo por base os valores médios das concentrações de cálcio no PATS ($10 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$) e na AA ($1,38 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$), estes representam risco de obstrução dos gotejadores baixo, ou seja, são menores do que o valor de $12,5 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, estabelecido por Capra & Scicolone (1998).

Já para o magnésio, os valores médios encontrados no PATS ($20 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$) e na AA ($2,20 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$), são classificados como severo ($> 7,3 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$) e moderado ($> 2,0 \text{ mmol}_c$

L⁻¹) risco de obstrução dos gotejadores, respectivamente, de acordo com Capra & Scicolone (1998).

Com relação à concentração média de ferro encontrada no PATS (5,67 mg L⁻¹), esta apresentou-se como severo risco de obstrução dos gotejadores, visto que encontrou-se acima do limite de 1,5 mg L⁻¹, estabelecido por Nakayama et al. (2006).

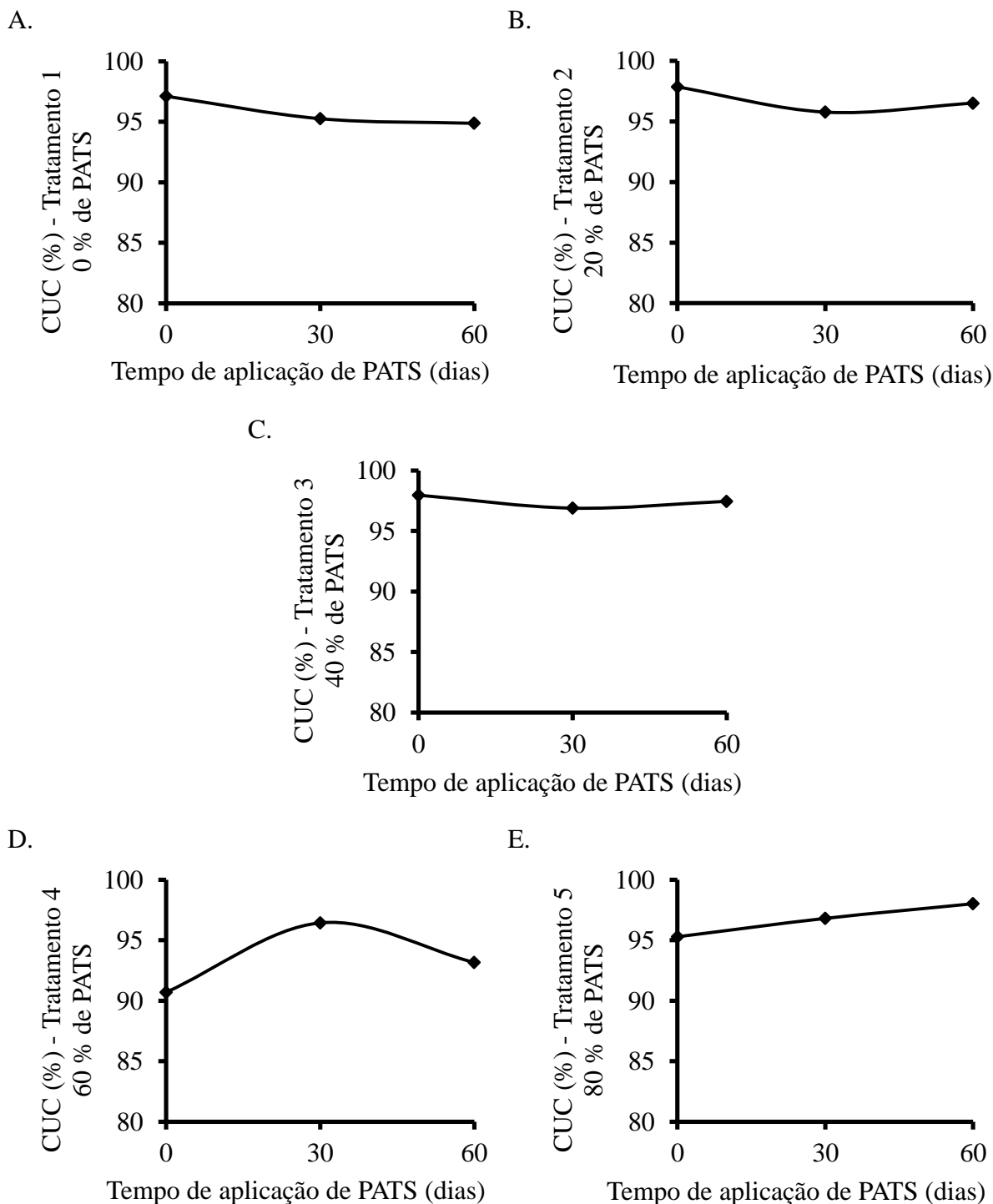
Por outro lado, o manganês do PATS (0,18 mg L⁻¹) apresentou risco moderado, por estar dentro da faixa de 0,1 a 1,5 mg L⁻¹, também estabelecida por Nakayama et al. (2006).

Capra & Scicolone (2004) destacam que valores de DBO superiores a 25 mg L⁻¹ comprometem o desempenho hidráulico de sistemas de irrigação por gotejamento, como é o caso do presente estudo, visto que o valor médio de DBO do PATS foi igual a 154,25 mg L⁻¹.

4.3.1 Coeficiente de Uniformidade de Christiansen – CUC

Apesar dos valores do CUC referentes ao tempo de aplicação inicial, com 30 e 60 dias terem sido superiores a 90 %, para todos os tratamentos aplicados (doses de PATS), onde, de acordo com Merriam & Keller (1978) são classificados como excelentes, observou-se que nos tratamentos T₄ e T₅, onde encontram-se as maiores concentrações de PATS, ocorreu um comportamento diferenciado, em que o CUC passou a aumentar com o tempo de aplicação.

Na Figura 16, observa-se os valores do CUC do conjunto de irrigação por gotejamento submetido à pressão de serviço de 50 kPa, no tempo de funcionamento inicial, com 30 e 60 dias de aplicação do percolado, para os tratamentos aplicados.



Nota: T₁ – necessidade hídrica da cultura com somente água da rede de abastecimento (100% AA) (A), T₂ – necessidade hídrica da cultura com 80% de AA e 20% de PATS (B), T₃ – necessidade hídrica da cultura com 60% de AA e 40% de PATS (C), T₄ – necessidade hídrica da cultura com 40% de AA e 60% de PATS (D), e T₅ – necessidade hídrica da cultura com 20% de AA e 80% de PATS (E).

Figura 16. Valores médios de CUC do sistema de irrigação por gotejamento submetido à pressão de serviço de 50 kPa, ao longo do tempo de aplicação do percolado.

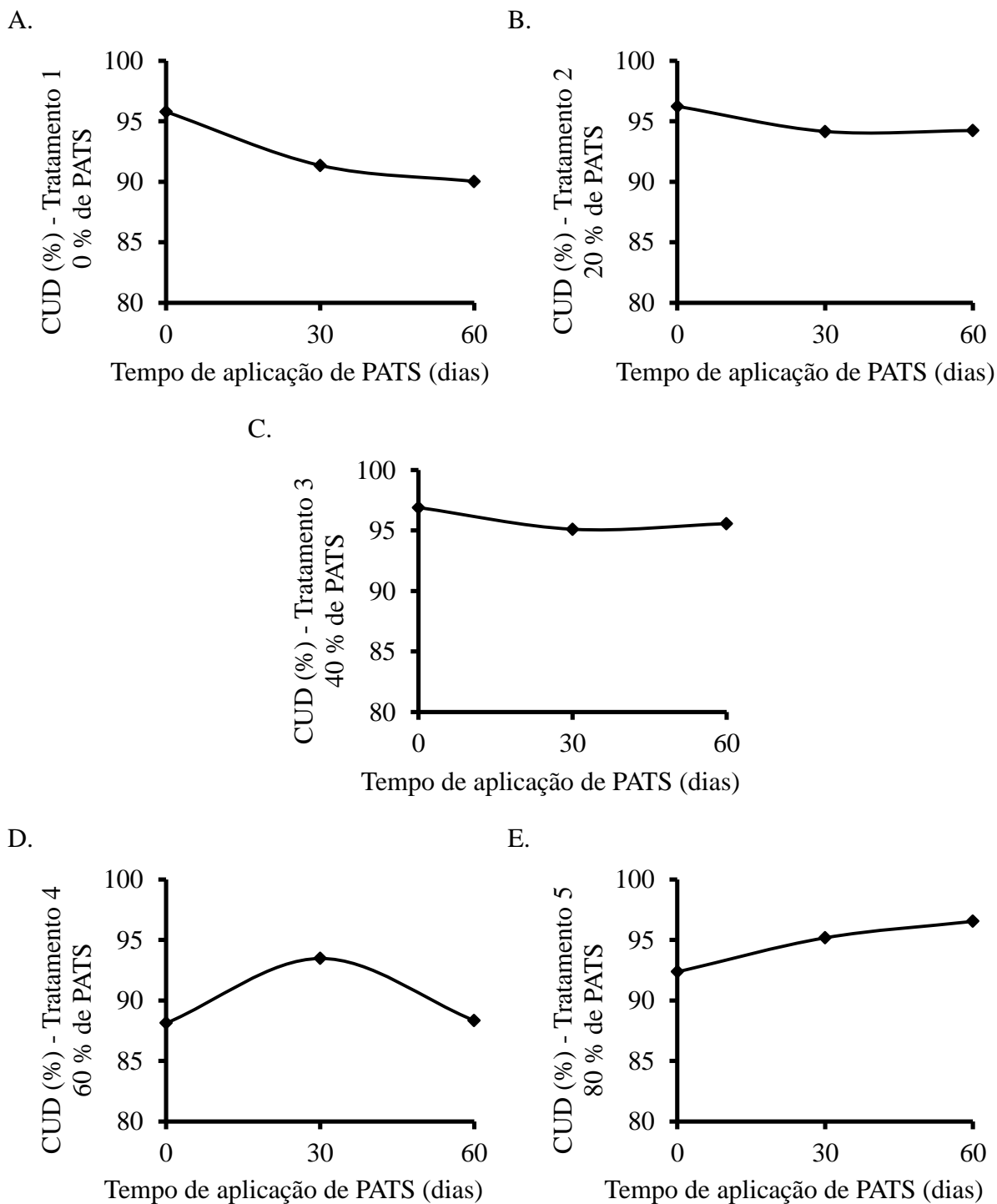
4.3.2 Coeficiente de Uniformidade de Distribuição – CUD

Observou-se que os valores do CUD do conjunto de irrigação por gotejamento submetido à pressão de serviço de 50 kPa, no tempo de aplicação inicial, 30 e 60 dias foram, para os tratamentos T₁, T₂, T₃ e T₅, e T₄ aos 30 dias, superiores a 90 %, onde, de acordo com Merriam & Keller (1978) são classificados como excelentes.

No tempo de aplicação inicial e com 60 dias, para o tratamento T₄, os valores do CUD encontraram-se na faixa de 80 a 90 %, sendo classificado como bom.

Semelhante ao processo ocorrido no CUC, observou-se que nos tratamentos T₄ e T₅, onde encontram-se as maiores concentrações de PATS, ocorreu um comportamento diferenciado, em que o CUD passou a aumentar com o tempo de aplicação.

Na Figura 17, observa-se os valores do CUD do conjunto de irrigação por gotejamento submetido à pressão de serviço de 50 kPa, no tempo de funcionamento inicial, com 30 e 60 dias de aplicação do percolado, para os tratamentos aplicados.



Nota: T₁ – necessidade hídrica da cultura com somente água da rede de abastecimento (100% AA) (A), T₂ – necessidade hídrica da cultura com 80% de AA e 20% de PATS (B), T₃ – necessidade hídrica da cultura com 60% de AA e 40% de PATS (C), T₄ – necessidade hídrica da cultura com 40% de AA e 60% de PATS (D), e T₅ – necessidade hídrica da cultura com 20% de AA e 80% de PATS (E).

Figura 17. Valores médios de CUD do sistema de irrigação por gotejamento submetido à pressão de serviço de 50 kPa, ao longo do tempo de aplicação do percolado.

4.3.3 Vazão – Q

Observou-se que houve um acréscimo acentuado na vazão dos gotejadores ao se compararem os tempos de aplicação inicial, de 30 e 60 dias, semelhante ao que ocorreu com os valores de CUC e CUD nos tratamentos T₄ e T₅.

Tal fato é atribuído ao entupimento parcial dos gotejadores ao longo das linhas laterais do sistema de irrigação, favorecendo que os demais gotejadores emitissem uma vazão maior. Em outras palavras, alguns gotejadores ficaram obstruídos, porém os demais acabaram deixando passar um volume maior de líquido.

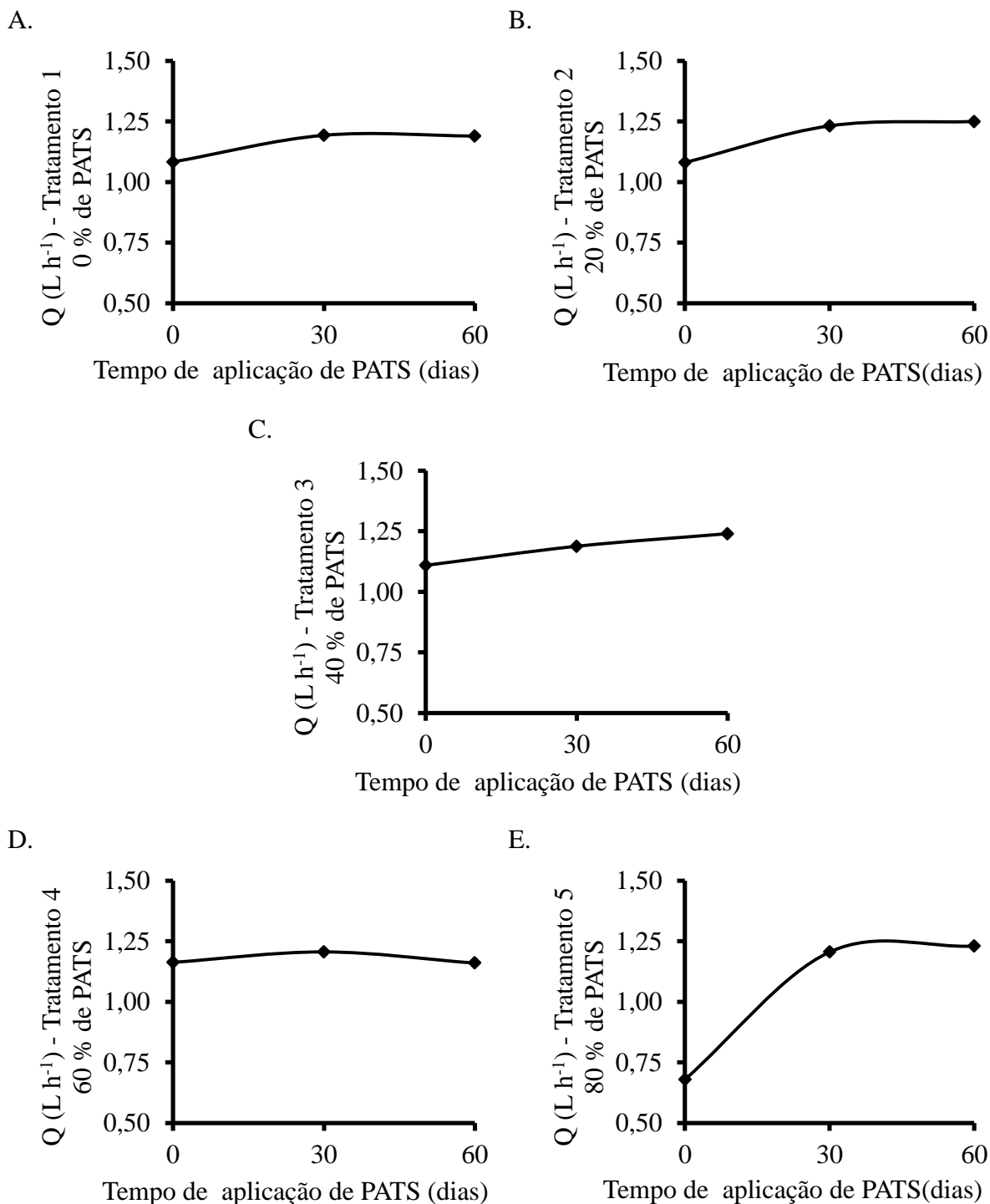
Outra justificativa para o ocorrido é a condição em que os tratamentos eram aplicados, onde, como a irrigação no decorrer do período experimental era regularizada por válvulas em função do tempo e volume de aplicação dos tratamentos, à medida que as válvulas de algumas parcelas eram fechadas, a pressão de serviço sobre as demais linhas gotejadoras aumentava, o que pode ter acarretado redução no processo de entupimento dos gotejadores devido a maior energia dinâmica no regime de escoamento, ou seja, dificultando a deposição de sedimentos e a formação de biofilme microbiano no interior das linhas gotejadoras. Tal situação é ressaltada também por Lesikar et al. (2004) e Silva et al. (2014).

O escoamento provavelmente também sofreu interferência da viscosidade do percolado, principalmente por apresentar partículas em suspensão, bem como presença de óleos e graxas, típico de águas residuárias, que podem ter causado um processo de lubrificação dos equipamentos hidráulicos como motobomba e linhas gotejadoras (Zinato et al., 2007).

Deve ser considerado ainda que o sistema de irrigação funcionou ao longo de todo o período experimental apenas 26,76 horas, distribuídas em 75 dias de funcionamento, onde, ao se comparar com demais trabalhos na área, a variação ocorre após um longo período de aplicação e com demais avaliações, o que não foi possível na presente pesquisa devido ao curto ciclo da cultura agrícola.

Em trabalho realizado por Silva et al. (2014), os autores constataram que somente após 160 horas de operação que as unidades gotejadoras aplicando água residuária tratada da indústria da castanha de caju, sob diferentes pressões de serviço, sofreram alterações negativas para gotejadores de baixa vazão nominal ($\leq 1,6 \text{ L h}^{-1}$).

Na Figura 18, observa-se os valores de vazão (Q) do conjunto de irrigação por gotejamento submetido à pressão de serviço de 50 kPa, no tempo de funcionamento inicial, com 30 e 60 dias de aplicação do percolado, para os tratamentos aplicados.



Nota: T_1 – necessidade hídrica da cultura com somente água da rede de abastecimento (100% AA) (A), T_2 – necessidade hídrica da cultura com 80% de AA e 20% de PATS (B), T_3 – necessidade hídrica da cultura com 60% de AA e 40% de PATS (C), T_4 – necessidade hídrica da cultura com 40% de AA e 60% de PATS (D), e T_5 – necessidade hídrica da cultura com 20% de AA e 80% de PATS (E).

Figura 18. Valores médios de Q do sistema de irrigação por gotejamento submetido à pressão de serviço de 50 kPa, ao longo do tempo de aplicação do percolado.

A seguir, na Tabela 22, pode-se observar as equações de regressão e as médias das variáveis de desempenho hidráulico do sistema de irrigação por gotejamento, para cada dosagem de percolado de aterros sanitários aplicada, em função do tempo de irrigação.

Tabela 22. Equações de regressão e médias das variáveis de desempenho hidráulico do sistema de irrigação por gotejamento, para cada dosagem de percolado de aterros sanitários aplicada, em função do tempo de irrigação.

Tratamento	Variável	Equação de Regressão
T ₁	CUC	$\bar{CUC} = 95,753$
	CUD	$\hat{CUD} = 95,273 - 0,0960^\circ \text{Tempo} \quad R^2 = 0,91$
	Q	$\bar{Q} = 1,153$
T ₂	CUC	$\hat{CUC} = 97,750 + \frac{1}{(-62,400^* \text{Tempo})} \quad R^2 = 0,97$
	CUD	$\bar{CUD} = 94,883$
	Q	$\bar{Q} = 1,187$
T ₃	CUC	$\hat{CUC} = 97,078 + \frac{1}{(-32,100^{**} \text{Tempo})} \quad R^2 = 1,00$
	CUD	$\hat{CUD} = 96,755 + \frac{1}{(-53,700^\circ \text{Tempo})} \quad R^2 = 0,93$
	Q	$\hat{Q} = 1,115 + 0,00217^* \text{Tempo} \quad R^2 = 0,98$
T ₄	CUC	$\hat{CUC} = 90,563 + \frac{1}{172,220^* \text{Tempo}} \quad R^2 = 0,99$
	CUD	$\bar{CUD} = 89,977$
	Q	$\bar{Q} = 1,177$
T ₅	CUC	$\hat{CUC} = 95,341 + 0,0455^* \text{Tempo} \quad R^2 = 1,00$
	CUD	$\hat{CUD} = 92,603 - 0,0670^\circ \text{Tempo} \quad R^2 = 0,96$
	Q	$\bar{Q} = 1,040$

Nota: **, * e ° significativo a 1, 5 e 10 % de probabilidade, respectivamente. T₁ – necessidade hídrica da cultura com somente água da rede de abastecimento (100% AA), T₂ – necessidade hídrica da cultura com 80% de AA e 20% de PATS, T₃ – necessidade hídrica da cultura com 60% de AA e 40% de PATS, T₄ – necessidade hídrica da cultura com 40% de AA e 60% de PATS, e T₅ – necessidade hídrica da cultura com 20% de AA e 80% de PATS.

As variáveis de desempenho hidráulico do sistema de irrigação por gotejamento apresentaram mudanças significativas em função do tempo de funcionamento das unidades de gotejamento nos tratamentos: T₁ – CUD; T₂ – CUC; T₃ – CUC, CUD e Q; T₄ – CUC, e T₅ – CUC e CUD.

Os tratamentos T₁, T₃ e T₅, apresentaram modelo de regressão linear para as variáveis CUD, Q, e CUC e CUD, respectivamente. Já os tratamentos T₂, T₃ e T₄, apresentaram modelo de regressão hiperbólico para as variáveis CUC, CUC e CUD, e CUC, respectivamente. Os demais tratamentos, não apresentaram nenhum efeito no desempenho do sistema de irrigação, sendo a média dos valores a sua melhor representação.

Silva et al. (2016) também encontrou diversas variações de modelos de regressão para o desempenho de gotejadores aplicando água residuária da castanha de caju.

4.4 ALTERAÇÕES DOS ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO APÓS UM CICLO CULTURAL DO GIRASSOL FERTIRRIDADO COM PERCOLADO DE ATERROS SANITÁRIOS

Os dados coletados de solo, quando submetidos à análise de variância pelo Teste F a 5 % de probabilidade, foram significativos com relação às doses (Trat) aplicadas para as variáveis N, P, K⁺, Na⁺, Ca²⁺, M.O., SB, t, PST e Zn.

Com relação à profundidade (P), quando submetidos também ao Teste F a 5 % de probabilidade, as variáveis que apresentaram efeito significativo foram pH, CE_{1:2,5}, N, P, Ca²⁺, M.O., V, Fe, Zn e Ni.

Ao serem submetidos ao mesmo teste citado anteriormente, com relação ao tempo (T) de aplicação do percolado de aterros sanitários (PATS), houve efeito significativo para todas as variáveis, com exceção da variável Fe.

Apenas as variáveis CE_{1:2,5}, P, Fe e Zn sofreram efeito significativo tanto para as dosagens de percolado aplicadas quanto para o tempo de aplicação nas duas profundidades estudadas (interação Trat x P x T) (Apêndices I e II).

Nos Apêndices V, VI, VII e VIII, pode-se observar ainda o efeito causado nas variáveis analisadas, nas duas profundidades estudadas em função do tempo de aplicação dos tratamentos.

Com relação aos tratamentos, ou seja, doses aplicadas de percolado de aterros sanitários (PATS), quando submetidas ao Teste de Tukey, a 5 % de probabilidade, as variáveis que apresentaram diferenças estatísticas significativas foram: N, P, K⁺, Na⁺, Ca²⁺, M.O., SB, t, PST e Zn (Apêndice III).

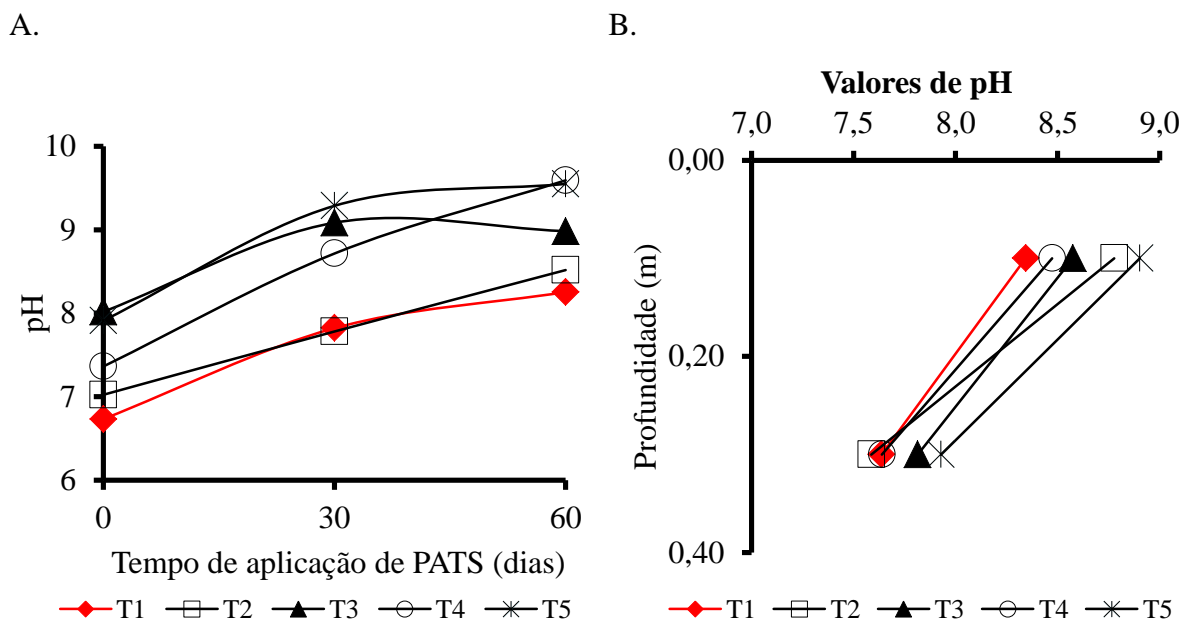
Quando essas variáveis foram submetidas à análise de regressão, analisando os coeficientes das equações de regressão, o coeficiente de determinação e o processo em estudo, as variáveis pH, CE_{1:2,5}, P, K⁺, Na⁺, M.O., SB, CTC, t, PST, Zn e Cd sofreram efeito significativo para as doses de percolado aplicadas (Trat), como pode ser verificado no Apêndice IV.

As demais variáveis que não apresentaram efeito significativo com relação à análise de regressão, variaram somente com relação às profundidades estudadas e ao tempo de aplicação dos tratamentos.

4.4.1 Potencial Hidrogeniônico (pH) e Condutividade Elétrica do solo (CE_{1,2,5})

Como destacado por Malavolta et al. (1997) e Novais et al. (2007), o pH do solo é um dos atributos que mais influenciam na disponibilidade de nutrientes para as plantas, onde os valores ótimos de pH encontram-se na faixa de 6,0 a 6,5. É nesta faixa que ocorre a disponibilidade máxima de macronutrientes, como também se limita a disponibilidade máxima dos micronutrientes, além disso, proporciona-se uma redução na acidez do solo, a qual é uma das principais limitações da produção agrícola.

A partir dos dados obtidos no estudo, constatou-se que o pH do solo sofreu efeito significativo em relação às profundidades analisadas (P); ao tempo de aplicação do PATS (T); interação tratamentos ao longo do tempo (Trat x T), e interação profundidade ao longo do tempo (P x T), como pode ser evidenciado nas Figuras 19A e 19B.



Nota: T₁ – necessidade hídrica da cultura com somente água da rede de abastecimento (100% AA), T₂ – necessidade hídrica da cultura com 80% de AA e 20% de PATS, T₃ – necessidade hídrica da cultura com 60% de AA e 40% de PATS, T₄ – necessidade hídrica da cultura com 40% de AA e 60% de PATS, e T₅ – necessidade hídrica da cultura com 20% de AA e 80% de PATS.

Figura 19. Valores da variável pH do solo em função do tempo de aplicação de PATS (A) e em função das profundidades de coleta (B), para as diferentes porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.

Notou-se que o tempo onde ocorreu um maior valor médio de pH foi no final do período experimental, com 60 dias de aplicação do PATS, obtendo valor máximo de pH de para os tratamentos T₄ e T₅. Constatou-se ainda que ocorreu um aumento nos valores de pH do solo para todos os tratamentos aplicados, onde à medida que foi sendo aplicadas maiores doses de PATS o pH aumentou mais significativamente.

Tais fatos podem ser atribuídos a alcalinidade do percolado aplicado no solo juntamente com a adição de cátions trocáveis e ânions presentes neste resíduo líquido (Stewart et al., 1990), além do efeito acumulativo durante o tempo de aplicação.

Com relação às profundidades, os maiores valores de pH, para todos os tratamentos, apresentaram-se na camada mais superficial, de 0,0 – 0,20 m, sendo o tratamento T₅ o que apresentou maiores valores com relação aos demais tratamentos aplicados, nas duas profundidades estudadas.

Ao comparar os valores obtidos na presente pesquisa com os valores atribuídos pela Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais (CFSEMG, 1999), observou-se que os valores de pH obtidos no experimento variaram de 5,51 (no início do tempo de amostragem) à 10,0 (no final do tempo de amostragem), passando de uma classificação agrônômica de bom (5,5 – 6,0) e alto (6,1 – 7,0) para muito alto (> 7,0), com uma alcalinidade muito elevada (>7,8).

Na literatura apresentam-se diversos estudos mostrando resultados tanto de aumento quanto de diminuição do pH do solo, quando aplicado resíduos líquidos de diversas origens e composições, em diferentes quantidades.

Os resultados observados na presente pesquisa corroboram com Coelho (2013), Mesquita (2016) e Andrade Filho (2016), ao procederem estudos com aplicação de percolado de aterros sanitários em Argissolo Vermelho-Amarelo.

Em estudo realizado por Ferreira (2013) também foi observado um crescimento linear do pH de um Vertissolo, ao se cultivar girassol irrigado com doses crescentes de PATS.

Erthal et al. (2010), ao estudarem os efeitos da aplicação da água residuária de bovinocultura (ARB) sobre as propriedades físicas e químicas de um Argissolo Vermelho Eutrófico, verificaram que a aplicação de ARB também proporcionou aumento nos valores de pH do solo ao longo do período experimental, em relação ao tratamento testemunha, e esse aumento também foi mais intenso na camada mais superficial.

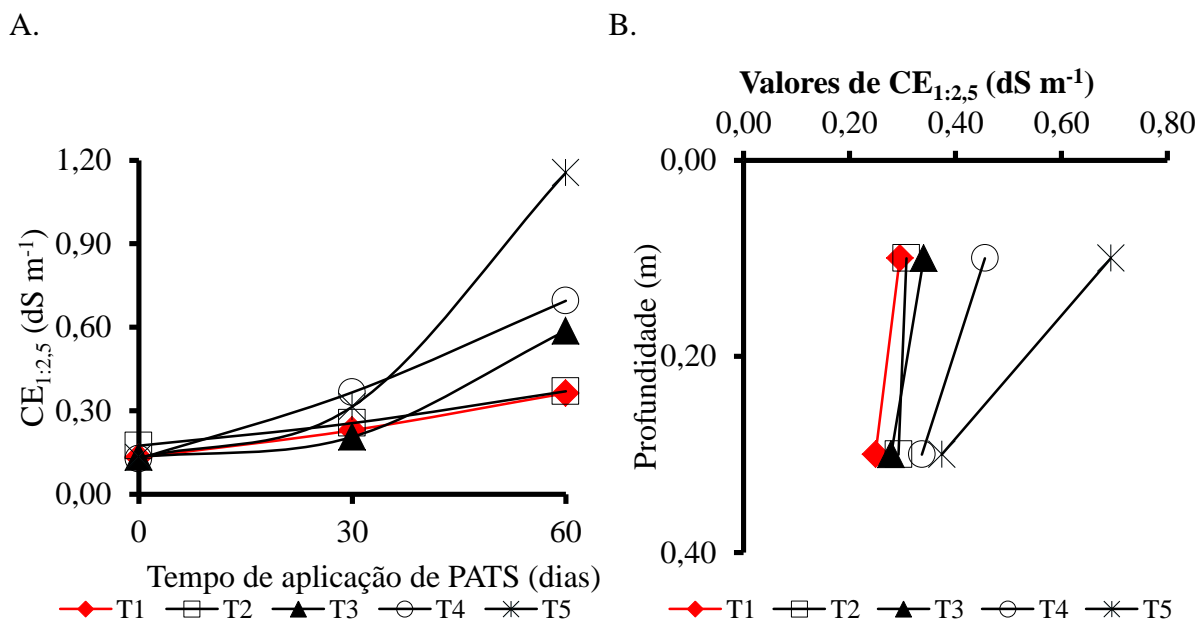
Em experimento realizado Silva et al. (2011), ao proceder aplicação de percolado de RSU em Cambissolo Háptico Tb Distrófico Latossólico para cultivo de capim Tifton 85, não constataram diferenças significativas nos valores de pH em relação ao tempo de aplicação nem em relação as taxas aplicadas no solo.

Com relação à condutividade elétrica do solo, observou-se efeito significativo nas profundidades estudadas (P); tempo de aplicação do PATS (T); interação profundidade ao longo do tempo (P x T), e interação tratamento para as duas profundidades analisadas ao longo do tempo de aplicação (Trat x P x T).

Pode-se notar através das Figuras 20A e 20B, que os valores de $CE_{1:2,5}$ aumentaram ao longo do tempo de aplicação das doses de PATS, e diminuíram ao longo do perfil do solo.

Constatou-se, ainda, que ocorreu um aumento no valor da $CE_{1:2,5}$ do solo, para as duas profundidades estudadas (Figura 53B do Apêndice V), ao longo do período de aplicação das doses de PATS vai passando, o que implica na possibilidade de acúmulo de íons no perfil do solo, já que o valor médio da condutividade elétrica do percolado utilizado no estudo foi de $14,10 \text{ dS m}^{-1}$.

Os maiores valores de $CE_{1:2,5}$ apresentaram-se na profundidade de $0,0 - 0,20 \text{ m}$ para todas as doses de PATS aplicadas, sendo o tratamento T_1 (somente água da rede de abastecimento) o que apresentou os menores valores, e o tratamento T_5 o que apresentou maiores valores com relação aos demais tratamentos aplicados, nas duas profundidades analisadas.



Nota: T_1 – necessidade hídrica da cultura com somente água da rede de abastecimento (100% AA), T_2 – necessidade hídrica da cultura com 80% de AA e 20% de PATS, T_3 – necessidade hídrica da cultura com 60% de AA e 40% de PATS, T_4 – necessidade hídrica da cultura com 40% de AA e 60% de PATS, e T_5 – necessidade hídrica da cultura com 20% de AA e 80% de PATS.

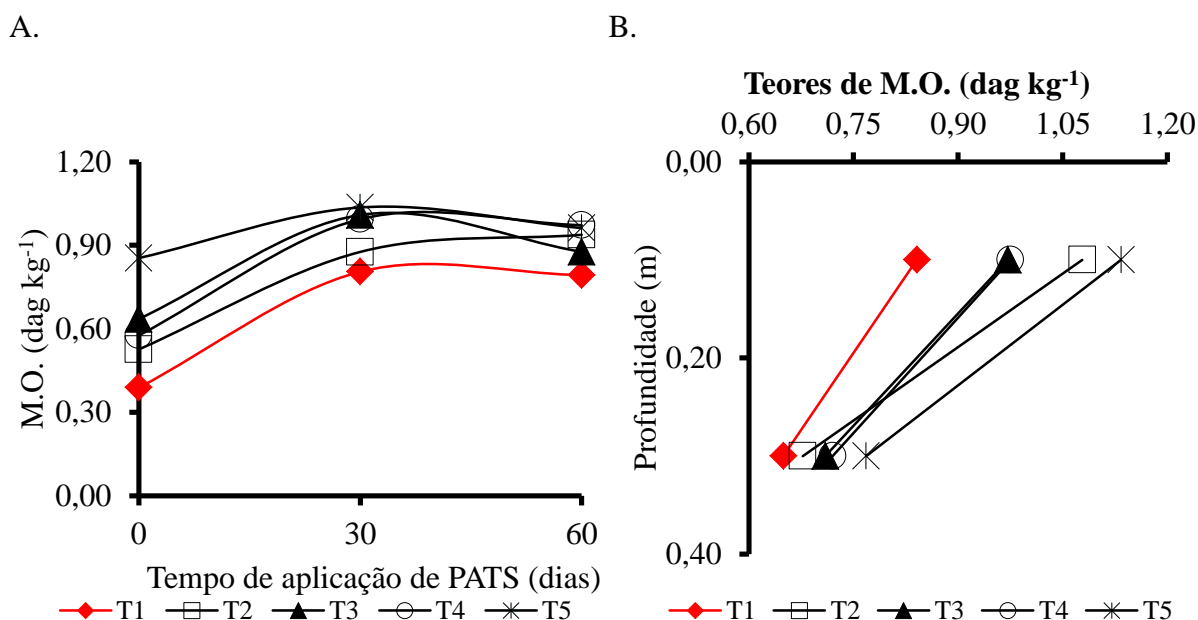
Figura 20. Valores da variável $CE_{1:2,5}$ do solo em função do tempo de aplicação de PATS (A) e em função das profundidades de coleta (B), para as diferentes porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.

O comportamento dos resultados encontrados na presente pesquisa é semelhante aos encontrados por Coelho (2013) e Mesquita (2016), ao aplicarem também percolado de aterros sanitários em um Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico cultivado com capim elefante; ao de Andrade Filho (2016), onde se aplicou o percolado de aterros sanitários também em um Argissolo cultivado com mamona, e aos resultados verificados por Silva (2008), ao proceder

estudos com aplicação de percolado de RSU em Cambissolo Háplico Tb Distrófico Latossólico para cultivo de capim Tifton 85.

4.4.2 Matéria Orgânica (M.O.)

No que se refere ao aporte de matéria orgânica do solo estudado, ocorreu efeito significativo em relação às doses de PATS aplicadas (Trat); em relação às profundidades estudadas (P); tempo de aplicação do PATS (T); interação tratamentos ao longo do tempo (Trat x T), e interação profundidade ao longo do tempo (P x T), como pode ser observado nas Figuras 21A e 21B.



Nota: T₁ – necessidade hídrica da cultura com somente água da rede de abastecimento (100% AA), T₂ – necessidade hídrica da cultura com 80% de AA e 20% de PATS, T₃ – necessidade hídrica da cultura com 60% de AA e 40% de PATS, T₄ – necessidade hídrica da cultura com 40% de AA e 60% de PATS, e T₅ – necessidade hídrica da cultura com 20% de AA e 80% de PATS.

Figura 21. Valores da variável M.O. do solo em função do tempo de aplicação de PATS (A) e em função das profundidades de coleta (B), para as diferentes porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.

Observou-se que houve um incremento no aporte de matéria orgânica do solo estudado à medida que foi se aplicando os tratamentos, onde os tratamentos com maior dosagem de percolado gerou uma maior quantidade de matéria orgânica no solo. Este fato pode ser explicado devido à maior carga orgânica fornecida pelos tratamentos com maior percentual de percolado.

Analisando a Figura 21A, observa-se ainda que à medida que o tempo de aplicação das doses de PATS foi aumentando, ocorreu um pequeno declínio nos valores de M.O. do solo.

Isto se deve ao fato de que, como já discutido anteriormente, o pH aumentou significativamente a medida que aumentaram-se as doses de percolado aplicadas no solo, e, conforme explica Novais et al. (2007), quanto maior o pH do solo, menor vai ser a disponibilidade de M.O. devido a formação de complexos de baixa solubilidade para as culturas.

Analisando de acordo com a classificação de interpretação de fertilidade do solo estabelecida pela CFSEMG (1999), o aporte de matéria orgânica do solo estudado, nas duas profundidades e para todos os tratamentos, é caracterizado como muito baixo ($\leq 0,70 \text{ dag kg}^{-1}$) e baixo ($0,71 - 2,00 \text{ dag kg}^{-1}$).

Ao longo do perfil do solo, nota-se que os valores de M.O. reduziram, para todas as doses de PATS aplicadas, ou seja, como já era de se esperar, os maiores valores foram encontrados na camada mais superficial do solo.

Esses resultados coincidem com os encontrados por Coelho et al. (2015a), Mesquita (2016) e Andrade Filho (2016).

4.4.3 Nitrogênio (N), Fósforo (P) e Potássio (K)

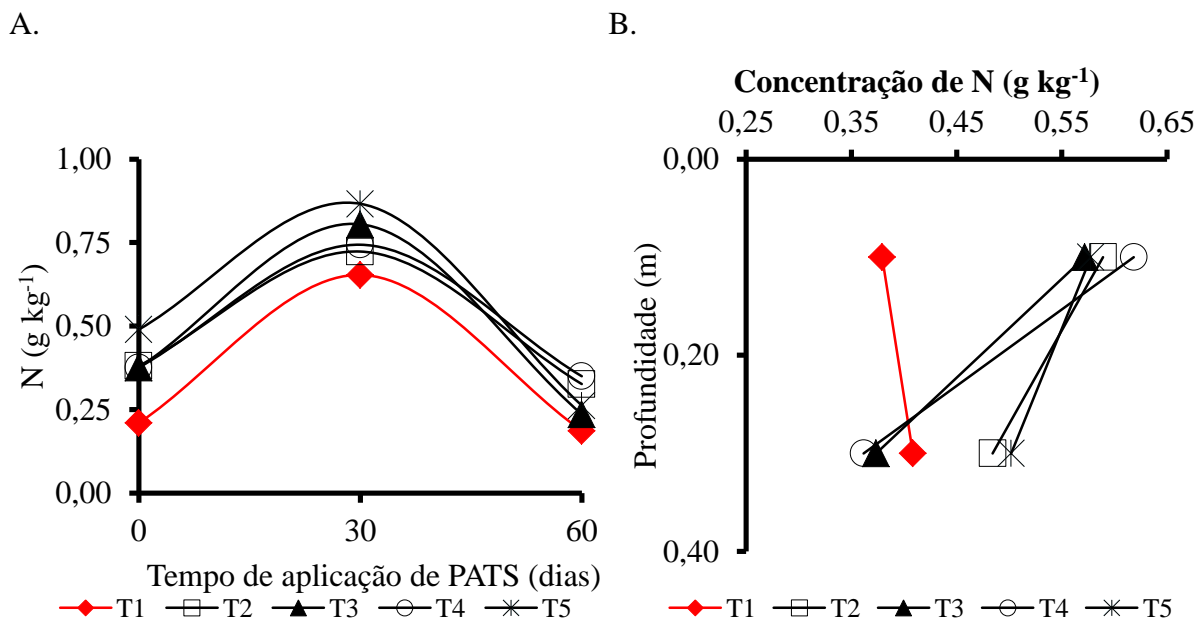
Os resultados obtidos possibilitaram constatar que as concentrações de nitrogênio no solo estudado sofreram efeito significativo em relação às doses de PATS aplicadas (Trat); em relação às profundidades estudadas (P); tempo de aplicação do PATS (T); interação tratamentos ao longo do tempo (Trat x T), e interação profundidade ao longo do tempo (P x T), conforme verifica-se na Figura 22.

Observou-se que houve um incremento na concentração de nitrogênio do solo estudado à medida que foi se aplicando as doses de PATS, onde os tratamentos com maior dosagem de percolado gerou uma maior concentração, porém, com a contínua aplicação as concentrações foram diminuindo (Figura 22A).

Na Figura 22B, verifica-se que os valores de N diminuíram ao longo do perfil do solo, para todas as doses de PATS aplicadas, com exceção do tratamento T_1 . Este fato pode ser explicado pela menor mineralização da M.O. dos demais tratamentos, na camada de 0 – 0,20 m. Com relação a maior variação nas concentrações de N, o tratamento T_4 foi o que se destacou.

Vale lembrar que a maior parte do nitrogênio presente em águas residuárias encontra-se na forma orgânica, que pode ser mineralizada após serem dispostos no solo, por meio de hidrólise enzimática produzida pela atividade da microbiota do solo e de outros processos de

degradação do material orgânico. Sendo assim, a mineralização dos constituintes nitrogenados libera, para a solução do solo, íons inorgânicos de nitrogênio, principalmente, amônio e nitrato (Silva et al., 2011; Santos et al., 2006), o que pode explicar as observações acima.



Nota: T₁ – necessidade hídrica da cultura com somente água da rede de abastecimento (100% AA), T₂ – necessidade hídrica da cultura com 80% de AA e 20% de PATS, T₃ – necessidade hídrica da cultura com 60% de AA e 40% de PATS, T₄ – necessidade hídrica da cultura com 40% de AA e 60% de PATS, e T₅ – necessidade hídrica da cultura com 20% de AA e 80% de PATS.

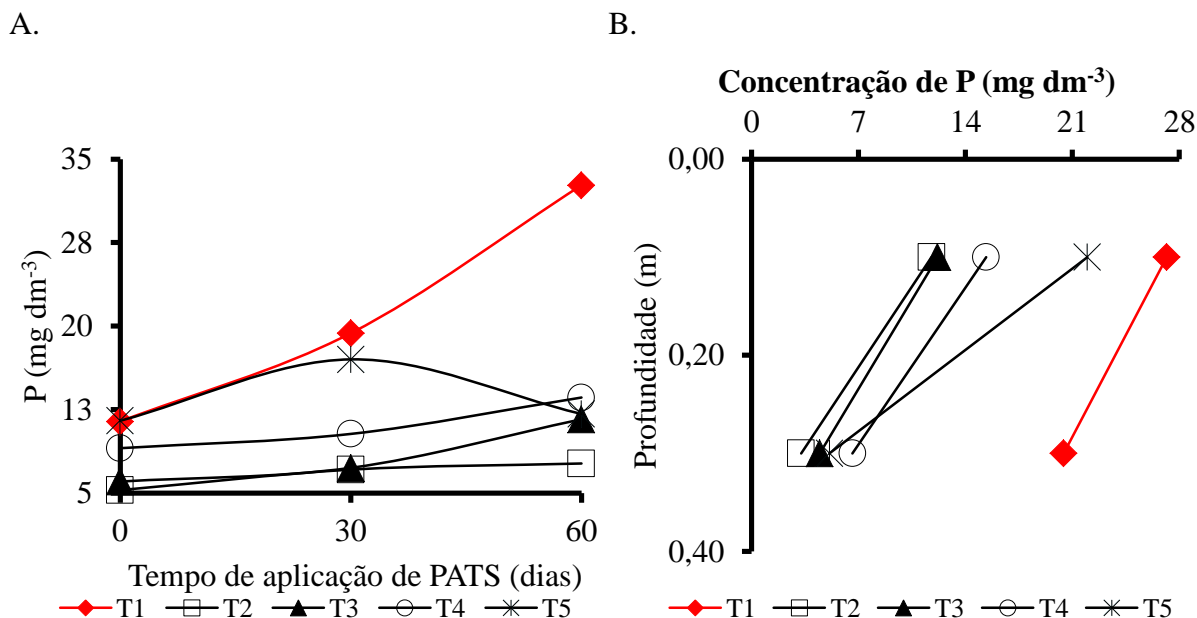
Figura 22. Valores da variável N do solo em função do tempo de aplicação de PATS (A) e em função das profundidades de coleta (B), para as diferentes porcentagens de percolato aplicadas via sistema de irrigação.

Notou-se ainda que os tratamentos T₂ e T₅, apesar de serem os que contem menor e maior proporção de percolato de aterros sanitários na composição, respectivamente, apresentaram comportamento semelhante ao longo do perfil do solo.

Os resultados apresentados diferem em parte dos obtidos em estudo de Mesquita (2016), onde foi observado que houve uma maior oscilação da concentração de N ao longo do perfil de um solo fertirrigado com percolato de aterros sanitários, porém assemelham-se com os resultados encontrados por Coelho et al. (2015a) e Andrade Filho (2016).

Com relação à concentração de fósforo no solo estudado, houve efeito significativo em relação às doses de PATS aplicadas (Trat); em relação às profundidades estudadas (P); ao tempo de aplicação do PATS (T); interação tratamento para as profundidades estudadas (Trat x P); interação tratamentos ao longo do tempo (Trat x T); interação profundidade ao longo do tempo (P x T), e interação tratamento para as duas profundidades analisadas ao longo do tempo de aplicação (Trat x P x T)

Como evidencia-se na Figura 23, os maiores valores de P, tanto ao longo do tempo de aplicação das doses de PATS como ao longo do perfil do solo, foram para o tratamento T₁ (somente água de abastecimento), seguido do tratamento T₅.



Nota: T₁ – necessidade hídrica da cultura com somente água da rede de abastecimento (100% AA), T₂ – necessidade hídrica da cultura com 80% de AA e 20% de PATS, T₃ – necessidade hídrica da cultura com 60% de AA e 40% de PATS, T₄ – necessidade hídrica da cultura com 40% de AA e 60% de PATS, e T₅ – necessidade hídrica da cultura com 20% de AA e 80% de PATS.

Figura 23. Valores da variável P do solo em função do tempo de aplicação de PATS (A) e em função das profundidades de coleta (B), para as diferentes porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.

Verificou-se que os valores de P diminuíram, ao longo do perfil do solo, para todas as doses de PATS aplicadas, e que o tratamento T₅ foi o que apresentou maior variação nas concentrações de P ao longo do perfil do solo.

De acordo com a classificação elaborada pela CFSEMG (1999), os teores de P permitem classificar agronomicamente o solo estudado como variando de baixo (2,8 – 5,4 mg dm⁻³) a muito bom (> 12,0 mg dm⁻³).

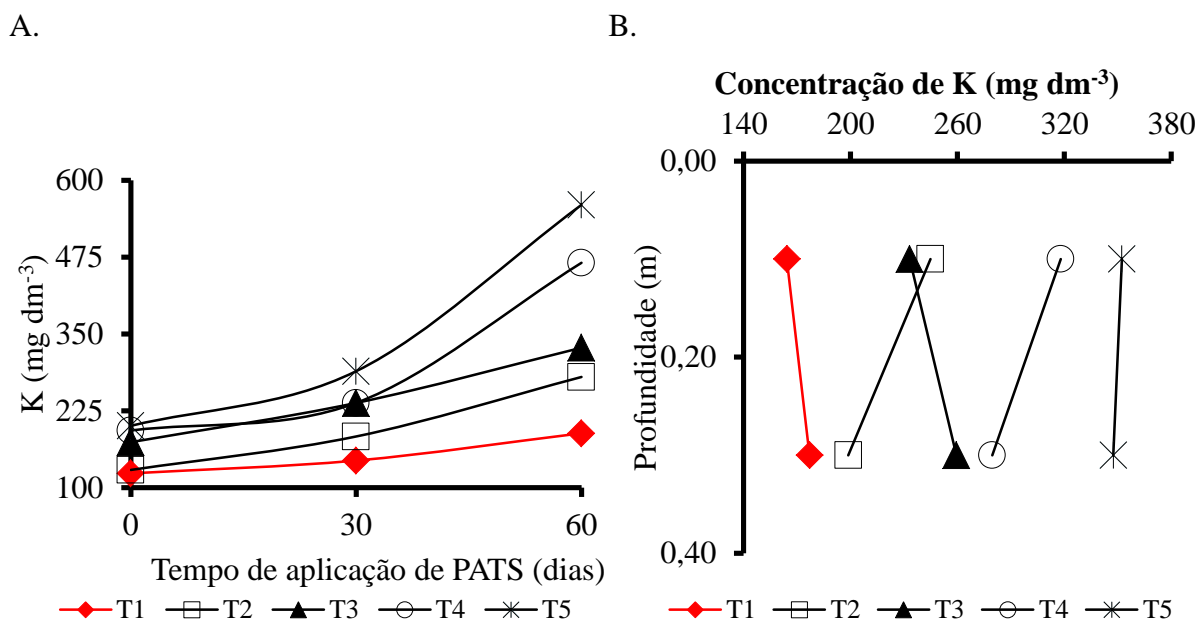
Tais resultados não coincidem com os de Mesquita (2016) e Andrade Filho (2016), e em parte com os resultados de Coelho (2013) e de Silva (2008).

Sabe-se que o solo da área experimental apresentam concentrações de P naturalmente elevadas (Coelho, 2013), fazendo entender que o que influenciou nas alterações na concentração, adsorção e a disponibilidade de fósforo para as plantas esteja correlacionada, principalmente, com o pH e a matéria orgânica, além do teor de cátions presentes no solo.

Como já mencionado, à medida que foi sendo aplicada uma dosagem maior de percolado, houve um aumento significativo dos valores de pH para as duas profundidades em

estudo, propiciando uma maior disponibilidade de P para as plantas, fazendo com que esse elemento fosse absorvido por estas e, conseqüentemente, diminuindo sua concentração no solo (Novais et al., 2007; Novais & Smyth, 1999).

Para o potássio, ocorreram efeitos significativos em relação às doses de PATS aplicadas (Trat); em relação ao tempo de aplicação do PATS (T); interação tratamento para as profundidades estudadas (Trat x P); interação tratamentos ao longo do tempo (Trat x T), e interação profundidade ao longo do tempo (P x T), como pode ser evidenciado na Figura 24.



Nota: T₁ – necessidade hídrica da cultura com somente água da rede de abastecimento (100% AA), T₂ – necessidade hídrica da cultura com 80% de AA e 20% de PATS, T₃ – necessidade hídrica da cultura com 60% de AA e 40% de PATS, T₄ – necessidade hídrica da cultura com 40% de AA e 60% de PATS, e T₅ – necessidade hídrica da cultura com 20% de AA e 80% de PATS.

Figura 24. Valores da variável K⁺ do solo em função do tempo de aplicação de PATS (A) e em função das profundidades de coleta (B), para as diferentes porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.

Constatou-se, na Figura 24A, que semelhante ao que ocorreu para a M.O., houve um aumento na concentração K no solo estudado à medida que foi sendo aplicados os tratamentos com maior proporção de percolado de aterros sanitários (PATS).

Destaca-se também o fato de que à medida que aumentaram as doses de PATS aplicadas no solo, do tratamento T₂ para o T₅, ocorreu um maior aumento nas concentrações de K com relação ao tratamento anterior para todo o período experimental, o que pode ser justificado devido às altas concentrações de K no percolado.

Na Figura 24B, observa-se que ocorreu alteração nos valores de K, ao longo do perfil do solo, para todas as doses de PATS aplicadas, sendo estas variações mais discretas nos tratamentos T₁ e T₅. Os valores de K reduziram, ao longo do perfil do solo, para todos os

tratamentos aplicados, com exceção dos tratamentos T₁ e T₃, que diferentemente dos demais, apresentaram um ligeiro aumento na concentração de K.

De acordo com a classificação elaborada pela CFSEMG (1999), os teores de K permitem classificar agronomicamente o solo estudado como muito bom, já que para todos os tratamentos analisados foram obtidos resultados superiores a 120 mg dm⁻³.

Vale ressaltar que, apesar do K ser um dos três nutrientes mais requeridos em quantidade pelas plantas, deve-se ter cuidado, pois, em determinadas condições e em conjunto com o sódio, podem causar dispersão das argilas, e conseqüentemente, desestruturação do solo (Matos, 2012), sendo este um dos efeitos mais causados pela aplicação de águas residuárias nos solos.

Estes resultados diferem em parte dos encontrados por Coelho et al. (2015a), Mesquita (2016) e Andrade Filho (2016).

4.4.4 Sódio (Na) e Porcentagem de Sódio Trocável (PST)

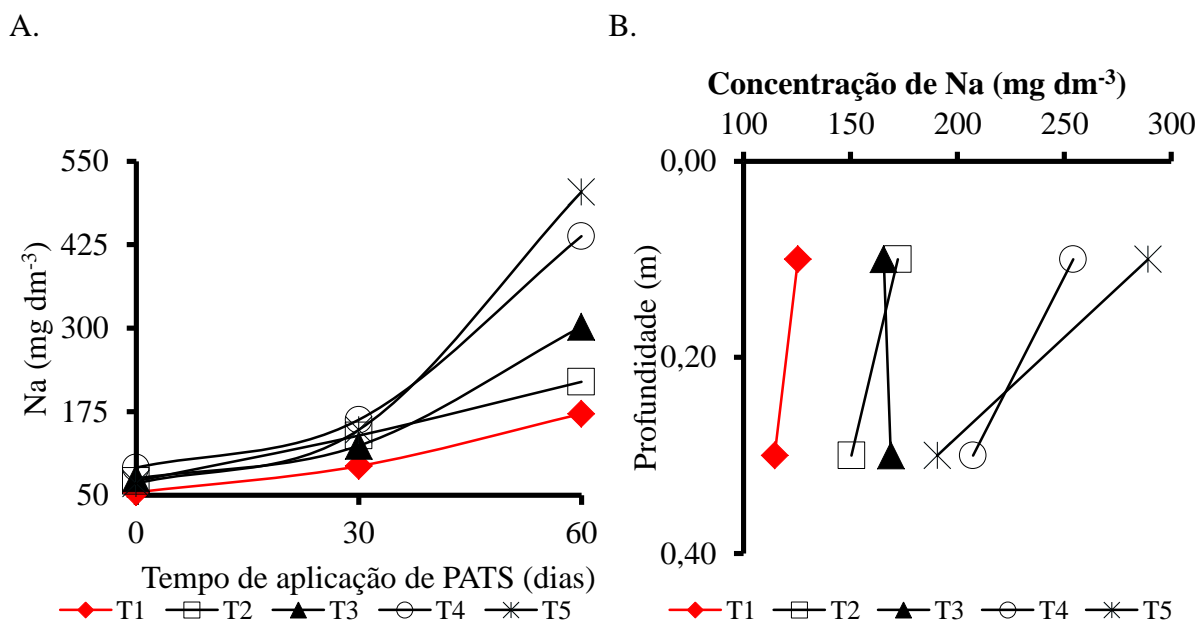
O sódio presente no solo sofreu efeito significativo em relação às doses de PATS aplicadas (Trat); em relação ao tempo de aplicação do PATS (T); interação tratamentos ao longo do tempo (Trat x T), e interação profundidade ao longo do tempo (P x T).

Como pode ser observado na Figura 25A, ocorreu um crescente aumento das concentrações de Na à medida que aumentaram as doses de PATS aplicadas no solo, onde todos os tratamentos que continham esse resíduo líquido (T₂, T₃, T₄, e T₅) apresentaram concentrações superiores ao tratamento T₁ (somente água da rede de abastecimento).

Este fato pode ser atribuído como decorrência da composição química do percolado de aterros sanitários aplicado, onde o mesmo apresenta elevadas concentrações de Na, K, Ca, Mg, RAS e CE, além do aumento expressivo do pH ao longo do período experimental.

Com relação ao tempo, o período em que onde ocorreu um maior valor de Na foi ao final do experimento, ou seja, com tempo de aplicação de PATS igual a 60 dias.

Já com relação à profundidade estudada, verifica-se na Figura 25B, que ocorreu diminuição nos valores de Na, ao longo do perfil do solo, para todas as doses de PATS aplicadas, com exceção do tratamento T₃, que apresentou uma discreta incrementação na concentração de Na.



Nota: T₁ – necessidade hídrica da cultura com somente água da rede de abastecimento (100% AA), T₂ – necessidade hídrica da cultura com 80% de AA e 20% de PATS, T₃ – necessidade hídrica da cultura com 60% de AA e 40% de PATS, T₄ – necessidade hídrica da cultura com 40% de AA e 60% de PATS, e T₅ – necessidade hídrica da cultura com 20% de AA e 80% de PATS.

Figura 25. Valores da variável Na⁺ do solo em função do tempo de aplicação de PATS (A) e em função das profundidades de coleta (B), para as diferentes porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.

Os maiores valores de Na foram observados na camada mais superficial do solo, ou seja, de 0,0 – 0,20 m. Isto se deve a concentração dos sais na zona do bulbo molhado, onde há uma maior evaporação da água no solo, promovendo o acúmulo dos sais, também na zona radicular das plantas (Coelho, 2013).

Os resultados encontrados não assemelham-se aos descritos em estudos de Silva (2008) e Silva et al. (2010), onde, ao proceder aplicação de percolado de resíduos sólidos urbanos em Cambissolo Háplico Tb Distrófico Latossólico para cultivo de capim Tifton 85, constataram diferenças significativas nas concentrações de Na em relação as taxas aplicadas no solo e ao tempo de aplicação, porém, não causou prejuízo na produtividade do capim estudado. Apesar desta semelhança, Silva et al. (2010) observou ainda que ocorreu lixiviação do sódio das camadas superficiais para as mais profundas do solo.

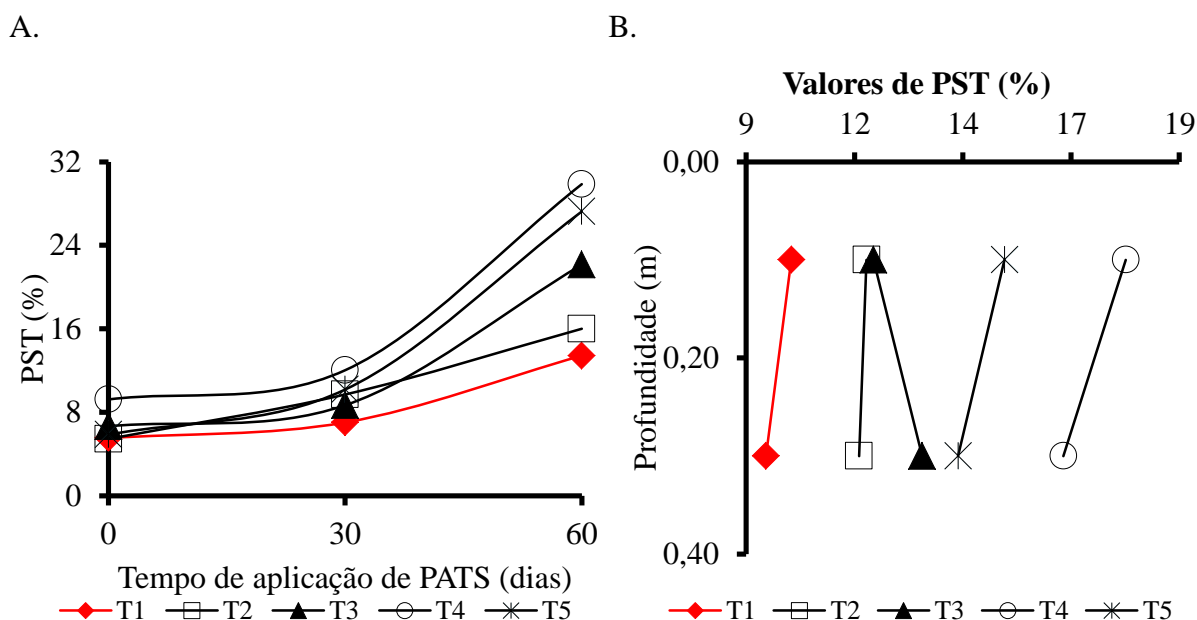
A lixiviação de Na para as camadas mais inferiores do solo também foi observada por Andrade Filho (2016), ao proceder a fertirrigação com percolado de aterros sanitários em argissolo cultivado com mamona.

Assim como o K, deve-se ter atenção às concentrações elevadas de Na no solo, visto que, como ressaltado por Novais et al. (2007), este elemento causa a expansão da dupla camada difusa, fazendo com que ocorra a dispersão dos coloides do solo, consequentemente,

interferindo nas características físicas do mesmo, como por exemplo, na estrutura, porosidade, condutividade hidráulica, infiltração, aeração e capacidade produtiva.

Garcia et al. (2012) destacam que o monitoramento da acumulação de nutrientes torna-se indispensável para as técnicas de fertirrigação com resíduos líquidos em geral, pois o aumento dos teores de K e, especialmente, de Na no solo, podem causar entre os efeitos acima, a toxidez para algumas culturas.

A partir dos resultados obtidos no presente trabalho, constatou-se que a porcentagem de sódio trocável no solo sofreu efeito significativo, em relação às doses de PATS aplicadas (Trat); em relação ao tempo de aplicação do PATS (T), e interação tratamentos ao longo do tempo (Trat x T), como observa-se na Figura 26.



Nota: T₁ – necessidade hídrica da cultura com somente água da rede de abastecimento (100% AA), T₂ – necessidade hídrica da cultura com 80% de AA e 20% de PATS, T₃ – necessidade hídrica da cultura com 60% de AA e 40% de PATS, T₄ – necessidade hídrica da cultura com 40% de AA e 60% de PATS, e T₅ – necessidade hídrica da cultura com 20% de AA e 80% de PATS.

Figura 26. Valores da variável PST do solo em função do tempo de aplicação de PATS (A) e em função das profundidades de coleta (B), para as diferentes porcentagens de percolato aplicadas via sistema de irrigação.

Devido ao fato da PST ser diretamente proporcional à concentração de Na, constatou-se comportamento semelhante entre essas duas variáveis, em que, à medida que se aumenta as doses de percolato de aterros sanitários (PATS) aplicados no solo, observa-se aumento nas concentrações de PST, com destaque para a exceção do tratamento T₄ (Figura 26A).

Este fato pode ser atribuído como decorrência da composição química do PATS aplicado, onde o mesmo apresenta elevadas concentrações de Na em relação aos demais

elementos químicos presentes, além do aumento expressivo do pH ao longo do período experimental.

Já com relação à profundidade estudada, verifica-se na Figura 26B, que semelhante ao que ocorreu para o Na, a PST apresentou diminuição nos seus valores, ao longo do perfil do solo, para todas as doses de PATS aplicadas, com exceção do tratamento T₃, que apresentou um discreto aumento na concentração de PST na camada mais profunda do solo.

Analisando as concentrações de PST, Na, pH, e CE do solo e a Figura 26A, e comparando com os limites atribuídos em estudos realizados por Richards (1954), constatou-se que o solo utilizado no presente trabalho, com exceção do tratamento T₁ (somente água da rede de abastecimento), pode ser classificado como um solo sódico, por suas concentrações de PST serem superiores a 15 %, porém, como as demais parcelas referentes ao tratamento T₁ apresentaram valores moderadamente altos e ficaram próximos a faixa de 15 %, e em conjunto com as condições encontradas para pH, CE e Na, pode-se enquadrar o solo nesta mesma classificação.

Em pesquisa realizada por Andrade Filho (2016), valores encontrados de Na e PST permitiram classificar os solos como não tendo sido atingido alto nível de salinização/sodificação no solo de nenhuma das parcelas experimentais.

Vale destacar que durante o período experimental da pesquisa de Andrade Filho (2016) ocorreram precipitações pluviométricas no local com intensidade razoável, o que pode ter favorecido a lixiviação dos sais presentes no solo.

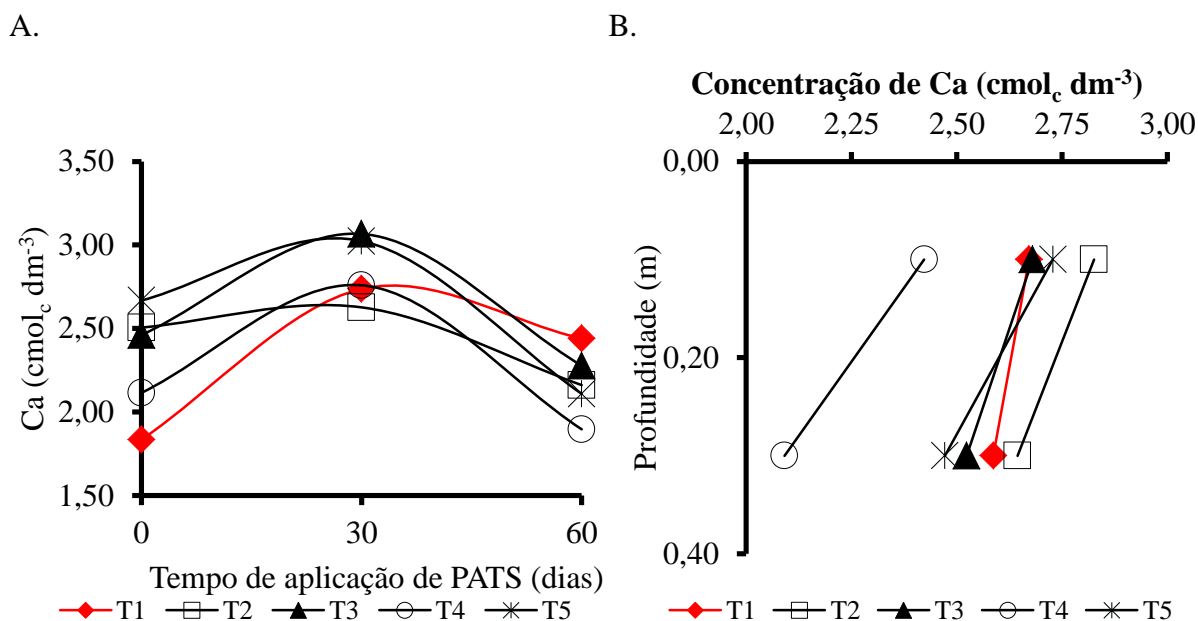
Analisando o presente experimento e o de Andrade Filho (2016) em conjunto, pode-se constatar que o solo da área de estudo salinizou e, posteriormente, sodificou, devido às sucessivas lâminas de percolado aplicadas.

4.4.5 Cálcio (Ca) e Magnésio (Mg)

Analisando a concentração de cálcio no solo, verificou-se que ocorreu efeito significativo das dosagens de PATS aplicadas (Trat); em relação às profundidades estudadas (P), e em relação ao tempo de aplicação do PATS (T), como pode ser observado na Figura 27.

Notou-se (Figura 27A) que houve um leve aumento na concentração de Ca no solo estudado à medida que foi se aplicando as doses de PATS, inclusive para o tratamento T₁ (somente água da rede de abastecimento), no entanto, com a contínua aplicação dos tratamentos no decorrer do período experimental as concentrações foram diminuindo.

Diferentemente dos resultados encontrados por Coelho et al. (2015a), Andrade Filho (2016) e Mesquita (2016), ocorreu uma leve diminuição dos valores de Ca ao longo do perfil do solo (Figura 27B), sendo os tratamentos T₄ e T₂ os que apresentaram menor e maior concentração de Ca, respectivamente.



Nota: T₁ – necessidade hídrica da cultura com somente água da rede de abastecimento (100% AA), T₂ – necessidade hídrica da cultura com 80% de AA e 20% de PATS, T₃ – necessidade hídrica da cultura com 60% de AA e 40% de PATS, T₄ – necessidade hídrica da cultura com 40% de AA e 60% de PATS, e T₅ – necessidade hídrica da cultura com 20% de AA e 80% de PATS.

Figura 27. Valores da variável Ca²⁺ do solo em função do tempo de aplicação de PATS (A) e em função das profundidades de coleta (B), para as diferentes porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.

Para Medeiros et al. (2005), a variação das concentrações de Ca no solo, aumentando ou diminuindo, está diretamente relacionado à concentração na água residuária utilizada na fertirrigação, à concentração absorvida pelas culturas e à lixiviação no perfil do solo.

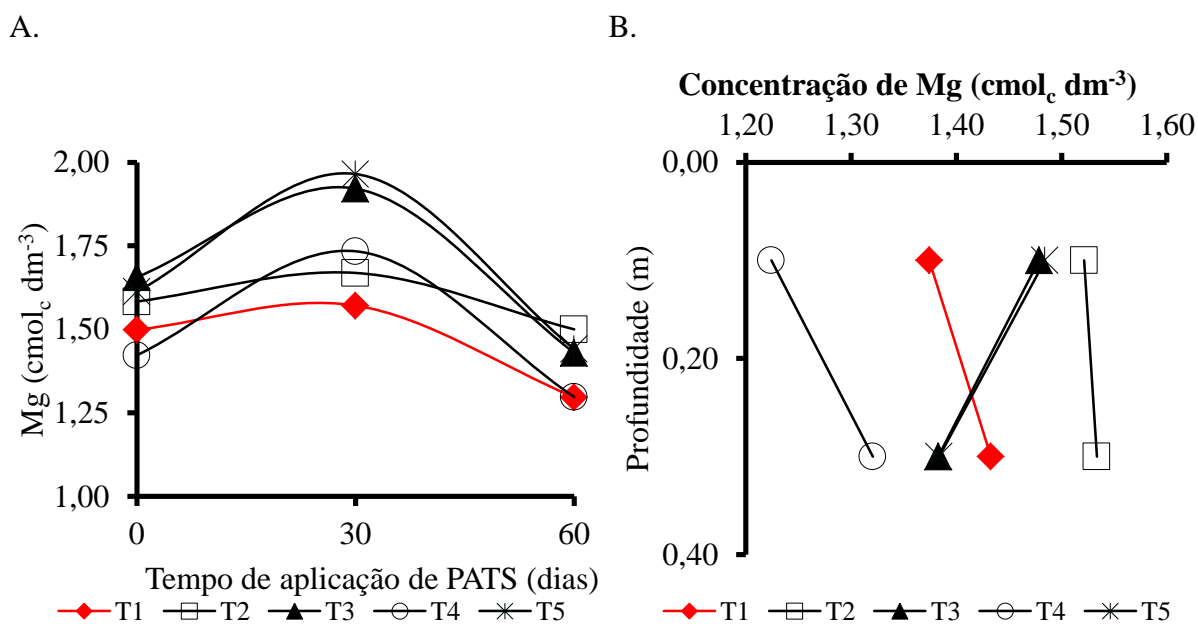
De acordo com a CFSEMG (1999), a classificação agrônômica de interpretação de fertilidade do solo para os valores de Ca do solo estudado é caracterizada como média (1,21 – 2,40 cmol_c dm⁻³) para o tratamento T₄ na profundidade de 0,20 – 0,40 m, e como boa (2,41 – 4,00 cmol_c dm⁻³) para os tratamentos T₁, T₂, T₃ e T₅, nas duas profundidades estudadas, e o tratamento T₄ na profundidade de 0,0 – 0,20 m.

No presente estudo, constatou-se que as concentrações de magnésio no solo estudado sofreram efeito significativo apenas em relação ao tempo de aplicação (T). Nas Figuras 28A e 28B, observa-se as diferenças nos valores de Mg, para todos os tratamentos aplicados no decorrer do tempo de aplicação e nas profundidades estudadas.

Com relação aos valores de Mg, estes apresentaram comportamentos distintos em relação as doses de PATS aplicadas, onde os tratamentos T₁, T₂ e T₄ aumentaram suas concentrações ao longo do perfil do solo, diferentemente dos tratamentos T₃ e T₅, com destaque o tratamento T₄ que apresentou maior diferença de valor quando comparado aos demais tratamentos (Figura 28B).

Observando as Figuras 28A e 28B, nota-se que não houve um padrão visível entre as doses de percolado de aterros sanitários (PATS) aplicadas e a concentração de Mg presente no solo, não se assemelhando a outros estudos, onde houve incremento nas concentrações deste elemento ao longo do perfil do solo, como o relatado por Mesquita (2016) e Medeiros et al. (2005).

Já Andrade Filho (2016) relatada uma tendência de diminuição das concentrações de Mg à medida que se aplicou maiores doses de PATS no solo, quando comparadas as camadas iniciais e finais.



Nota: T₁ – necessidade hídrica da cultura com somente água da rede de abastecimento (100% AA), T₂ – necessidade hídrica da cultura com 80% de AA e 20% de PATS, T₃ – necessidade hídrica da cultura com 60% de AA e 40% de PATS, T₄ – necessidade hídrica da cultura com 40% de AA e 60% de PATS, e T₅ – necessidade hídrica da cultura com 20% de AA e 80% de PATS.

Figura 28. Valores da variável Mg²⁺ do solo em função do tempo de aplicação de PATS (A) e em função das profundidades de coleta (B), para as diferentes porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.

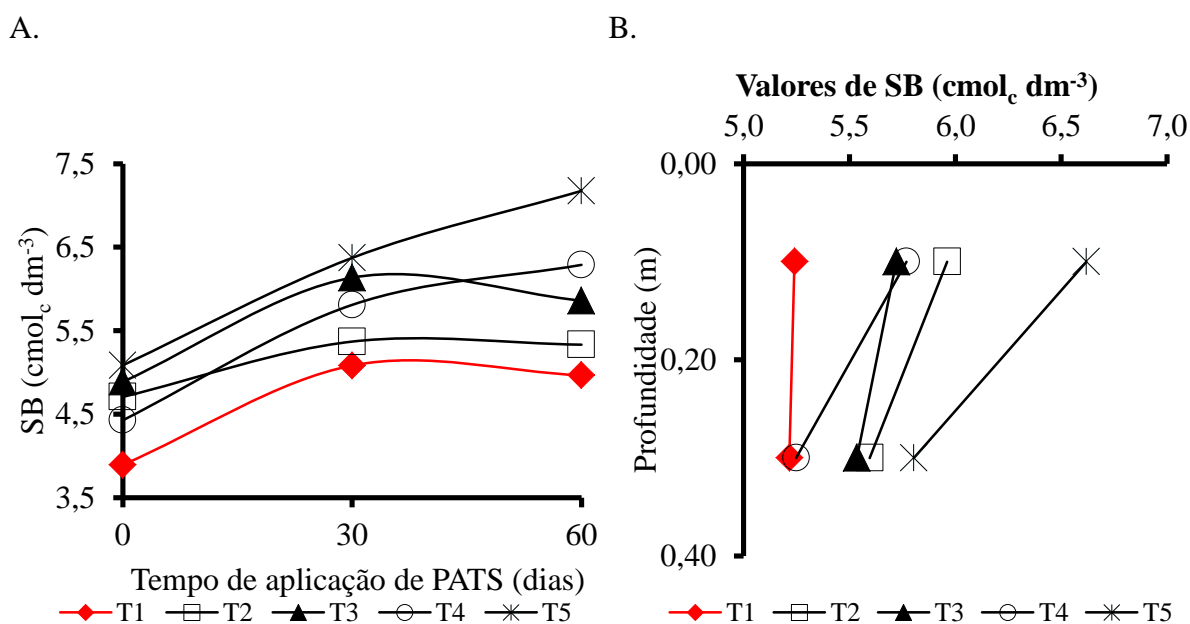
No que se refere à classificação agrônômica de interpretação de fertilidade do solo atribuída pela CFSEMG (1999), para os valores de Mg encontrados no solo em estudo, é caracterizada como boa (0,91 – 1,50 cmol_c dm⁻³) para os tratamentos T₁, T₃, T₄ e T₅ nas duas

profundidades analisadas, e como muito boa ($> 1,50 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) para o tratamento T_2 , nas duas profundidades estudadas.

4.4.6 Soma de Bases (SB)

Os valores encontrados nas análises para a soma de bases no solo estudado sofreram efeito significativo em relação apenas às doses de PATS aplicadas (Trat) e tempo de aplicação do PATS (T).

Notou-se diferenças nos valores de SB, para todos os tratamentos aplicados no decorrer do tempo e nas profundidades estudadas, onde é possível perceber que aqueles tratamentos que apresentaram maiores proporções de PATS proporcionaram uma leve tendência de aumento da concentração de SB no solo, ao longo do tempo de aplicação, e diminuição ao longo do perfil do solo (Figuras 29A e 29B, respectivamente), com exceção do tratamento T_1 , que diferentemente dos demais, apresentou valores consideravelmente constantes.



Nota: T_1 – necessidade hídrica da cultura com somente água da rede de abastecimento (100% AA), T_2 – necessidade hídrica da cultura com 80% de AA e 20% de PATS, T_3 – necessidade hídrica da cultura com 60% de AA e 40% de PATS, T_4 – necessidade hídrica da cultura com 40% de AA e 60% de PATS, e T_5 – necessidade hídrica da cultura com 20% de AA e 80% de PATS.

Figura 29. Valores da variável SB do solo em função do tempo de aplicação de PATS (A) e em função das profundidades de coleta (B), para as diferentes porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.

Os tratamentos T_2 e T_5 apresentaram maiores valores nas concentrações de SB, nas duas profundidades estudadas, sendo o tratamento T_5 o que apresentou uma diminuição mais considerável ao longo do perfil do solo.

Destaca-se, também, o fato de que o aumento nos valores da SB, à medida que aumentaram as doses de PATS aplicadas no solo, pode ser justificado devido às altas concentrações de nutrientes presentes no PATS, sofrendo influência principalmente do K e Na.

Estes resultados corroboram em parte com os obtidos por Mesquita (2016) e Andrade Filho (2016), sendo mais semelhante aos resultados encontrados por Coelho et al. (2015a).

De acordo com a classificação elaborada pela CFSEMG (1999), os valores da SB permitem classificar agronomicamente o solo estudado como bom ($3,61 - 6,00 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) para os tratamentos T₁, T₂, T₃ e T₄, para as duas profundidades estudadas, e para T₅ na profundidade de 0,20 – 0,40 m, e classificação de muito bom ($> 6,00 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$), para o tratamento T₅ na profundidade de 0,0 – 0,20 m.

4.4.7 Acidez Trocável (Al^{3+}), Acidez Potencial (H+Al) e Saturação por Alumínio (m)

Desde quando o solo foi caracterizado inicialmente, ou seja, antes da implantação do experimento, o solo apresentou valor de pH a partir de 5,51. Tal fato pode ter sido influenciado pelo histórico da área experimental, a qual já tinha sido utilizada por Andrade Filho (2016), também com aplicação de percolado de aterros sanitários no solo, cultivando mamona.

Como destacado por Novais et al. (2007), para valores de pH maiores que 5,5, o solo não apresenta a presença de acidez, isto é, devido a isso, torna-se nula as concentrações de acidez trocável (Al^{3+}), conseqüentemente de acidez potencial (H+Al) e de saturação por alumínio (m).

Sendo assim, todos os valores, para todas as doses de PATS aplicadas no solo, durante todo o tempo de aplicação, nas duas profundidades estudadas, foram iguais à zero ou muito próximos à zero, apresentando apenas valores decimais (no início do período de amostragem) para algumas amostras. Tais resultados coincidem com os valores encontrados por Coelho (2013) para as variáveis Al^{3+} , H+Al e m.

4.4.8 Capacidade de Troca Catiônica (CTC ou T) e Capacidade de Troca Catiônica Efetiva (CTC efetiva ou t)

Segundo Novais et al. (2007), a capacidade de troca catiônica (CTC) representa a quantidade de cargas negativas que estão presentes no solo, neutralizadas pelas cargas

positivas (cátions) presentes, sendo obtida pela soma de bases (SB) somada com a acidez potencial (H+Al), podendo ser, também, denominada de CTC a pH 7,0. No que se refere à CTC efetiva (t), esta é dada pela soma da SB com o alumínio ou acidez trocável (Al^{3+}).

Como já foi mencionado anteriormente, no presente estudo constatou-se que os valores da acidez trocável (Al^{3+}) e da acidez potencial do solo foram nulos, visto que o pH, desde o seu estágio natural/inicial, foi superior a 5,5, caracterizando ausência de acidez no solo ao decorrer do período experimental em que foram sendo aplicados os tratamentos.

Diante disso, apenas a SB influenciou a CTC e a CTC efetiva, apresentando uma pequena influência da acidez do solo no início do período de coleta para algumas amostras, onde os valores de acidez potencial foram decimais. Tal fato foi o que causou uma pequena mudança no comportamento entre as variáveis CTC e CTC efetiva ao longo do perfil do solo.

No presente trabalho, notou-se que os valores encontrados nas análises para a CTC do solo estudado sofreram efeito significativo apenas com relação ao tempo de aplicação de PATS (T).

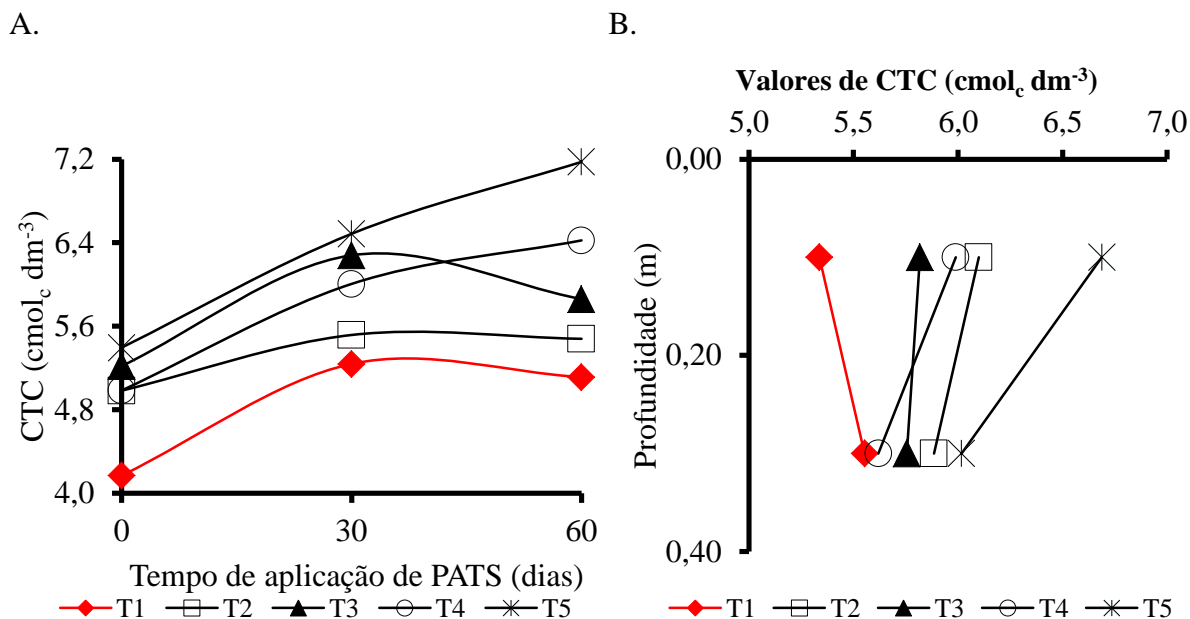
Já a CTC efetiva no solo estudado sofreu efeito significativo com relação às doses de PATS aplicadas (Trat) e ao tempo de aplicação do PATS (T).

A profundidade, mesmo não apresentando efeito significativo, favoreceu diferenças nos valores da CTC e da CTC efetiva, para todas as doses de PATS aplicadas, como demonstrados nas Figuras 30 e 31.

O comportamento da CTC foi semelhante ao comportamento da SB ao longo do tempo de aplicação do percolado de aterros sanitários (PATS) (Figura 30A). Com relação ao comportamento ao longo do perfil do solo (Figura 30B), observou-se que os valores da CTC diminuíram, ao longo do perfil do solo, para todas as doses de PATS aplicadas, com exceção do tratamento T_1 , que diferentemente dos demais, apresentou um incremento na concentração da CTC, fato também relatado por Coelho et al. (2015a).

Coelho et al. (2015a) destaca ainda que o crescimento dos valores de CTC pode ser atribuído à alta concentração de íons e aos colóides orgânicos presentes no percolado.

De acordo com os atributos elaborados pela CFSEMG (1999), o solo estudado pode ser classificado agronomicamente, para interpretação de fertilidade e para o complexo de troca catiônica, baseando-se em valores médios da CTC, como médio, já que todos os valores encontram-se na faixa de $4,31 - 8,60 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, para todas as doses de PATS aplicadas nas duas profundidades estudadas.



Nota: T₁ – necessidade hídrica da cultura com somente água da rede de abastecimento (100% AA), T₂ – necessidade hídrica da cultura com 80% de AA e 20% de PATS, T₃ – necessidade hídrica da cultura com 60% de AA e 40% de PATS, T₄ – necessidade hídrica da cultura com 40% de AA e 60% de PATS, e T₅ – necessidade hídrica da cultura com 20% de AA e 80% de PATS.

Figura 30. Valores da variável CTC do solo em função do tempo de aplicação de PATS (A) e em função das profundidades de coleta (B), para as diferentes porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.

No que se refere à CTC efetiva, ao longo do perfil do solo, os valores diminuiram para todas as doses de PATS aplicadas (Figura 31B).

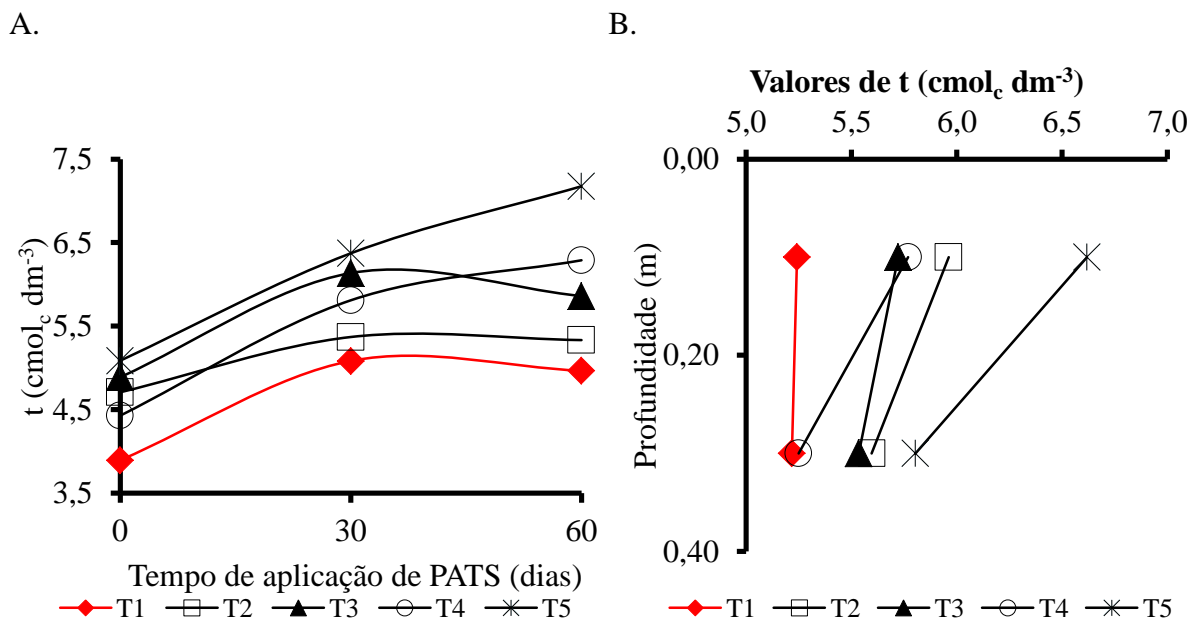
Com exceção do tratamento T₁ para a CTC, os demais tratamentos apresentaram comportamentos semelhantes, onde na profundidade de 0,0 – 0,20 m encontram-se os maiores valores das concentrações da CTC e da CTC efetiva.

Apesar das concentrações de nutrientes presentes no percolado influenciarem de forma crescente os valores de CTC e CTC efetiva à medida que se aumenta as dosagens aplicadas, observou-se que os tratamentos T₂ e T₅ apresentaram comportamentos mais semelhantes, com valores maiores do que os tratamentos T₃ e T₄, no que se refere ao perfil do solo.

A classificação com relação à CTC efetiva, de acordo com os mesmos atributos elaborados pela CFSEMG (1999) para interpretação de fertilidade e para o complexo de troca catiônica, o solo em estudo pode ser classificado como bom para todos os tratamentos nas duas profundidades, já que todos os valores encontram-se entre 4,61 – 8,00 cmol_c dm⁻³.

Coelho et al. (2015a) encontrou em sua pesquisa, ao aplicar percolado de aterros sanitários em solo cultivado com capim elefante, valores de CTC do solo que permitiu classificar o solo como médio.

Mesquita (2016), ao aplicar também percolado de aterros sanitários em solo cultivado com capim elefante, encontrou valores de CTC efetiva do solo que permitiu classificar o solo como bom e muito bom.



Nota: T₁ – necessidade hídrica da cultura com somente água da rede de abastecimento (100% AA), T₂ – necessidade hídrica da cultura com 80% de AA e 20% de PATS, T₃ – necessidade hídrica da cultura com 60% de AA e 40% de PATS, T₄ – necessidade hídrica da cultura com 40% de AA e 60% de PATS, e T₅ – necessidade hídrica da cultura com 20% de AA e 80% de PATS.

Figura 31. Valores da variável t do solo em função do tempo de aplicação de PATS (A) e em função das profundidades de coleta (B), para as diferentes porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.

Vale salientar que a capacidade de troca iônica dos solos representa a medida da capacidade de liberação de vários nutrientes, favorecendo a manutenção da fertilidade do solo por um longo período de tempo, e reduzindo ou evitando a ocorrência de efeitos tóxicos da aplicação de fertilizantes (Ronquim, 2010).

Baseando-se nisso e nas classificações atribuídas pela CFSEMG (1999) para a CTC e CTC efetiva para o solo em estudo, verificou-se que a fertilidade do solo estudado aumentou após aplicação de distintas dosagens de percolado. No entanto, deve-se ter em mente que a qualidade de um solo em geral deve ser avaliada levando-se em consideração todos os atributos em conjunto.

4.4.9 Saturação por Bases (V)

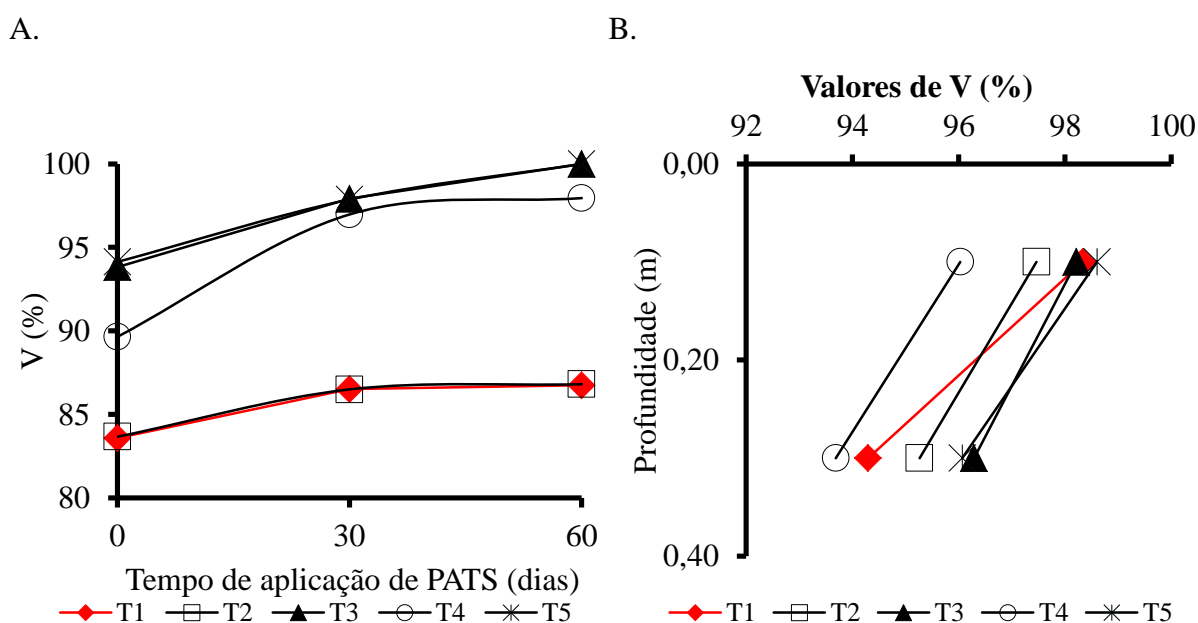
No que se refere à saturação por bases (V), esta representa a participação das bases no complexo sortivo do solo, sendo expressa em porcentagem, dada pela divisão da soma de

bases (SB) pela capacidade de troca catiônica (CTC) a pH 7,0, multiplicada por 100 (Novais et al., 2007).

Evidenciou-se que as concentrações da saturação por bases não sofreram efeito significativo das doses de PATS aplicadas (Trat), apenas em relação às profundidades estudadas (P) e em relação ao tempo de aplicação do PATS (T).

Nas Figuras 32A e 32B estão apresentados os dados de V para todas as doses de PATS aplicadas no decorrer do tempo de estudo e ao longo do perfil do solo, respectivamente.

Com relação aos valores de V para as doses de PATS aplicadas ao longo do período experimental, observa-se na Figura 32A, que mesmo não apresentando efeito significativo, houve um incremento nos valores à medida que aumentaram as doses de PATS, principalmente para os tratamentos T₃, T₄ e T₅.



Nota: T₁ – necessidade hídrica da cultura com somente água da rede de abastecimento (100% AA), T₂ – necessidade hídrica da cultura com 80% de AA e 20% de PATS, T₃ – necessidade hídrica da cultura com 60% de AA e 40% de PATS, T₄ – necessidade hídrica da cultura com 40% de AA e 60% de PATS, e T₅ – necessidade hídrica da cultura com 20% de AA e 80% de PATS.

Figura 32. Valores da variável V do solo em função do tempo de aplicação de PATS (A) e em função das profundidades de coleta (B), para as diferentes porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.

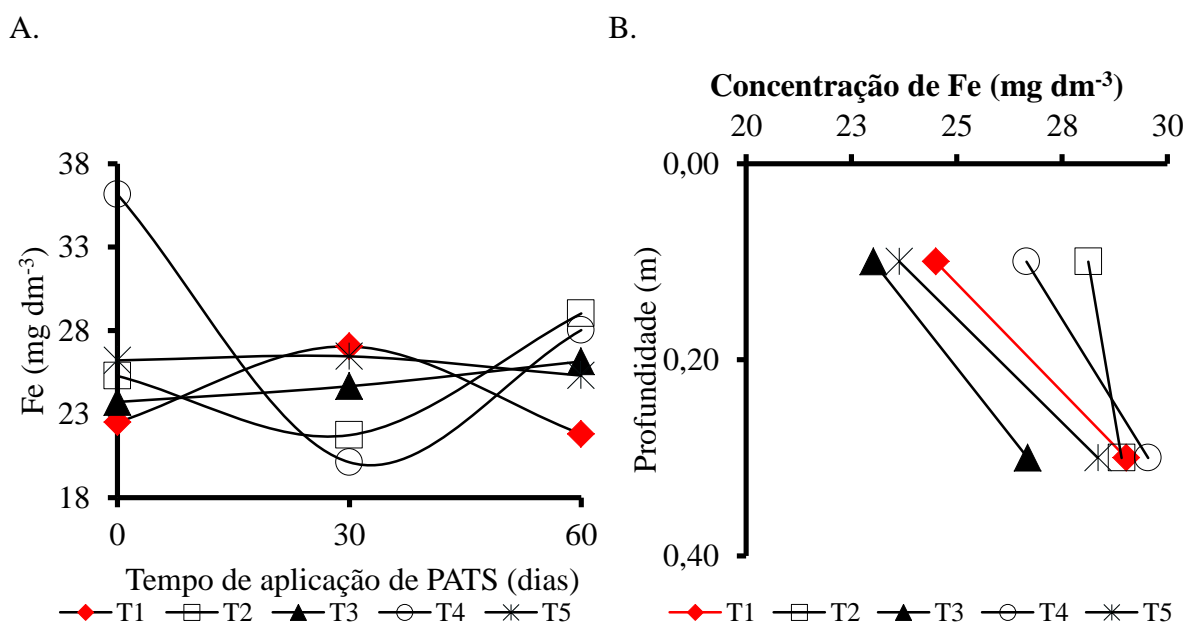
Na Figura 32B, pode-se verificar que os valores de V diminuíram, ao longo do perfil do solo, para todas as doses de PATS aplicadas, podendo tal fato ter sido causado pelas altas concentrações e conseqüente acúmulo de K na camada mais superficial do solo (Silva, 2008), bem como do Na.

Estes resultados corroboram com os encontrados por Coelho (2013), em condições experimentais semelhantes.

Classificando agronomicamente o solo para interpretação de fertilidade e para o complexo de troca catiônica, segundo a CFSEMG (1999), o solo estudado é classificado, com relação à V, como muito bom, para todos os tratamentos aplicados nas duas profundidades e para todo o período experimental, já que todos os valores encontram-se acima de 80 %.

4.4.10 Ferro (Fe), Manganês (Mn), Cobre (Cu) e Zinco (Zn)

Verificou-se que as concentrações de ferro no solo sofreram efeito significativo em relação às profundidades estudadas (P); à interação tratamentos ao longo do tempo (Trat x T), e interação tratamento para as duas profundidades analisadas ao longo do tempo de aplicação (Trat x P x T), como pode ser evidenciado na Figura 33.



Nota: T₁ – necessidade hídrica da cultura com somente água da rede de abastecimento (100% AA), T₂ – necessidade hídrica da cultura com 80% de AA e 20% de PATS, T₃ – necessidade hídrica da cultura com 60% de AA e 40% de PATS, T₄ – necessidade hídrica da cultura com 40% de AA e 60% de PATS, e T₅ – necessidade hídrica da cultura com 20% de AA e 80% de PATS.

Figura 33. Valores da variável Fe do solo em função do tempo de aplicação de PATS (A) e em função das profundidades de coleta (B), para as diferentes porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.

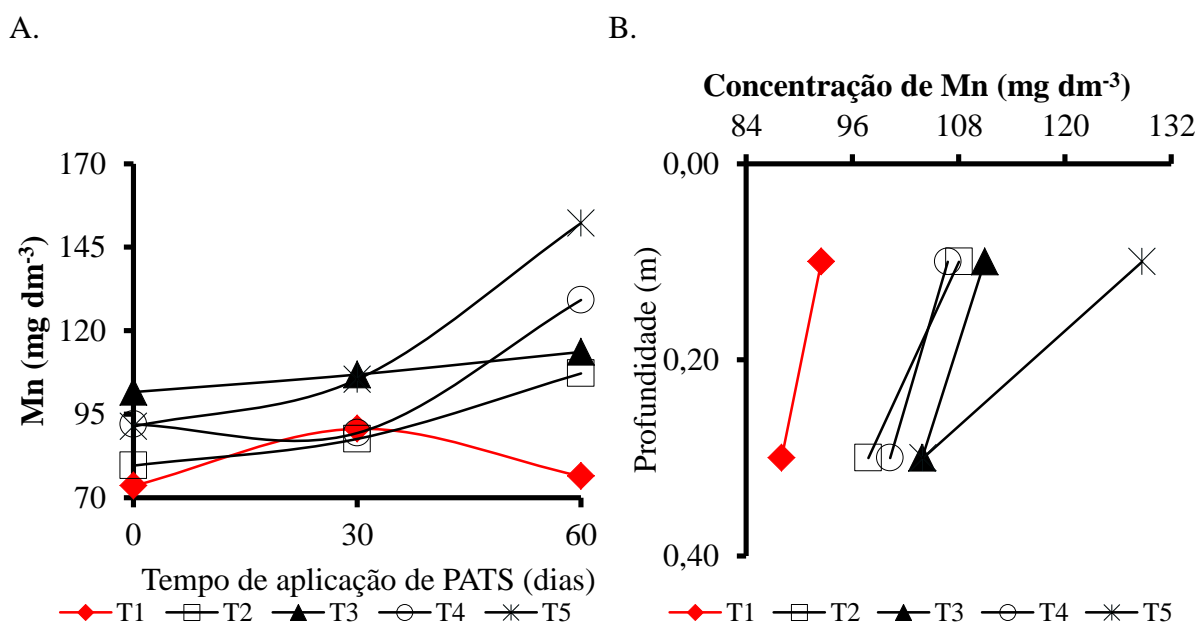
Analisando a Figura 33A, é possível perceber que o solo no início do período experimental apresentava concentrações semelhantes para os tratamentos T₁, T₂, T₃ e T₅, sendo o tratamento T₄ o de maior discrepância. À medida que se iniciou a aplicação das doses de percolado de aterros sanitários (PATS), esses valores ficaram mais próximos e, ao final do período experimental, os maiores valores foram encontrados nos tratamentos com proporções

de PATS, sendo o tratamento T_1 (somente água da rede de abastecimento), o que apresentou menor concentração de Fe, mostrando que houve incremento de Fe presente no percolado.

No que se refere às profundidades analisadas na presente pesquisa (Figura 33B), observa-se que as concentrações de Fe tendem a aumentar ao longo do perfil do solo, ou seja, ocorreu lixiviação de Fe para todas as doses de PATS aplicadas. Esse comportamento corrobora com os resultados encontrados por Mesquita (2016) e Andrade Filho (2016), porém diferem dos resultados obtidos por Coelho et al. (2016).

De acordo com a classificação elaborada pela CFSEMG (1999), os teores de Fe permitem classificar agronomicamente o solo estudado como médio, por apresentar valores na faixa de $19 - 30 \text{ mg dm}^{-3}$.

Com relação às concentrações de manganês no solo estudado, houve efeito significativo somente em relação ao tempo de aplicação do PATS (T); à interação tratamentos ao longo do tempo (Trat x T), e à interação profundidade ao longo do tempo (P x T), como observa-se na Figura 34.



Nota: T_1 – necessidade hídrica da cultura com somente água da rede de abastecimento (100% AA), T_2 – necessidade hídrica da cultura com 80% de AA e 20% de PATS, T_3 – necessidade hídrica da cultura com 60% de AA e 40% de PATS, T_4 – necessidade hídrica da cultura com 40% de AA e 60% de PATS, e T_5 – necessidade hídrica da cultura com 20% de AA e 80% de PATS.

Figura 34. Valores da variável Mn do solo em função do tempo de aplicação de PATS (A) e em função das profundidades de coleta (B), para as diferentes porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.

Notou-se diferenças nos valores de Mn, para todas as doses de PATS aplicadas no decorrer do tempo e nas profundidades estudadas, onde é possível perceber que aqueles tratamentos que apresentaram maiores doses de PATS favoreceram o aumento da

concentração de Mn no solo, ao longo do tempo de aplicação, e diminuição ao longo do perfil do solo (Figuras 34A e 34B, respectivamente),

Na Figura 34A, pode-se verificar que os tratamentos que apresentaram maiores doses de PATS favoreceram os maiores valores de Mn ao final do período de estudo. Analisando a Figura 34B, é possível perceber que houve uma diminuição dos teores de Mn ao longo do perfil do solo para todas as doses de PATS aplicadas, sendo o tratamento T₅ o que apresentou maior variação na concentração.

Semelhante ao comportamento encontrado por Andrade Filho (2016), o tratamento T₅, com maior percentual de PATS, foi o que apresentou maiores valores de Mn nas duas profundidades analisadas, o que pode ser justificado pelo maior aporte de Mn conferido ao solo em função da maior dose de PATS do tratamento T₅.

Coelho et al. (2016) e Mesquita (2016), ao aplicarem percolato de aterros sanitários em argissolo, também constataram diminuição nas concentrações de Mn, ao longo do perfil do solo, para todos os tratamentos aplicados.

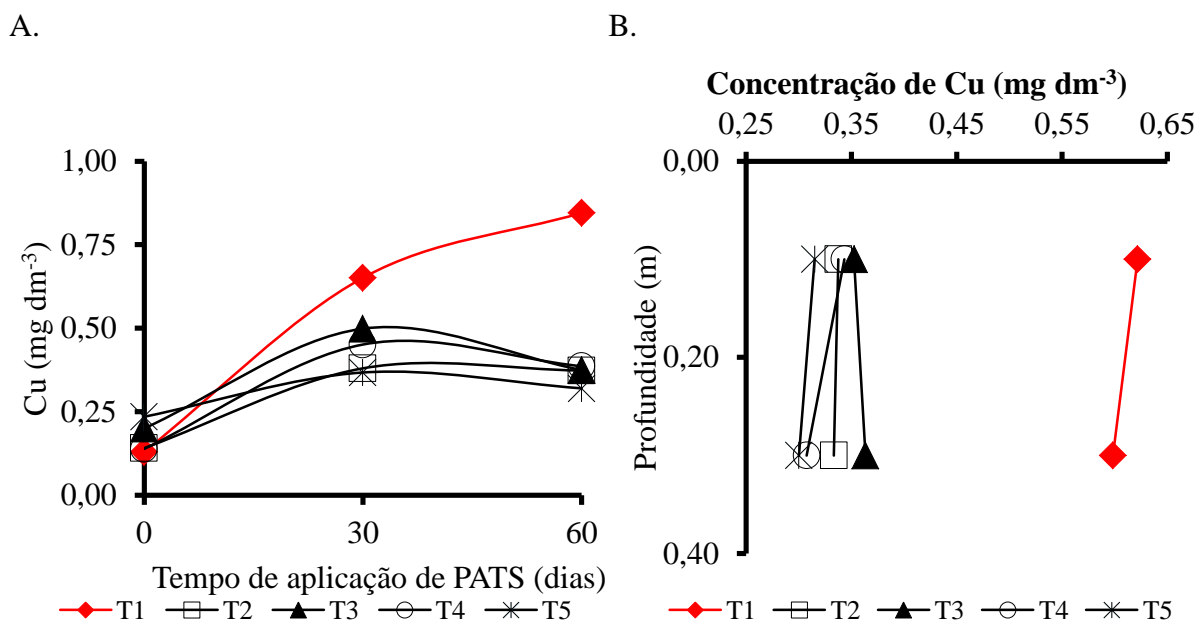
Em estudo realizado por Oliveira et al. (2010), os autores também evidenciaram ligeiro aumento dos teores de Mn na camada superficial de Cambissolo irrigado com proporções de água residuária doméstica e água de poço, além de tendência de redução destes valores com as profundidades.

Tendo por base os critérios de classificação elaborados pela CFSEMG (1999) para classificar agronomicamente o solo, os teores de Mn permitem classificar o solo estudado como muito alto, já que para todos os tratamentos analisados foram obtidos resultados bastante superiores a 12,0 mg dm⁻³, nas duas profundidades estudadas. Tal resultado corrobora com o que foi encontrado por Coelho et al. (2016).

As concentrações de cobre no solo estudado sofreram efeito significativo somente em relação ao tempo de aplicação do PATS (T) e à interação tratamentos ao longo do tempo (Trat x T), como verifica-se na Figura 35.

Observou-se que houve um incremento na concentração de Cu do solo estudado à medida que foram sendo aplicadas as doses de PATS, no entanto, com a contínua aplicação as concentrações apresentaram uma leve diminuição (Figura 35A). Este fato é atribuído ao aumento do pH, em que, para valores de pH superiores a 5,5, o Cu torna-se menos disponível na solução do solo e para as plantas (Novais et al., 2007).

Na Figura 35B, verificou-se que as concentrações de Cu reduziram, ao longo do perfil do solo, para os tratamentos T₁, T₄ e T₅.



Nota: T₁ – necessidade hídrica da cultura com somente água da rede de abastecimento (100% AA), T₂ – necessidade hídrica da cultura com 80% de AA e 20% de PATS, T₃ – necessidade hídrica da cultura com 60% de AA e 40% de PATS, T₄ – necessidade hídrica da cultura com 40% de AA e 60% de PATS, e T₅ – necessidade hídrica da cultura com 20% de AA e 80% de PATS.

Figura 35. Valores da variável Cu do solo em função do tempo de aplicação de PATS (A) e em função das profundidades de coleta (B), para as diferentes porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.

Com base nos critérios estabelecidos pela CFSEMG (1999), pode-se classificar agronomicamente o solo estudado, com base nas concentrações de Cu, como muito baixa ($\leq 0,3 \text{ mg dm}^{-3}$) e como baixa ($0,4 - 0,7 \text{ mg dm}^{-3}$), para as duas profundidades estudadas.

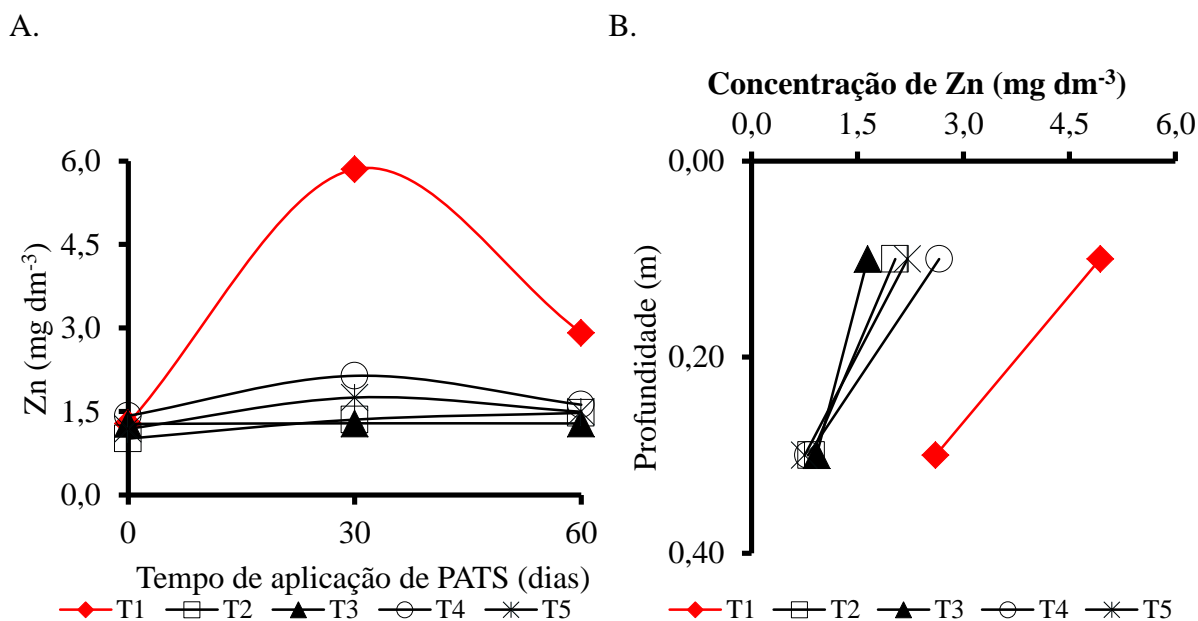
Como o percolado de aterros sanitários (PATS) apresentou baixas concentrações de Cu, e as concentrações do Cu do solo foram classificadas como muito baixas e baixas, é possível evidenciar que os valores obtidos no presente estudo não devem ser considerados como preocupantes e causadores de toxidez no solo e na planta.

Tal afirmação acima pode ser confirmada ainda pela Resolução CONAMA nº420/2009 (Brasil, 2009) que dispõe sobre os valores orientadores para a qualidade dos solos, já que as concentrações de Cu encontradas no solo estudado após aplicação do PATS são bastante inferiores aos valores de 60 mg dm^{-3} e 200 mg dm^{-3} estabelecidos para prevenção de toxidez e encontrados em solos com atividade agrícola, respectivamente.

Estudos realizados por Mesquita (2016) e Andrade Filho (2016), evidenciaram incremento na concentração de Cu no solo à medida que foi aplicado PATS sucessivas vezes ao solo.

Coelho et al. (2016) observaram em sua pesquisa diminuição na concentração de Cu à medida que se aumentou a profundidade do solo, para todos os tratamentos aplicados.

No que se refere às concentrações de zinco no solo estudado, as mesmas sofreram efeito significativo em relação às doses de PATS aplicadas (Trat); em relação às profundidades estudadas(P); ao tempo de aplicação do PATS (T); à interação tratamento para as profundidades estudadas (Trat x P); interação tratamentos ao longo do tempo (Trat x T); interação profundidade ao longo do tempo (P x T), e interação tratamento para as duas profundidades ao longo do tempo de aplicação (Trat x P x T), como demonstrado na Figura 36.



Nota: T₁ – necessidade hídrica da cultura com somente água da rede de abastecimento (100% AA), T₂ – necessidade hídrica da cultura com 80% de AA e 20% de PATS, T₃ – necessidade hídrica da cultura com 60% de AA e 40% de PATS, T₄ – necessidade hídrica da cultura com 40% de AA e 60% de PATS, e T₅ – necessidade hídrica da cultura com 20% de AA e 80% de PATS.

Figura 36. Valores da variável Zn do solo em função do tempo de aplicação de PATS (A) e em função das profundidades de coleta (B), para as diferentes porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.

Na Figura 36A é possível verificar que os tratamentos que continham distintas proporções de PATS (tratamentos T₂ a T₅) apresentaram menores valores na concentração de Zn no solo.

No que se refere à profundidade (Figura 36B), observou-se que os tratamentos T₂ a T₅ também apresentaram menores concentrações de Zn do que o tratamento T₁ (somente água da rede de abastecimento). Ainda com relação às profundidades, verificou-se que houve uma redução na concentração de Zn ao longo do perfil do solo, para todas as doses de PATS aplicadas.

O fato dos menores valores na concentração de Zn terem sido apresentados nos tratamentos com proporções de PATS aplicados no solo, é atribuído aos valores de pH do

solo, onde os mesmos foram superiores a 5,5, e que para valores de pH acima de 7,0 o Zn torna-se minimamente disponível na solução do solo e, conseqüentemente, para as plantas (Novais et al., 2007).

De acordo com a classificação elaborada pela CFSEMG (1999), os teores de Zn permitem classificar agronomicamente o solo estudado como baixo ($0,5 - 0,9 \text{ mg dm}^{-3}$), médio ($1,0 - 1,5 \text{ mg dm}^{-3}$), bom ($1,6 - 2,2 \text{ mg dm}^{-3}$), e muito alto ($> 2,2 \text{ mg dm}^{-3}$).

De acordo com a Resolução CONAMA nº 420/2009 (BRASIL, 2009), os valores das concentrações de Zn encontradas no solo estudado após aplicação do PATS também não são preocupantes, visto que esses são inferiores aos valores de 300 mg dm^{-3} e 450 mg dm^{-3} estabelecidos para prevenção de toxidez e encontrados em solos com atividade agrícola, respectivamente.

Os resultados das concentrações de Zn encontrados na presente pesquisa corroboram com os de Coelho et al. (2016), Mesquita (2016) e Andrade Filho (2016) em condições experimentais semelhantes, onde os referidos autores também observaram diminuição nas concentrações de Zn ao longo do perfil do solo, não encontrando valores preocupantes.

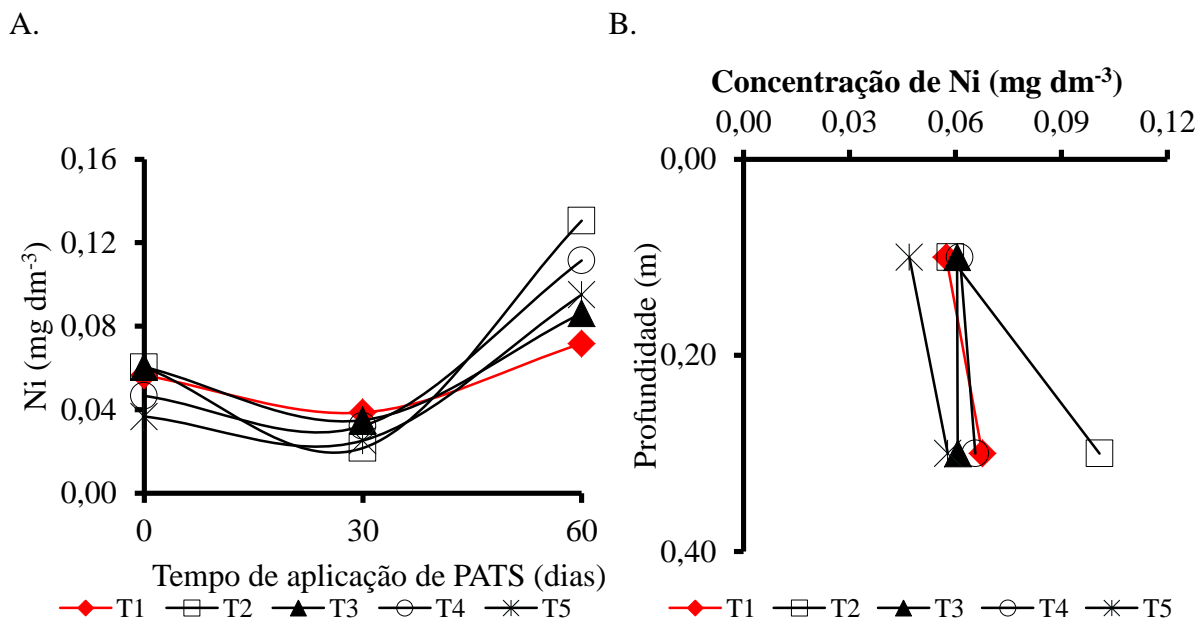
4.4.11 Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Cádmio (Cd)

Os resultados encontrados para a concentração de níquel no solo estudado sofreram efeito significativo em relação às profundidades estudadas (P); ao tempo de aplicação do PATS (T), e interação tratamentos ao longo do tempo (Trat x T).

Como o Ni foi o elemento mais recentemente identificado como essencial para as plantas superiores, existem ainda poucas informações sobre os fatores que afetam a disponibilidade deste elemento, no entanto, supõem-se que os fatores que afetam a disponibilidade dos outros metais afetam também este elemento (Novais et al., 2007; Brown et al., 1987).

Novais et al. (2007) relatam ainda que a deficiência de Ni afeta o crescimento, o metabolismo, o envelhecimento e a absorção de Fe pelas plantas, e que, em concentrações adequadas aumenta a resistência das plantas à doenças.

Conforme demonstrado nas Figuras 37A e 37B, verificou-se que os valores de Ni aumentaram à medida que foi sendo aplicado o percolado de aterros sanitários (PATS) no decorrer do período experimental e ao longo do perfil do solo, para todas as doses de PATS aplicadas.



Nota: T₁ – necessidade hídrica da cultura com somente água da rede de abastecimento (100% AA), T₂ – necessidade hídrica da cultura com 80% de AA e 20% de PATS, T₃ – necessidade hídrica da cultura com 60% de AA e 40% de PATS, T₄ – necessidade hídrica da cultura com 40% de AA e 60% de PATS, e T₅ – necessidade hídrica da cultura com 20% de AA e 80% de PATS.

Figura 37. Valores da variável Ni do solo em função do tempo de aplicação de PATS (A) e em função das profundidades de coleta (B), para as diferentes porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.

Tal observação demonstra que ocorreu influência da aplicação do PATS no solo, bem como a lixiviação desse elemento para as camadas mais inferiores do solo, o que deve-se ter cuidado, visto que pode ocasionar poluição das águas subterrâneas.

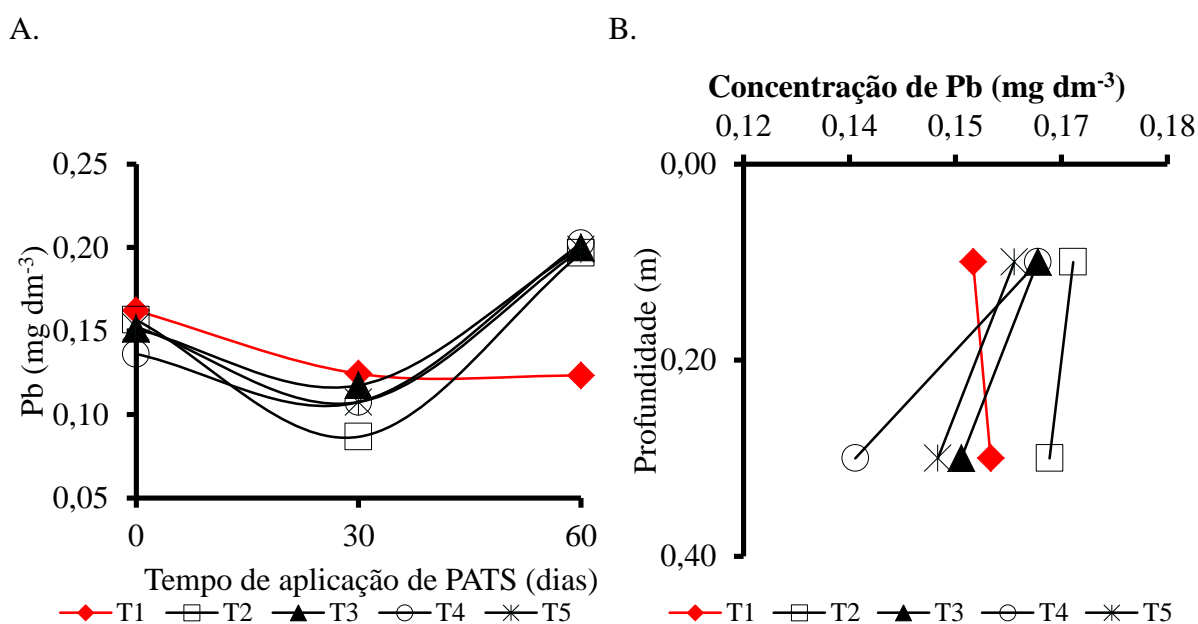
Os tratamentos aplicados apresentaram comportamentos semelhantes, porém o tratamento T₂ foi o que apresentou maiores concentrações médias de Ni, causando maior lixiviação desse elemento no perfil do solo.

Mesmo ocorrendo aumento considerável nas concentrações de Ni no solo e lixiviação deste elemento para as camadas mais inferiores, segundo a Resolução CONAMA nº 420/2009 (BRASIL, 2009), os valores das concentrações de Ni encontradas no solo estudado após aplicação do percolado não são preocupantes, pois são bastante inferiores aos valores de 30 mg dm⁻³ e 70 mg dm⁻³ estabelecidos para prevenção de toxidez e encontrados em solos com atividade agrícola, respectivamente.

Estes resultados encontrados corroboram com os de Coelho et al. (2016) e, em parte, com os de Mesquita (2016) e Andrade Filho (2016).

As concentrações de chumbo no solo estudado não sofreram efeito significativo das doses de PATS aplicadas, somente em relação ao tempo de aplicação do PATS (T), e interação tratamentos ao longo do tempo (Trat x T). Como pode ser observado nas Figuras

38A e 38B, apenas a profundidade favoreceu maiores diferenças nos valores de Pb, para todos os tratamentos aplicados.



Nota: T₁ – necessidade hídrica da cultura com somente água da rede de abastecimento (100% AA), T₂ – necessidade hídrica da cultura com 80% de AA e 20% de PATS, T₃ – necessidade hídrica da cultura com 60% de AA e 40% de PATS, T₄ – necessidade hídrica da cultura com 40% de AA e 60% de PATS, e T₅ – necessidade hídrica da cultura com 20% de AA e 80% de PATS.

Figura 38. Valores da variável Pb do solo em função do tempo de aplicação de PATS (A) e em função das profundidades de coleta (B), para as diferentes porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.

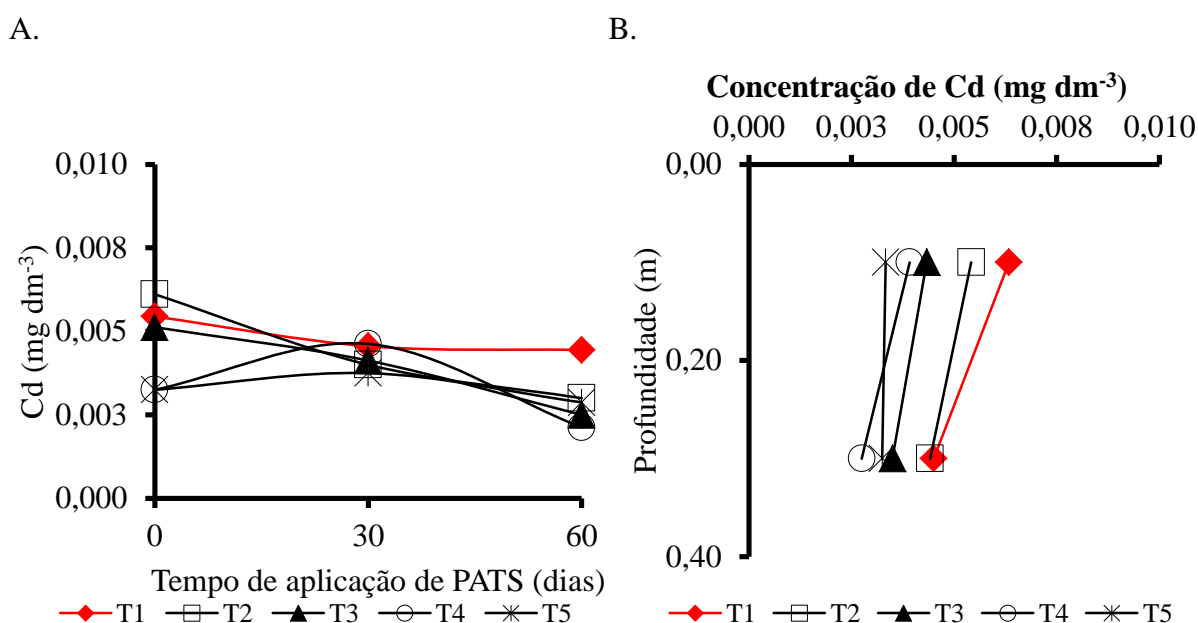
Constatou-se que as doses de PATS aplicadas apresentaram comportamento semelhantes, e que as concentrações de Pb aumentaram ao longo do período experimental à medida que as proporções de PATS foram aplicadas no solo, com exceção do tratamento T₁ (somente água da rede de abastecimento) que diminuiu (Figura 38A). Uma explicação para o aumento das concentrações de Pb no solo deve-se a concentração desse nutriente no percolado.

Comportamento semelhante ocorreu com relação às profundidades analisadas (Figura 38B), onde verificou-se que as concentrações de Pb diminuíram ao longo do perfil do solo para os tratamentos com distintas doses de PATS (tratamentos T₂ a T₅), enquanto que o tratamento T₁ indicou que houve pequena lixiviação desse elemento para as camadas mais inferiores do solo.

Coelho et al. (2016) encontraram resultados distintos, onde as concentrações de Pb aumentaram ao longo do perfil do solo para todos os tratamentos, com exceção do tratamento T₂. Já em pesquisa realizada por Andrade Filho (2016), também foi observado menor valor na concentração de Pb no tratamento T₁ (testemunha).

Para a Resolução CONAMA nº 420/2009 (BRASIL, 2009) as concentrações de Pb encontradas no solo estudado após aplicação do percolado também não são preocupantes, pois são bastante inferiores aos valores de 72 mg dm^{-3} e 180 mg dm^{-3} estabelecidos para prevenção de toxidez e encontrados em solos com atividade agrícola, respectivamente.

Com relação às concentrações de cádmio no solo estudado, as mesmas sofreram efeito significativo apenas com relação ao tempo de aplicação do PATS (T). Assim como o Pb, verifica-se na Figura 39B, que a profundidade favoreceu pequenas diferenças nos valores de Cd, para todos os tratamentos aplicados.



Nota: T₁ – necessidade hídrica da cultura com somente água da rede de abastecimento (100% AA), T₂ – necessidade hídrica da cultura com 80% de AA e 20% de PATS, T₃ – necessidade hídrica da cultura com 60% de AA e 40% de PATS, T₄ – necessidade hídrica da cultura com 40% de AA e 60% de PATS, e T₅ – necessidade hídrica da cultura com 20% de AA e 80% de PATS.

Figura 39. Valores da variável Cd do solo em função do tempo de aplicação de PATS (A) e em função das profundidades de coleta (B), para as diferentes porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.

Constatou-se que as concentrações de Cd mantiveram-se praticamente constante e com valores bastante baixos, apresentando uma leve diminuição ao longo do perfil do solo, para todas as doses de PATS aplicadas, o que torna-se dispensável preocupações de contaminação ou toxidade de solos, plantas e águas superficiais ou subterrâneas por esse elemento.

Tal comportamento coincide com os resultados encontrados por Silva (2008), onde os teores de Cd em solo irrigado com percolado de resíduos sólidos urbanos foram inferiores ao limite de detecção do aparelho, e por Coelho et al. (2016).

No entanto, nos estudos realizados por Mesquita (2016) e Andrade Filho (2016) foram observados comportamentos distintos entre os tratamentos aplicados, com variações nas concentrações de Cd, e uma leve lixiviação para as camadas mais inferiores do solo.

Comparando com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 420/2009 (BRASIL, 2009), as concentrações de Cd encontradas no solo estudado após aplicação do percolado de aterros sanitários não são preocupantes, pois são inferiores aos valores de 1,3 mg dm⁻³ e 3,0 mg dm⁻³ estabelecidos para prevenção de toxidez e encontrados em solos com atividade agrícola, respectivamente.

4.5 EFEITOS DA APLICAÇÃO DE DISTINTAS DOSAGENS DE PERCOLADO DE ATERROS SANITÁRIOS NAS CARACTERÍSTICAS VEGETATIVAS E DE PRODUÇÃO DO GIRASSOL

Os dados coletados das características vegetativas do girassol, quando submetidos à análise de variância pelo Teste F a 5 % de probabilidade, foram significativos em relação às doses de percolado de aterros sanitários aplicadas (Trat) e tempo de aplicação (T) para todas as variáveis: Altura de Planta (AP), Número de Folhas (NF), Diâmetro do Caule (DCaule) e Diâmetro do Capítulo (DCapítulo); já para a interação tratamento ao longo do tempo (Trat x T), ocorreu efeito significativo apenas para as variáveis AP e DCapítulo, como pode ser observado no Apêndice IX.

Com relação às variáveis de produção (Massa Úmida do Caule/Folhas, Massa Úmida do Capítulo, Massa Seca do Caule/Folhas, Massa Seca do Capítulo e Produtividade/peso das sementes), ao serem submetidas à análise de variância pelo Teste F a 5 % de probabilidade, apenas a variável Produtividade (peso das sementes em t ha⁻¹) apresentou resposta significativa em relação às doses de percolado de aterros sanitários aplicadas (Trat). No Apêndice IX, pode-se observar a análise de variância dessas variáveis.

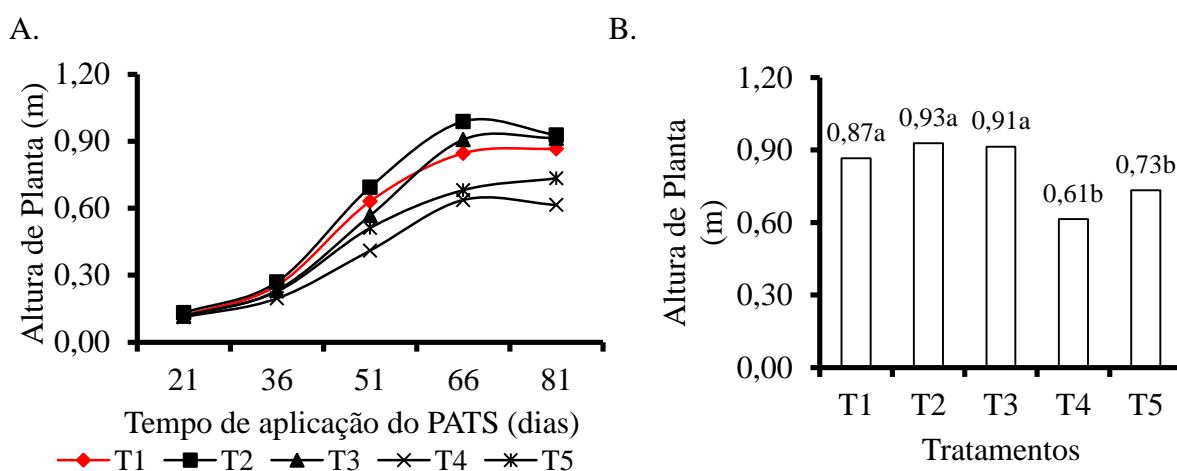
Com relação aos tratamentos, ou seja, efeito das doses aplicadas de percolado de aterros sanitários (PATS), quando submetidas ao Teste de Tukey, a 5 % de probabilidade, as variáveis que apresentaram diferenças estatísticas significativas foram: AP, NF, DCaule, DCapítulo, e Produtividade (peso das sementes em t ha⁻¹).

Quando essas variáveis foram submetidas à análise de regressão, analisando os coeficientes das equações de regressão, o coeficiente de determinação e o processo em estudo,

as variáveis AP, DCaule, DCapítulo, e Produtividade (peso das sementes em $t\ ha^{-1}$) sofreram efeito significativo para as doses de percolado aplicadas (Trat) (Apêndice XI).

4.5.1 Altura da planta (AP)

A partir dos resultados obtidos, constatou-se que a variável altura de plantas apresentou diferenças estatísticas significativas com relação às doses de PATS aplicadas no decorrer do período de amostragem, onde observa-se na Figura 40A que os tratamentos com maiores dosagens de percolado de aterros sanitários (tratamentos T₄ e T₅) não proporcionaram um desempenho tão satisfatório, sendo inferior até mesmo ao desempenho do tratamento testemunha T₁ (somente água da rede de abastecimento).



Nota: T₁ – necessidade hídrica da cultura com somente água da rede de abastecimento (100% AA), T₂ – necessidade hídrica da cultura com 80% de AA e 20% de PATS, T₃ – necessidade hídrica da cultura com 60% de AA e 40% de PATS, T₄ – necessidade hídrica da cultura com 40% de AA e 60% de PATS, e T₅ – necessidade hídrica da cultura com 20% de AA e 80% de PATS. Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra nas colunas para cada tratamento não diferem entre si a 5 % de probabilidade pelo teste de Tukey.

Figura 40. Valores da variável AP da cultura do girassol em função do tempo de aplicação de PATS (A) e valores médios da variável em função das porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação (B).

Verifica-se nas Figuras 40A e 40B, que o tratamento T₂ foi o que apresentou uma maior AP, tanto durante as amostragens ao longo do período experimental como no valor médio ao final do ciclo vegetativo, respectivamente.

Com relação ao período experimental (Figura 40A), observou-se que no início não ocorreu diferenças entre as plantas das distintas proporções de PATS aplicadas, no entanto, ao final do experimento, essa diferença foi constatada claramente.

O valor médio da variável AP para o tratamento T₂, ao final do experimento, correspondente a 0,93 m, não diferiu estatisticamente dos tratamentos T₁ e T₃, e o tratamento

T₄, com menor valor médio de AP, correspondente a 0,61 m, também não diferiu estatisticamente do tratamento T₅. Esses resultados demonstram que o tratamento com 40 % de PATS atende de forma satisfatória as necessidades do girassol, visto que não diferiu do tratamento T₂, e utilizou maior proporção de PATS, economizando mais água de melhor qualidade.

Comparando com os valores de altura média de plantas iguais a 1,70 – 1,90 m, determinados por Carvalho et al. (2013) para o girassol variedade BRS 324, constata-se que os valores encontrados na presente pesquisa foram bem inferiores, porém, deve-se levar em consideração que não foi realizada nenhuma adubação além do aporte de nutrientes presentes no PATS, além da quantidade de recurso hídrico de boa qualidade que foi poupado durante o cultivo realizado pela pesquisa.

Uma provável justificativa para esse declínio no valor da variável quando aplicado maiores proporções de PATS está relacionada à elevada concentração de sais, principalmente o sódio, no percolado, e que, aliada a sucessivas aplicações desse resíduo líquido, causaram aumento da condutividade elétrica do solo, reduzindo a sua qualidade e, conseqüentemente, diminuição na produção de biomassa dessa cultura (Mesquita, 2016; Ferreira, 2013).

Ferreira (2013), ao avaliar os efeitos da aplicação de doses crescentes de chorume em três solos (Argissolo, Cambissolo e Vertissolo) cultivados com girassol, verificou que o valor máximo para altura de plantas (0,55 m) foi encontrado na dose correspondente a 55,4 m³ de N ha⁻¹, e que o Vertissolo e o Argissolo proporcionaram maior e menor desenvolvimento da cultura, respectivamente.

Silva (2014) encontrou valor de altura de planta igual a 0,79 m para o girassol variedade BRS 323, cultivado com percolado bruto e tratado fotoeletroquimicamente, além do fato que as concentrações do chorume iguais a 25, 50 e 75 % apresentaram resultados das variáveis menos diferentes entre si.

De acordo com Mesquita (2016), ao proceder estudo em solo cultivando capim elefante e fertirrigado com percolado de aterros sanitários, não ocorreu efeitos significativos dos tratamentos aplicados sobre a variável altura de plantas.

Já Andrade Filho (2016), ao estudar o efeito da aplicação percolado de aterros sanitários em solo cultivado com mamona em condições experimentais semelhantes, verificou que a variável altura de plantas apresentou maior valor médio no tratamento T₄, ao final do período experimental, e o tratamento T₅ (80 % de percolado) os menores valores médios desde o início do cultivo.

O crescimento do girassol fertirrigado com percolato de aterros sanitários, ao longo do tempo de amostragem, pode ser observado a seguir, na Figura 41.



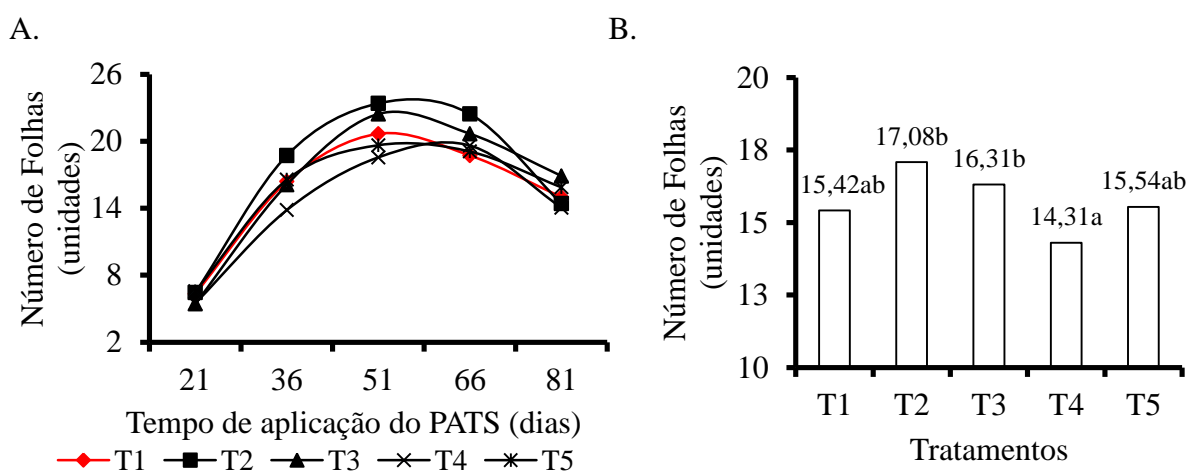
Fonte: Arquivo da pesquisadora (2016).

Figura 41. Ilustração do crescimento vegetativo do girassol fertirrigado com distintas dosagens de percolato de aterros sanitários (PATS), aos 21 DAP (A), 36 DAP (B), 51 DAP (C), 66 DAP (D) e 81 DAP (E).

4.5.2 Número de Folhas (NF)

Verifica-se na Figura 42A que houve um melhor desempenho para a variável número de folhas da cultura do girassol à medida que foi sendo aplicadas as doses de PATS ao longo do período de amostragem, onde os tratamentos T₂ e T₃ apresentaram-se melhores do que o tratamento T₁ (somente água da rede de abastecimento), no entanto, com as dosagens mais elevadas de PATS (tratamentos T₄ e T₅) ocorreu um decréscimo no NF da planta.

Na Figura 42B, pode-se observar que, com relação aos valores médios do NF, o tratamento que apresentou uma maior quantidade foi o tratamento T₂, onde este não diferiu estatisticamente dos tratamentos T₁, T₃ e T₅, e este último não diferiu estatisticamente dos tratamentos T₁ e T₄.



Nota: T₁ – necessidade hídrica da cultura com somente água da rede de abastecimento (100% AA), T₂ – necessidade hídrica da cultura com 80% de AA e 20% de PATS, T₃ – necessidade hídrica da cultura com 60% de AA e 40% de PATS, T₄ – necessidade hídrica da cultura com 40% de AA e 60% de PATS, e T₅ – necessidade hídrica da cultura com 20% de AA e 80% de PATS. Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra nas colunas para cada tratamento não diferem entre si a 5 % de probabilidade pelo teste de Tukey.

Figura 42. Valores da variável NF da cultura do girassol em função do tempo de aplicação de PATS (A) e valores médios da variável em função das porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação (B).

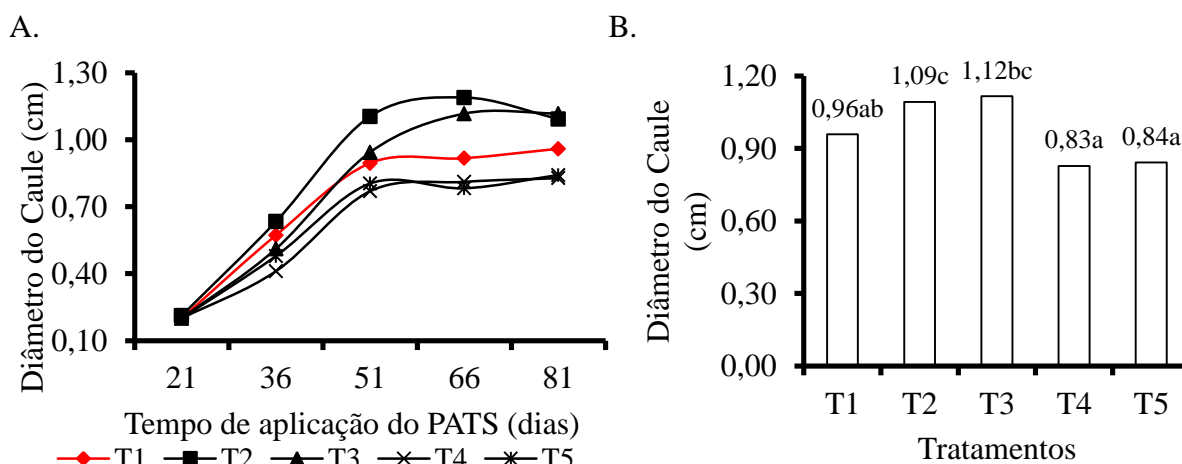
Os valores observados foram inferiores ao estimado pela literatura (Castro et al., 1997; Costa, 2012; Calegari et al., 1993), em que se atribui que esta cultura pode apresentar de 20 a 40 folhas por planta, onde o tratamento T₂ foi o que apresentou-se mais próximo desses valores, com uma discreta e desconsiderável diferença.

Costa (2012), analisando os efeitos da aplicação de distintas proporções de esgoto doméstico em solo cultivado com girassol, verificou que se aumentando as proporções de água residuária aplicadas ocorreu um discreto aumento no número de folhas da cultura.

Esses resultados diferem dos obtidos por Andrade Filho (2016), que, ao estudar a aplicação de percolado de aterros sanitários em oleaginosa, observou que o tratamento T₄ apresentou melhor desempenho em todas as coletas realizadas no período de estudo.

4.5.3 Diâmetro do Caule (D_{Caule})

Com relação ao diâmetro do caule, as distintas proporções de percolado de aterros sanitários (PATS) aplicadas proporcionaram diferenças estatísticas no valor desta variável ao longo do período experimental (Figura 43A), onde os tratamentos com as menores dosagens de PATS (tratamentos T₂ e T₃) apresentaram melhores valores que o tratamento T₁ (somente água da rede de abastecimento), e os tratamentos com maiores dosagens de PATS (tratamentos T₄ e T₅) apresentaram piores valores quando comparados aos demais, inclusive ao tratamento T₁.



Nota: T₁ – necessidade hídrica da cultura com somente água da rede de abastecimento (100% AA), T₂ – necessidade hídrica da cultura com 80% de AA e 20% de PATS, T₃ – necessidade hídrica da cultura com 60% de AA e 40% de PATS, T₄ – necessidade hídrica da cultura com 40% de AA e 60% de PATS, e T₅ – necessidade hídrica da cultura com 20% de AA e 80% de PATS. Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra nas colunas para cada tratamento não diferem entre si a 5 % de probabilidade pelo teste de Tukey.

Figura 43. Valores da variável D_{Caule} da cultura do girassol em função do tempo de aplicação de PATS (A) e valores médios da variável em função das porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação (B).

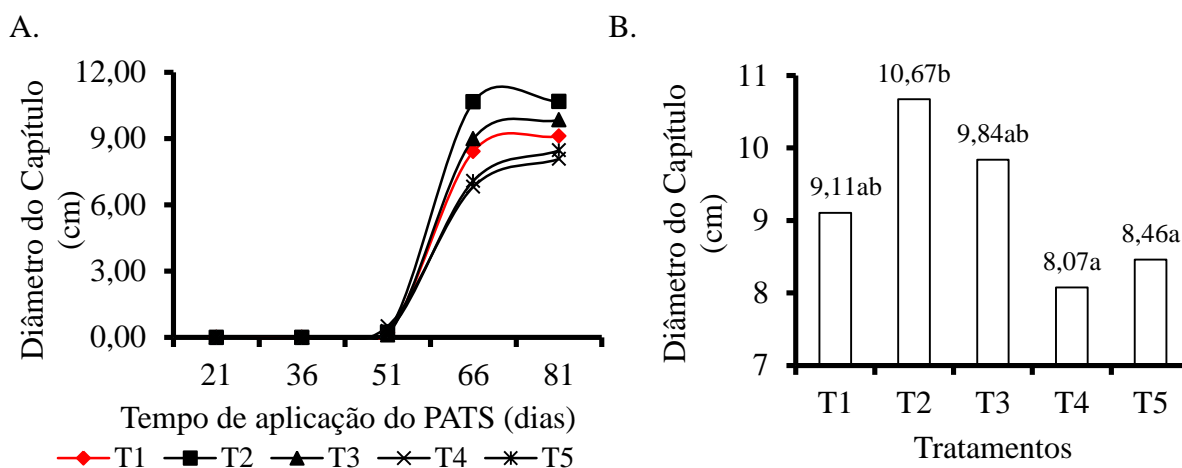
No que se refere ao valor médio da variável D_{Caule} (Figura 43B), o tratamento T₃ foi o que apresentou maior valor médio ao final do ciclo da cultura, correspondente a 1,12 cm, não diferindo estatisticamente do tratamento T₁ e T₂. Já o tratamento T₁ não diferiu estatisticamente dos tratamentos T₄ e T₅.

Esses resultados diferem dos apresentados por Andrade Filho (2016), onde o mesmo observou que o tratamento T₅, com 80 % de PATS, influenciou de forma negativa o

desenvolvimento da cultura, apresentando pior desempenho, provavelmente causado pelo efeito tóxico do resíduo líquido na cultura da mamona.

4.5.4 Diâmetro do Capítulo (DCapítulo)

A variável diâmetro do capítulo do girassol inicialmente apresentou-se com valores iguais à zero para todas as doses de PATS aplicadas, visto que a planta só veio a formar o capítulo no decorrer do seu ciclo vegetativo, com a floração e maturação fisiológica. Após o surgimento do capítulo, os maiores valores de diâmetro foram observados nos tratamentos T₂ e, em seguida, no tratamento T₃ (Figura 44A).



Nota: T₁ – necessidade hídrica da cultura com somente água da rede de abastecimento (100% AA), T₂ – necessidade hídrica da cultura com 80% de AA e 20% de PATS, T₃ – necessidade hídrica da cultura com 60% de AA e 40% de PATS, T₄ – necessidade hídrica da cultura com 40% de AA e 60% de PATS, e T₅ – necessidade hídrica da cultura com 20% de AA e 80% de PATS. Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra nas colunas para cada tratamento não diferem entre si a 5 % de probabilidade pelo teste de Tukey.

Figura 44. Valores da variável DCapítulo da cultura do girassol em função do tempo de aplicação de PATS (A) e valores médios da variável em função das porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação (B).

Na Figura 44B, observa-se que o tratamento T₂, com a menor proporção de PATS (20 %) foi o que apresentou maior valor médio de DCapítulo, ao final do ciclo vegetativo, não diferindo estatisticamente dos tratamentos T₁ e T₃.

Semelhante ao que ocorreu nas variáveis AP, NF, DCaule, os tratamentos T₄ e T₅ apresentaram um menor DCapítulo, mostrando que quanto maior a quantidade de PATS aplicada no solo, menor será o desenvolvimento das características vegetativas do girassol.

Entre as justificativas para esse fato é a de que a sodificação do solo causada por elevadas concentrações de sais presentes no percolado, causou a indisponibilidade de água

para a cultura, não permitindo um desenvolvimento vegetativo pleno, e que a planta absorveu elementos em excesso do solo por meio da fitoextração.

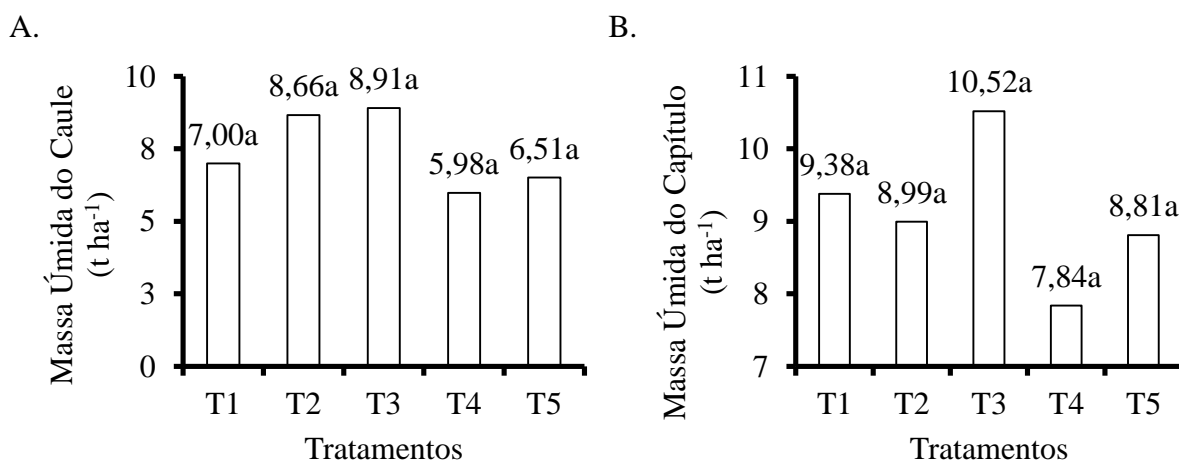
Esses resultados corroboram com os de Andrade et al. (2012), que relataram que a prática de reuso de águas se mostrou significativamente melhor para as variáveis de altura de plantas, número de folhas, diâmetro do caule e diâmetro interno e externo do capítulo da cultura do girassol.

Costa (2012) observou em seu estudo que a proporção de água residuária de origem doméstica de 49 % possibilitou o máximo valor de DCapítulo igual a 7,06 cm.

4.5.5 Massa Úmida do Caule/Folhas (MUCaule) e Massa Úmida do Capítulo (MUCapítulo)

Verifica-se nas Figuras 45A e 45B que, com relação às variáveis massa úmida do caule/folhas e massa úmida do capítulo, respectivamente, mesmo ambas não apresentando diferenças estatísticas significativas com relação aos tratamentos, a proporção com 40 % de PATS (tratamento T₃) proporcionou maiores valores médios, correspondendo a 8,91 t ha⁻¹ de MUCaule e 10,52 t ha⁻¹ de MUCapítulo.

Já o tratamento T₄ foi o que mostrou-se mais danoso ao girassol, com menores valores médios para as referidas variáveis analisadas.



Nota: T₁ – necessidade hídrica da cultura com somente água da rede de abastecimento (100% AA), T₂ – necessidade hídrica da cultura com 80% de AA e 20% de PATS, T₃ – necessidade hídrica da cultura com 60% de AA e 40% de PATS, T₄ – necessidade hídrica da cultura com 40% de AA e 60% de PATS, e T₅ – necessidade hídrica da cultura com 20% de AA e 80% de PATS. Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra nas colunas para cada tratamento não diferem entre si a 5 % de probabilidade pelo teste de Tukey.

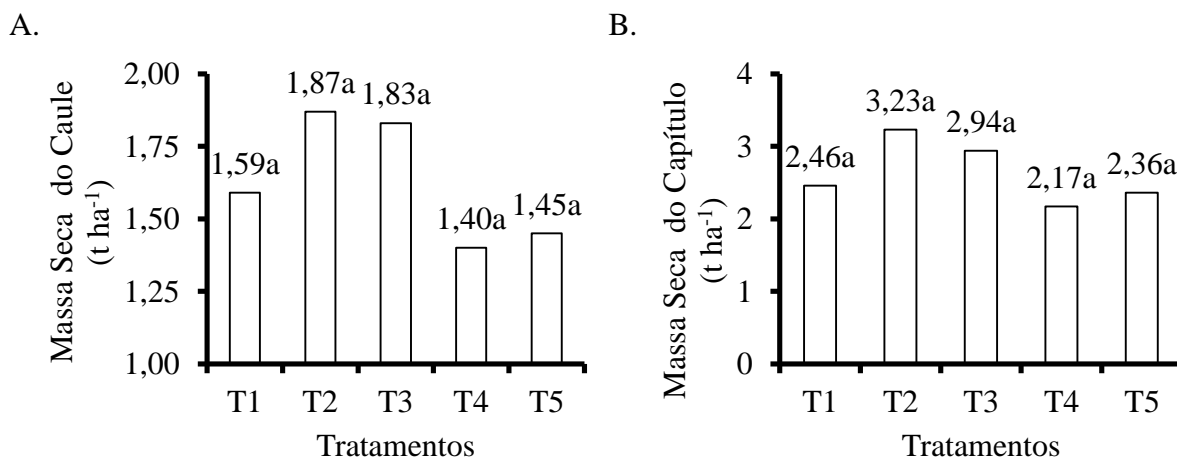
Figura 45. Valores médios das variáveis MUCaule (A) e MUCapítulo (B) da cultura do girassol em função das porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.

Analisando os resultados demonstrados acima, verifica-se que a MUCaule e MUCapítulo tendem a crescer à medida que aumentam as proporções de PATS, até um valor máximo de 40 % da necessidade hídrica com PATS, e que acima desse valor a tendência das variáveis analisadas é diminuir.

Esses resultados corroboram com os de Andrade Filho (2016), que ao analisar o efeito do PATS no cultivo de mamona em condições experimentais semelhantes, observou que o tratamento T₃, com 40 % de PATS, foi o que apresentou maior valor médio para a massa fresca do caule, correspondendo a 614,6 g planta⁻¹.

4.5.6 Massa Seca do Caule/Folhas (MSCaule) e Massa Seca do Capítulo (MSCapítulo)

Semelhante as variáveis anteriores, a massa seca do caule/folhas e massa seca do capítulo (Figuras 46A e 46B, respectivamente) não apresentaram diferenças estatísticas significativas com relação às doses de PATS aplicadas, onde as dosagens mais elevadas de PATS (tratamentos T₄ e T₅) proporcionaram valores médios mais baixos, e o tratamento T₂, correspondendo a 1,87 t ha⁻¹ de MSCaule e 3,23 t ha⁻¹ de MUCapítulo, foi o que apresentou melhor desempenho.



Nota: T₁ – necessidade hídrica da cultura com somente água da rede de abastecimento (100% AA), T₂ – necessidade hídrica da cultura com 80% de AA e 20% de PATS, T₃ – necessidade hídrica da cultura com 60% de AA e 40% de PATS, T₄ – necessidade hídrica da cultura com 40% de AA e 60% de PATS, e T₅ – necessidade hídrica da cultura com 20% de AA e 80% de PATS. Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra nas colunas para cada tratamento não diferem entre si a 5 % de probabilidade pelo teste de Tukey.

Figura 46. Valores médios das variáveis MSCaule (A) e MSCapítulo (B) da cultura do girassol em função das porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.

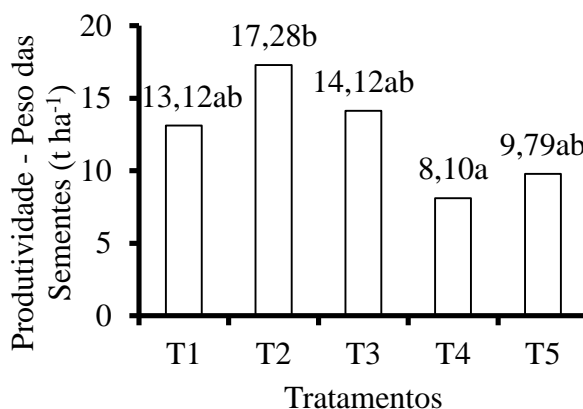
Esses resultados diferem dos resultados encontrados por Andrade Filho (2016), que observou que o tratamento T₃, com 40 % de PATS, foi o que apresentou maior valor médio para a massa seca do caule da mamona, correspondendo a 163,6 g planta⁻¹.

Já Ferreira (2013), verificou que com o aumento das proporções de PATS, tanto a variável massa fresca do caule quanto a massa seca do caule do girassol tendem a diminuir.

Gazzola et al. (2012) ressaltam que o caule é o componente que mais influencia no acúmulo de matéria seca, porém são as folhas que mais contribuem para a redistribuição de assimilados para a produção dos aquênios.

4.5.7 Produtividade (peso das sementes em t ha⁻¹)

O peso das sementes de girassol sofreu efeito significativo à medida que foram aplicadas distintas proporções de PATS, em que o tratamento T₂ se destacou com maior valor médio, igual a 17,28 t ha⁻¹, como pode ser observado na Figura 47. Já o menor valor médio foi encontrado no tratamento T₄.



Nota: T₁ – necessidade hídrica da cultura com somente água da rede de abastecimento (100% AA), T₂ – necessidade hídrica da cultura com 80% de AA e 20% de PATS, T₃ – necessidade hídrica da cultura com 60% de AA e 40% de PATS, T₄ – necessidade hídrica da cultura com 40% de AA e 60% de PATS, e T₅ – necessidade hídrica da cultura com 20% de AA e 80% de PATS. Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra nas colunas para cada tratamento não diferem entre si a 5 % de probabilidade pelo teste de Tukey.

Figura 47. Valores médios da variável Produtividade de sementes da cultura do girassol em função das porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.

Apesar dos valores distintos, tanto o tratamento T₂ quanto o tratamento T₄ não diferiram estatisticamente dos tratamentos T₁, T₃ e T₅, e estes não diferiram entre si.

Os valores encontrados no presente estudo para a produtividade de grãos foram bastante superior à estimativa de 1,474 t ha⁻¹, realizada pelo oitavo levantamento da safra brasileira de grãos, safra 2015/2016, realizado pela CONAB (CONAB, 2016), porém essa discrepância

pode ser justificada pela variação do espaçamento entre plantas e fileiras, bem como as diversidades das variedades de girassol cultivadas.

Avaliando a variável em questão em conjunto com as variáveis AP, NF, DCaule, DCapítulo, MUCaule, MUCapítulo, MSCaule e MSCapítulo discutidas anteriormente, o maior desempenho observado pode ser atribuído ao tratamento T₃ para todas essas variáveis, visto que, mesmo o tratamento T₂ apresentando-se com valor médio, para algumas dessas variáveis, maior que o tratamento T₃, estes não diferiram estatisticamente, evidencia que a dose aplicada com 40 % de PATS consegue atender de forma bastante satisfatória as necessidades da cultura do girassol, em relação às características de crescimento.

4.6 EFEITOS DA APLICAÇÃO DE DISTINTAS DOSAGENS DE PERCOLADO DE ATERROS SANITÁRIOS NA COMPOSIÇÃO DO TECIDO VEGETAL DO GIRASSOL

No que se refere às variáveis da composição do tecido vegetal do girassol, também foram inicialmente submetidos à análise de variância pelo Teste F a 5 % de probabilidade, onde foram significativas com relação às doses de percolado de aterros sanitários aplicadas (Trat) as variáveis: fósforo (P), sódio (Na), magnésio (Mg), ferro (Fe), manganês (Mn), zinco (Zn) e chumbo (Pb), como pode ser verificado no Apêndice X.

Com relação aos tratamentos, ou seja, doses aplicadas de percolado de aterros sanitários (PATS), quando submetidas ao Teste de Tukey, a 5 % de probabilidade, as variáveis que apresentaram diferenças estatísticas significativas foram: P, Na, Mg, Fe, Zn e Pb.

Quando essas variáveis foram submetidas à análise de regressão, analisando os coeficientes das equações de regressão, o coeficiente de determinação e o processo em estudo, as variáveis P, Na, Fe, Mn, Cu, Zn e Pb sofreram efeito significativo para as doses de percolado aplicadas (Trat) (Apêndice XI).

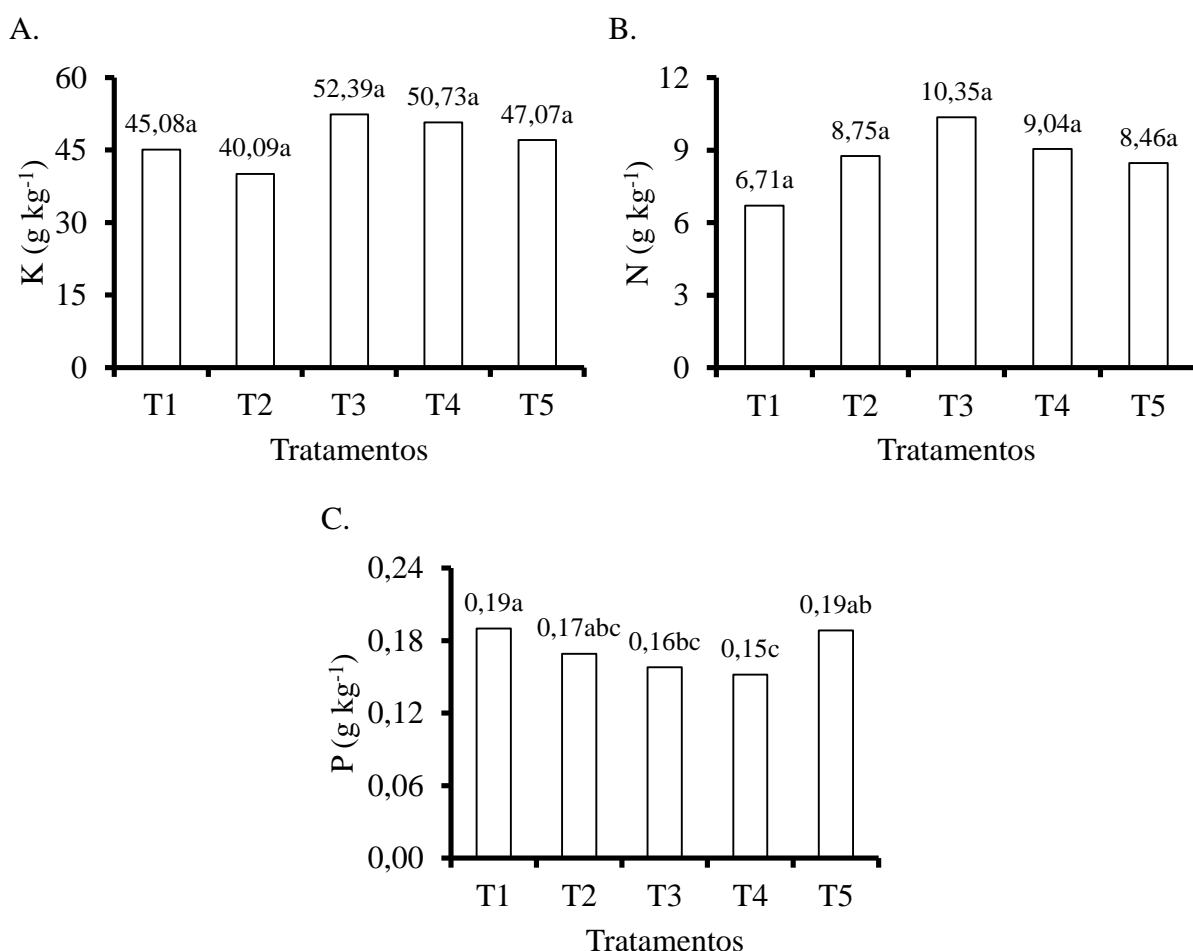
4.6.1 Nitrogênio (N), Fósforo (P) e Potássio (K)

O K é o nutriente mais exigido pela cultura do girassol (Santos, 2009). Oliveira et al. (2005) relatam que se o solo apresentar baixa disponibilidade desse elemento, pode ocorrer a diminuição gradativa da taxa de crescimento das plantas, somado ainda a redução na produtividade. Para cada tonelada de grãos produzidos, o girassol acumula um total de 171 kg de K₂O (Queiroga, 2011; Castro & Oliveira, 2005; Blamey et al., 1997).

Na Figura 48A, observa-se que as concentrações de K na composição do tecido vegetal do girassol não apresentaram diferenças estatísticas significativas com relação às proporções de percolado de aterros sanitários aplicadas no solo.

Vale lembrar que, como destacado na análise do solo utilizado neste experimento, à medida que aumentaram as doses de PATS aplicadas no solo, do tratamento T₂ para o T₅, ocorreu um maior aumento nas concentrações de K, o que pode ser justificado devido às altas concentrações de K presente no percolado.

Porém, foi o tratamento T₃ que apresentou maior valor médio de K na composição do tecido vegetal do girassol. Os valores médios encontrados para o K presente no girassol, apresentam-se acima dos níveis críticos da faixa de suficiência (20 – 24 g kg⁻¹) deste nutriente para o girassol, relatados por Queiroga (2011) e Cantarutti et al. (2007).



Nota: T₁ – necessidade hídrica da cultura com somente água da rede de abastecimento (100% AA), T₂ – necessidade hídrica da cultura com 80% de AA e 20% de PATS, T₃ – necessidade hídrica da cultura com 60% de AA e 40% de PATS, T₄ – necessidade hídrica da cultura com 40% de AA e 60% de PATS, e T₅ – necessidade hídrica da cultura com 20% de AA e 80% de PATS. Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra nas colunas para cada tratamento não diferem entre si a 5 % de probabilidade pelo teste de Tukey.

Figura 48. Valores médios das variáveis K (A), N (B) e P (C) na composição do tecido vegetal da cultura do girassol em função das porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.

Com relação ao N, este é o segundo nutriente mais requerido pela cultura do girassol, a qual acumula um total de 41 kg de N por tonelada de grãos produzidos, desempenhando importante função no metabolismo e na nutrição desta cultura, onde em deficiência ocasiona desordem nutricional e limita a produção em até 60 %, e em excesso favorece diminuição na porcentagem de óleo e grãos produzidos, além da possibilidade de maior incidência de pragas e doenças (Queiroga, 2011; Smiderle, 2009; Castro & Farias, 2005).

Os valores médios encontrados para o N presente no tecido da cultura do girassol não apresentaram diferenças estatísticas significativas, sendo os tratamentos T₃ e T₁ os que apresentaram maior e menor valor médio, respectivamente (Figura 48B).

Comparando os valores médios encontrados para o N presente no girassol com os valores ressaltados por Queiroga (2011) e Cantarutti et al. (2007), para a faixa de níveis críticos de suficiência (33 – 35 g kg⁻¹) deste nutriente, verifica-se que os resultados da presente pesquisa foram bastante inferiores, para todos os tratamentos aplicados.

Vale ressaltar ainda que os níveis de N no solo estudado foram diminuindo ao longo do período experimental, para todas as doses de PATS aplicadas, o que pode ter causado essa condição.

No que se refere ao P, este nutriente é o mais exportado pelos aquênios, onde sua absorção ocorre até o ponto de enchimento dos grãos, podendo ainda ser translocado das folhas e do caule nessa fase de maturação da planta, em que para cada tonelada de grãos produzidos, são acumulados 17,1 kg de P₂O₅ (Queiroga, 2011; Castro & Oliveira, 2005; Blamey et al., 1997; Hoocking & Steer, 1983).

Na Figura 48C, observa-se que os tratamentos T₁ e T₅, apesar das distintas composições, apresentaram maiores valores médios de P na composição do tecido vegetal do girassol, não diferindo estatisticamente entre si. O tratamento T₁ também não diferiu estatisticamente do tratamento T₂, que por sua vez, não diferiu dos tratamentos T₃ e T₄.

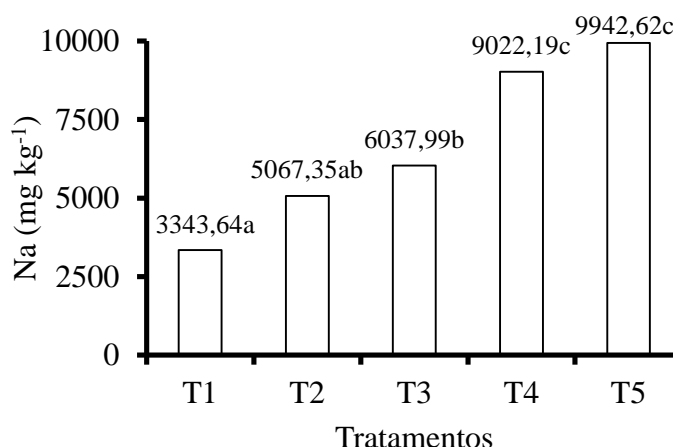
Os valores médios encontrados para o P presente no girassol, apresentam-se bem abaixo dos níveis críticos da faixa de suficiência (4 – 7 g kg⁻¹) deste nutriente para o girassol, relatados por Queiroga (2011) e Cantarutti et al. (2007).

4.6.2 Sódio (Na)

O sódio foi o nutriente que apresentou maiores efeitos significativos na composição do tecido vegetal do girassol quando aplicadas maiores proporções de percolado de aterros sanitários (PATS), como evidencia-se na Figura 49.

Sousa et al. (2012) destacam que o excesso de sais solúveis na solução do solo é um dos fatores que mais influenciam na produção do girassol, onde esta influência é maior nos estágios iniciais de desenvolvimento da planta.

Santos Júnior et al. (2015), ao procederem estudo avaliando o crescimento do girassol, variedade 122-V2000 da Embrapa, cultivado em sistema semi-hidropônico sob estresse salino e diferentes densidades de plantio, verificaram que as variáveis de crescimento, comprimento e diâmetro do caule, e número de folhas e área foliar, foram afetadas negativamente pela salinidade da solução nutritiva utilizada, principalmente quando a CE ultrapassou $6,0 \text{ dS m}^{-1}$.



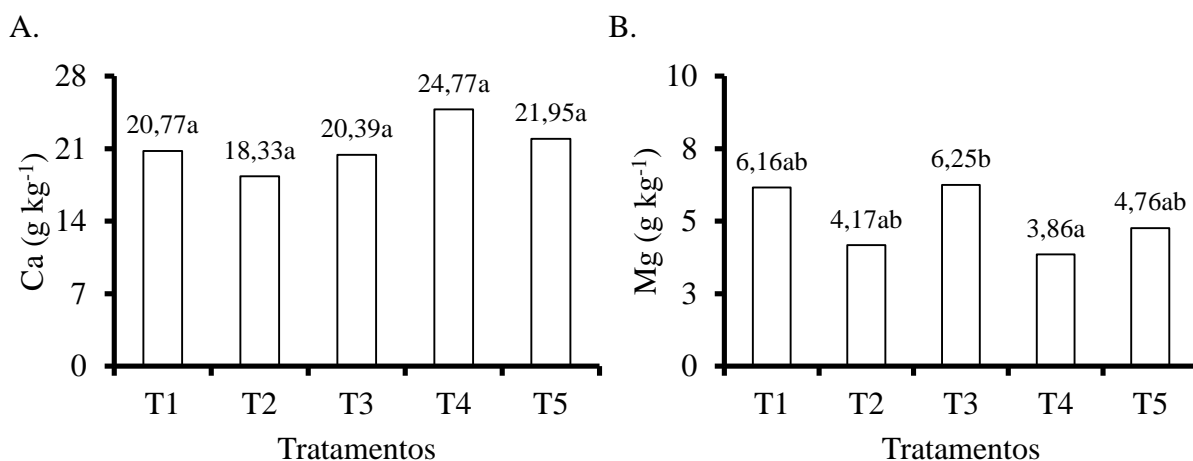
Nota: T₁ – necessidade hídrica da cultura com somente água da rede de abastecimento (100% AA), T₂ – necessidade hídrica da cultura com 80% de AA e 20% de PATS, T₃ – necessidade hídrica da cultura com 60% de AA e 40% de PATS, T₄ – necessidade hídrica da cultura com 40% de AA e 60% de PATS, e T₅ – necessidade hídrica da cultura com 20% de AA e 80% de PATS. Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra nas colunas para cada tratamento não diferem entre si a 5 % de probabilidade pelo teste de Tukey.

Figura 49. Valores médios da variável Na na composição do tecido vegetal da cultura do girassol em função das porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.

No presente estudo, o resíduo líquido utilizado para a fertirrigação (PATS), apresentou-se com elevadas concentrações de Na, justificando o fato de que à medida que aumentaram as proporções de PATS aplicadas, do tratamento T₂ ao T₅, a planta absorveu mais Na (Figura 49), ou seja, ocorreu o processo de fitoextração desse elemento químico pela planta em relação ao solo.

4.6.3 Cálcio (Ca) e Magnésio (Mg)

De acordo com os valores médios de cálcio e magnésio apresentados nas Figuras 50A e 50B, respectivamente, observa-se que, para o Ca, não houve diferenças estatísticas significativas em relação às doses de PATS aplicadas, onde o tratamento T₄ foi o que apresentou maior concentração desse nutriente na planta de girassol; já com relação ao Mg, constatou-se que o tratamento testemunha T₁ (somente água da rede de abastecimento) foi o que apresentou segundo maior valor médio, ficando atrás apenas do tratamento T₃.



Nota: T₁ – necessidade hídrica da cultura com somente água da rede de abastecimento (100% AA), T₂ – necessidade hídrica da cultura com 80% de AA e 20% de PATS, T₃ – necessidade hídrica da cultura com 60% de AA e 40% de PATS, T₄ – necessidade hídrica da cultura com 40% de AA e 60% de PATS, e T₅ – necessidade hídrica da cultura com 20% de AA e 80% de PATS. Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra nas colunas para cada tratamento não diferem entre si a 5 % de probabilidade pelo teste de Tukey.

Figura 50. Valores médios das variáveis Ca (A) e Mg (B) na composição do tecido vegetal da cultura do girassol em função das porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.

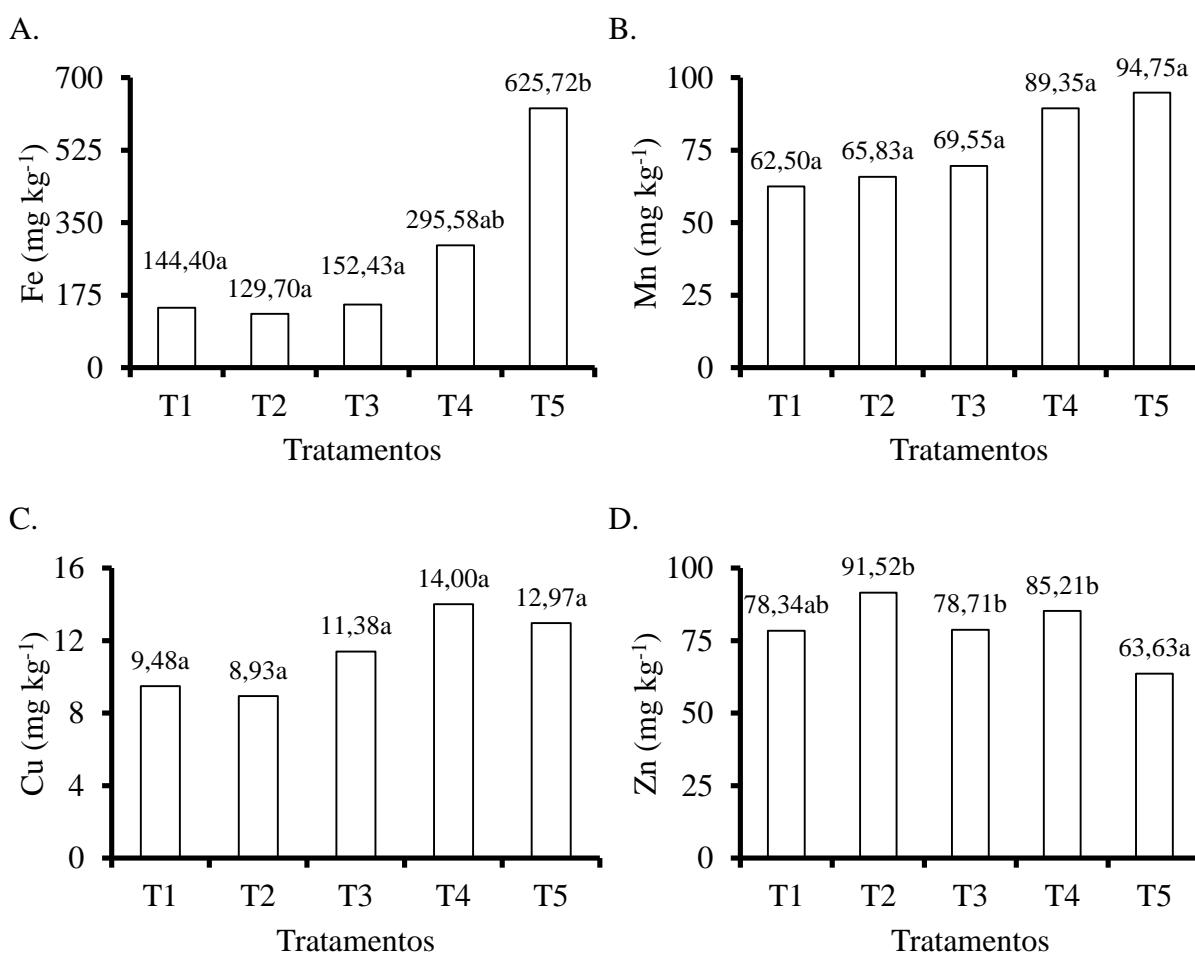
Ao se comparar com o nível crítico em faixa de suficiência dos principais nutrientes na cultura do girassol relatados por Queiroga (2011) e Cantarutti et al. (2007), observa-se que, para o Ca, todos os tratamentos apresentaram-se dentro da faixa de 17 – 22 g kg⁻¹, com exceção do tratamento T₄ que foi superior; e com relação ao Mg, os valores encontrados na presente pesquisa ficaram abaixo da faixa de 9 – 11 g kg⁻¹, para todos os tratamentos aplicados.

Os resultados encontrados corroboram com os de Matos et al. (2013), onde os referidos autores, ao aplicarem percolado de resíduos sólidos urbanos em solo cultivado com capim-Tifton 85, observaram que a concentração de K na parte vegetativa da cultura foi superior as concentrações de Ca e Mg.

4.6.4 Ferro (Fe), Manganês (Mn), Cobre (Cu) e Zinco (Zn)

Apesar da carência de estudos relacionando o ferro ao desenvolvimento fenológico do girassol, sabe-se que esse micronutriente é importante para as plantas, visto que o mesmo está relacionado ao processo de fotossíntese, a assimilação de alguns nutrientes e ao balanço hormonal (Souza et al., 2013a).

Na presente pesquisa, verificou-se que o tratamento T₅, com 80 % de PATS, apresentou um valor médio da concentração de Fe na composição do tecido vegetal do girassol bastante superior aos demais tratamentos (Figura 51A), evidenciando que a cultura fitoextraiu esse elemento do solo. Entre os tratamentos com proporções de PATS (T₂ a T₅), o tratamento T₂ foi o que apresentou menor valor médio de Fe.



Nota: T₁ – necessidade hídrica da cultura com somente água da rede de abastecimento (100% AA), T₂ – necessidade hídrica da cultura com 80% de AA e 20% de PATS, T₃ – necessidade hídrica da cultura com 60% de AA e 40% de PATS, T₄ – necessidade hídrica da cultura com 40% de AA e 60% de PATS, e T₅ – necessidade hídrica da cultura com 20% de AA e 80% de PATS. Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra nas colunas para cada tratamento não diferem entre si a 5 % de probabilidade pelo teste de Tukey.

Figura 51. Valores médios das variáveis Fe (A), Mn (B), Cu (C) e Zn (D) na composição do tecido vegetal da cultura do girassol em função das porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.

No que se refere ao manganês, observa-se na Figura 51B, que não houve diferenças estatísticas significativas entre as dosagens de PATS aplicadas, no entanto, os valores médios aumentaram à medida que foi sendo aplicadas dosagens maiores, ou seja, a presença de maiores concentrações de Mn no solo favoreceu maiores concentrações no tecido vegetal do girassol.

Na Figura 51C, pode-se verificar que as concentrações de cobre na composição do tecido vegetal do girassol, semelhante ao que ocorreu para o Mn, não apresentaram diferenças estatísticas significativas, onde o tratamento T₄ foi superior ao demais.

Tendo por base a faixa de suficiência dos principais nutrientes na cultura do girassol, observa-se que Cu encontra-se bastante inferior aos níveis críticos de 30 – 50 mg kg⁻¹, relatado por Queiroga (2011) e Cantarutti et al. (2007), o que pode-se afirmar que, mesmo não sendo as concentrações ideais para a cultura, não existe preocupação em ocorrer contaminação da cultura por esse elemento.

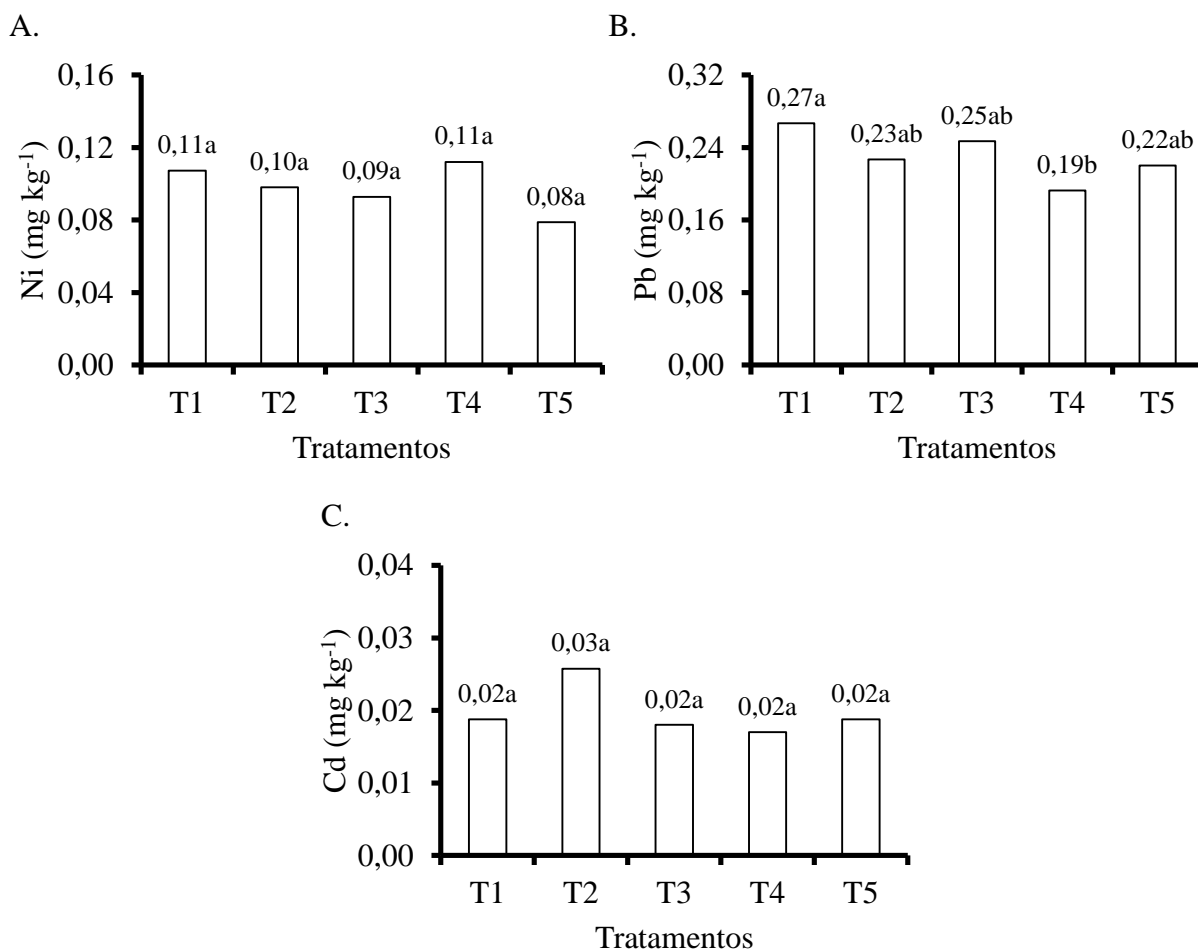
Em se tratando das concentrações de zinco encontradas na composição do tecido vegetal do girassol (Figura 51D), observa-se que os valores médios encontram-se dentro da faixa de suficiência (70 – 140 mg kg⁻¹) para a cultura do girassol, relatado por Queiroga (2011) e Cantarutti et al. (2007).

Queiroga (2011) ressalta ainda que o Zn é absorvido pelas plantas tanto por via radicular quanto por via foliar, sendo considerado como um nutriente altamente móvel, porém mais presente nas raízes.

4.6.5 Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Cádmiio (Cd)

Na composição do tecido vegetal do girassol analisado no presente trabalho, tanto as concentrações de níquel (Figura 52A) quanto às de cádmio (Figura 52C) não apresentaram diferenças estatísticas significativas, além do fato que as concentrações foram baixas e praticamente iguais para todas as doses de PATS aplicadas.

Em pesquisa realizada por Mesquita (2016), também não foram observados efeitos significativos das doses de percolado de aterros sanitários aplicadas, na concentração de Ni, Cd e Pb no tecido foliar do capim elefante.



Nota: T₁ – necessidade hídrica da cultura com somente água da rede de abastecimento (100% AA), T₂ – necessidade hídrica da cultura com 80% de AA e 20% de PATS, T₃ – necessidade hídrica da cultura com 60% de AA e 40% de PATS, T₄ – necessidade hídrica da cultura com 40% de AA e 60% de PATS, e T₅ – necessidade hídrica da cultura com 20% de AA e 80% de PATS. Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra nas colunas para cada tratamento não diferem entre si a 5 % de probabilidade pelo teste de Tukey.

Figura 52. Valores médios das variáveis Ni (A), Pb (B) e Cd (C) na composição do tecido vegetal da cultura do girassol em função das porcentagens de percolado aplicadas via sistema de irrigação.

Com relação ao chumbo (Figura 52B), houve diferenças estatísticas significativas com relação aos valores médios na concentração desse elemento no tecido vegetal do girassol, onde observou-se que o tratamento T₁, mesmo não apresentando proporções de PATS, foi o que apresentou uma maior concentração.

Souza et al. (2013b) e Lima et al. (2007) relatam que estudos com girassol vem demonstrando a presença de concentrações consideráveis de Pb em seus tecidos vegetais, o que pode indicar que essa cultura apresenta um potencial fitoextrator e hiperacumulador e pode ser utilizada como opção de fitorremediação em locais contaminados.

De fato a cultura do girassol absorveu por meio da fitoextração vários elementos que foram adicionados ao solo por meio das dosagens de PATS aplicadas, apresentando-se como

uma cultura viável para ser utilizada em solos, como opção alternativa para disposição e tratamento de percolado de aterros sanitários.

Devido as poucas informações na literatura com relação à presença de Ni, Cd e Pb na composição de tecido vegetal do girassol, recomenda-se mais estudos para de fato se ter informações mais precisas do comportamento desses elementos na cultura.

Analisando no geral as variáveis estudadas, pode-se afirmar que o tratamento que apresentou melhor desempenho com relação às características vegetativas, de produção e composição do tecido vegetal do girassol foi o tratamento T₃ (necessidade hídrica da cultura com 60% água de AA e 40% de PATS), visto que o tratamento T₃, para todas essas variáveis, não diferiu estatisticamente do tratamento T₂, e favoreceu uma economia maior de água de boa qualidade, utilizando mais percolado, e que elevadas concentrações de PATS aplicadas causaram redução na qualidade do solo e, conseqüentemente, diminuição na produção de biomassa dessa cultura e/ou elevadas concentrações no tecido vegetal.

Apesar do tratamento que apresentou-se como sendo o mais viável para fertirrigação conter somente 40 % de PATS, conforme destacado por Lucas Filho et al. (2001), considerando em termos quantitativos, o volume de águas residuárias disponibilizadas para a prática agrícola é insignificante diante do total de água necessária para tal atividade, porém, essas águas residuárias constituem uma fonte alternativa de água disponível e fertilizantes, onde mesmo nos casos em que não se obtém os rendimentos máximos, ainda assim representam retornos econômicos importantes.

Constatou-se assim que o PATS utilizado como fertirrigação no girassol cultivado no experimento apresentou-se como sendo um resíduo líquido com potencial para uso nos cultivos agrícolas, principalmente de oleaginosas e forrageiras, favorecendo ainda a geração de material para fins energéticos e biomassa vegetal, devendo-se atentar apenas para a dosagem aplicada, ao tipo de solo que será utilizado e a profundidade do lençol freático.

O fato de se utilizar o percolado de aterros sanitários na produção agrícola de girassol favoreceu tanto uma destinação final e tratamento adequado para esse resíduo líquido, como também a economia de recursos hídricos de boa qualidade, principalmente por ser em região semiárida que apresenta constante escassez hídrica e grande demanda energética.

5 CONCLUSÕES

O cultivo de girassol fertirrigado com PATS apresentou-se viável, sendo uma alternativa para tratamento e disposição final desse resíduo líquido nas próprias células dos aterros sanitários, visando à produção de biocombustível e biomassa vegetal para fins energéticos, além de minimizar a erosão do solo que cobrem as células de resíduos sólidos urbanos e de economizar os recursos hídricos de boa qualidade.

Com relação às alterações nos atributos químicos do solo em estudo, somente os valores de $CE_{1:2,5}$, P, Fe e Zn foram influenciados significativamente pelas dosagens de PATS aplicadas em interação com o tempo de aplicação e em relação as duas profundidades estudadas (interação Trat x P x T), no entanto, o pH do solo foi provavelmente o atributo que mais influenciou na disponibilidade dos demais elementos presentes no solo.

Os teores de N, Ca, Mg, Fe e Cd reduziram consideravelmente ao longo do tempo de aplicação dos tratamentos.

Em relação à profundidade do solo, os valores de pH, $CE_{1:2,5}$, N, P, Na, Ca, M.O., SB, CTC, t, V, PST, Mn, Zn e Pb diminuíram, ao longo do perfil do solo, e Fe aumentou. As concentrações de Cu, Ni e Cd foram praticamente constantes; as de K e Mg não apresentaram um padrão de variação, em função da variação no PATS, e as de Al^{3+} , H+Al e m foram nulas.

No que se refere às características produtivas e nutricionais do girassol, evidenciou-se que as variáveis AP, NF, DCaule, DCapítulo, Peso das sementes, P, Na, Mg, Fe, Mn, Zn e Pb sofreram efeito significativo entre os tratamentos aplicados.

O tratamento que apresentou melhor resultado com relação às características vegetativas, de produção e composição do tecido vegetal do girassol foi o tratamento T₃ (necessidade hídrica da cultura com 60% de AA e 40% de PATS), e que, elevadas concentrações de PATS aplicadas no solo causam redução na sua qualidade e, conseqüentemente, diminuição na produção de biomassa dessa cultura e/ou elevadas concentrações no tecido vegetal.

Analisando as alterações no desempenho de sistema de irrigação por gotejamento, causadas pela aplicação de percolado de aterros sanitários, constatou-se que a perda de carga distribuída não foi totalmente desprezada e que o posicionamento das parcelas selecionadas influenciou na variação de vazão dos gotejadores. Houve entupimento parcial dos gotejadores, onde o fato da regulagem do tempo e volume de irrigação por meio de válvulas alterou a pressão de serviço, diminuindo a deposição de sedimentos e formação de biofilme no interior das linhas gotejadoras.

REFERÊNCIAS

- Agourakis, D. C.; Camargo, I. M. C.; Cotrim, M. B.; Flues, M. Comportamento de zinco e manganês de pilhas alcalinas em uma coluna de solo. *Revista Química Nova*, v.29, n.5, p.960-964, 2006.
- Allen, R. G.; Pereira, L. S.; Raes, D.; Smith, M. Evapotranspiración del cultivo, Guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos. Roma: FAO, 2006. 298p.
- Almeida, O. A. Qualidade da água de irrigação. 1 ed. Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2010. 227p.
- Alvares, C. A.; Stape, J. L.; Sentelhas, P. C.; Gonçalves, J. L. M.; Sparovek, G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v.22, p. 711-728, 2013.
- Anami, M. H.; Sampaio, S. C.; Suszek, M.; Gomes, S. D.; Queiroz, M. M. F. Deslocamento miscível de nitrato e fosfato proveniente de água residuária da suinocultura em colunas de solo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. Campina Grande, v. 12, n. 1, p. 75-80, 2008.
- Andrade Filho, J. Cultivo da mamona utilizando percolado de aterro sanitário como fonte hídrica e nutricional. Mossoró: UFERSA, 2016. 112f. Tese (Doutorado em Manejo de Solo e Água) – Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró.
- Andrade, L. O.; Gheyi, H. R.; Nobre, R. G.; Dias, N. S.; Nascimento, E. C. S. Qualidade de flores de girassóis ornamentais irrigados com águas residuária e de abastecimento. *Idesia*. Chile, v. 30, n. 2, p. 19-27, 2012.
- Aniceto, K. C. P.; Horbe, A. M. C. Solos urbanos formados pelo acúmulo de resíduos em Manaus, Amazonas, Brasil. *Revista Acta Amazônica*. Manaus, v. 42, n. 1, p. 135-148, 2012.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). NBR 10.004. Resíduos sólidos – classificação. Rio de Janeiro: ABNT, 2004a, 77p.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). NBR 8.419. Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos – Procedimentos. Rio de Janeiro: ABNT, 2004b, 13p.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). NBR 10.005. Lixiviação de resíduos. Rio de Janeiro: ABNT, 2004c. 10p.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). NBR 10.006 Solubilização de resíduos. Rio de Janeiro: ABNT, 2004d. 2p.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). NBR 10.007. Amostragem de resíduos sólidos. Rio de Janeiro: ABNT, 2004e. 21p.

- Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). NBR 13.969. Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro: ABNT, 1997, 60p.
- Ayers, R. S.; Westcot, D. W. A qualidade da água na agricultura. Traduzida por GHEYI, H. R.; MEDEIROS, J. F.; DAMACENO, F. A. V. Campina Grande: UFPB, 1999. 153 p. (Estudos FAO 29, 1999).
- Azevedo, J.; Dutra, I. C. B.; Costa, F. G. B.; Batista, R. O.; Costa, L. R. Alterações químicas de cambissolo fertirrigado com água residuária doméstica tratada. Revista Agropecuária Científica no Semiárido. Campina Grande, v. 9, n. 2, p. 66-76, 2013.
- Barbosa, M. S.; Santos, M. E. P.; Medeiros, Y. D. P. Viabilidade do reuso de água como elemento mitigador dos efeitos da seca no semiárido da Bahia. Ambiente & Sociedade, São Paulo, v. 17, n. 2, p. 17-32, 2014.
- Barros, H. L. Estudo de balanço hídrico em aterro sanitário por meio de lisímetros de grandes dimensões. Viçosa: UFV, 2004. 112f. Dissertação (Mestrado em Geotecnia Ambiental) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.
- Barroso, L. B.; Wolff, D. B. Reuso de esgoto sanitário na irrigação de culturas agrícolas. Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia, v. 8, n. 3, p. 225-236, 2011.
- Bataglia, O.C.; Furlani, A.M.C.; Teixeira, J.P.F.; Furlani, P.R.; Gallo, J.R. Métodos de análise química de plantas. Campinas: Instituto Agrônomo, 1983. 48p. (Boletim Técnico, 78).
- Batista, R. O.; Oliveira, R. A.; Santos, D. B.; Mesquita, F. O.; Silva, K. B. Suscetibilidade ao entupimento de gotejadores operando com água residuária de suinocultura. Water Resources and Irrigation Management, v. 2, p. 19-25, 2013.
- Batista, R. O.; Soares, A. A.; Moreira, D. A.; Feitosa, A. P. F.; Bezerra, J. M. Influência de diferentes qualidades de esgoto doméstico na vazão de gotejadores. Revista Caatinga, Mossoró, v. 24, n. 3, p. 128–134, 2011.
- Batista, R. O.; Souza, J. A. R.; Ferreira, D. C. Influência da aplicação de esgoto doméstico tratado no desempenho de um sistema de irrigação. Revista Ceres, Viçosa, v. 57, n. 1, p. 18-22, 2010a.
- Batista, R. O.; Oliveira, R. A.; Soares, A. A.; Matos, A. T.; Cecon, P. R. Vazão de gotejadores utilizados na fertirrigação com água residuária de suinocultura. Engenharia na Agricultura, Viçosa, v.18, n.5, p. 413-418, 2010b.
- Batista, R. O.; Soares, A. A.; Matos, A. T.; Mantovani, E. C.; Euclides, R. M. Susceptibilidade do entupimento de gotejadores mediante a aplicação de esgoto sanitário tratado. Engenharia na Agricultura, Viçosa, v.14. n.2, p. 81-87, 2006.
- Bedin, M. F. M. Avaliação da toxicidade do percolado proveniente de dois locais de disposição de resíduos sólidos urbanos, aterro de Passo Fundo e de Carazinho. Passo Fundo: UPF, 2011. 46p. Monografia (Engenharia Ambiental) – Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo.

- Bene, C. D.; Pellegrino, E.; Debolini, M.; Silvestri, N.; Bonari, E. Short and long term effects of olive mill wastewater land spreading on soil chemical and biological properties. *Soil Biology & Biochemistry*, v. 56, p. 21-30, 2013.
- Bezerra, B. G.; Fidelis Filho, J. Análise de crescimento da cultura do algodoeiro irrigada com águas residuárias. *Revista Ciência Agronômica*, Fortaleza, v. 40, n. 3, p. 339-345, 2009.
- Blamey, F. P. C.; Zollinger, R. K.; Seiter, A. A. Sunflower production and culture. In: Seiter, A. A. ed. *Sunflower technology and production*. Madison, American Society of Agronomy, 1997. p.595-670.
- Bonacin, G. A.; Rodrigues, T. J. D.; Cruz, M. C. P.; Banzatto, D. A. Características morfofisiológicas de sementes e produção de girassol em função de boro no solo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.13, n.2, p.111-116, 2009.
- Brás, I.; Santos, L.; Alves, A. Monitoring organochlorine pesticides from landfill leachates by gas chromatography-electron-capture detection after solid-phase microextraction, *J. Chromatogr. A.*, 981, 2000, p. 305-311.
- Brasil. Agência Nacional de Águas. Panorama da qualidade das águas superficiais do Brasil 2012. Brasília: ANA, 2012a. 264 p.
- Brasil. Centro de Gestão e Estudos Estratégicos. A questão da água no Nordeste. Brasília: CGEE, 2012b. 436p.
- Brasil. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Anuário estatístico de Agroenergia. 2012c. Brasília: MAPA/ACS; Secretaria de Produção e Agroenergia 2013. 284 p. Disponível em < http://www.agricultura.gov.br/arq_editor/file/Desenvolvimento_Sustentavel/Agroenergia/anuario_agroenergia_web_2012.pdf>. Acesso em: 2 jun. 2016.
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamentos de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Brasília, 2011.
- Brasil. Política Nacional dos Resíduos Sólidos. Lei nº 12.305, de 2 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.
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Brasília, 2009.
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH). Resolução nº 54, de 28 de Novembro de 2006. Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reuso direto não potável da água. Brasília, 2006.

- Brasil. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Brasília, 2005.
- Brasil. Política Nacional de Recursos Hídricos. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989.
- Brentano, D. M. Desenvolvimento e aplicação do teste de toxicidade crônica com *Daphnia magna*: avaliação de efluentes tratados de um aterro sanitário. Florianópolis: UFSC, 2006. 145f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- Brito, F. B.; Rolim, M. M.; Silva, J. A. A.; Pedrosa, E. M. R. Qualidade do percolado de solos que receberam vinhaça, em diferentes doses e tempo de incubação. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 11, n. 3, p. 318-323, 2007.
- Brito-Pelegrini, N. N.; Pelegrini, R. T.; Paterniani, J. E. S. Caracterização física, química e biológica do percolado do aterro sanitário da cidade de Limeira-SP. *Revista Engenharia Ambiental, Espírito Santo do Pinhal*, v. 4, n. 1, p. 54-66, 2007.
- Brown, P. H.; Welch, R. M.; Cary, E. E. Nickel: A micronutrient essential for higher plants. *Plant Physiol. Rockville*, v.85, 1987, p. 801-803.
- Brunete-Sánchez, C.; Miguel, E.; Tadeo, J. L. Analysis of 27 polycyclic aromatic hydrocarbons by matrix solid-phase dispersion and isotope dilution gas chromatography-mass spectrometry in sewage sludge from the Spanish area of Madrid. *Journal of Chromatography A, Amsterdam*, v. 1148, p. 219-227, 2007. US EPA - United States Environmental Protection Agency. Clean Water Act. Boston, 2007.
- Calegari, A.; Alcântara, P. B.; Miyasaka, S. Amado, T. J. C. Caracterização dos principais espécies de adubo verde. In: Calegari, A.; Mondardo, A.; Bulisani, E. A.; Wildner, L. P.; Costa, M. B. B.; Alcântara, P. B.; Miyasaka, S.; Amado, T. J. C. Adubação verde no sul do Brasil. 2. ed. Rio de Janeiro: AS-PTA, 1993. 344p.
- Cantarutti, R. B.; Barros, N. F.; Martinez, H. E. P.; Novais, R. F. Avaliação da fertilidade do solo e recomendação de fertilizantes. In: Novais, R. F.; Alvarez, V. V. H.; Barros, N. F.; Fontes, R. L. F.; Cantarutti, R. B.; Neves, J. C. L., eds. Fertilidade do solo. Viçosa: SBCS, 2007. p. 769-850.
- Caovilla, F. A.; Sampaio, S. C.; Pereira, J. O.; Vilas Boas, A. M.; Gomes, B. M.; Figueiredo, C. A. Lixiviação de nutrientes provenientes de águas residuárias em colunas de solo cultivado com soja. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.9, (Suplemento), p.283-287, 2005.
- Capra, A.; Scicolone, B. Recycling of poor quality urban wastewater by drip irrigation systems. *Journal of Cleaner Production*, v. 15, n. 16, p. 1529-1534, 2007.

- Capra, A.; Scicolone, B. Emitter and filter tests for wastewater reuse by drip irrigation. *Agricultural Water Management*, v. 68, p.135-149, 2004.
- Capra, A.; Scicolone, B. Water quality and distribution uniformity in drip/trickle irrigation systems. *Journal of Agricultural Engineering Research*, v. 70, p. 355-365, 1998.
- Carmo, C. A. F. de S.; Araújo, W. S. de; Bernardi, A. C. de C.; Saldanha, M. F. C. Métodos de análise de tecidos vegetais utilizados na Embrapa Solos. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 2000, 41 p. (Circular Técnica, n.06).
- Carniato, J. G.; Geraldo, S. M.; Brito-Pelegrini, N. N.; Parteniani, J. E. S.; Pelegrini, R. T. Avaliação da toxicidade de percolado de resíduos sólidos pós-tratamento biológico e fotocatalítico. *Revista Engenharia Ambiental, Espírito Santo do Pinhal*, v. 4, n. 2, p. 92-101, 2007.
- Carrão-Panizzi, M. C.; Mandarino, J. M. G. Produtos Protéicos do girassol In: _ Girassol no Brasil. Editores, Regina Maria Villas Bôas de Campo Leite, Alexandre Magno Brighenti, César de Castro. Londrina: Embrapa Soja, 2005. cap. 4 p. 51-68.
- Carvalho, C. G. P. de; Oliveira, A. C. B. de; Amabile, R. F.; Carvalho, H. W. L. de; Oliveira, I. R. de; Godinho, V. de P. C.; Ramos, N. P.; Leite, R. M. V. B. de C.; Goncalves, S. L.; Brighenti, A. M. Cultivar de girassol: BRS 324 – variedade com alto teor de óleo e precocidade. Londrina: EMBRAPA Soja, 2013, 2 p. (Folder, n.09).
- Carvalho, A. L.; Matos, A. T.; Hamakawa, P. J.; Azevedo, R. F. Produção de percolado por resíduos sólidos urbanos de diferentes idades, na presença de resíduos da construção civil e sob recirculação. *Engenharia na Agricultura. Viçosa*, v. 14, n. 2, p. 131-138, 2006.
- Castiglioni, V. B. R.; Balla, A.; Castro, C.; Silveira, J. M. Fases de desenvolvimento da planta de girassol. Londrina: Embrapa-CNPSO (Embrapa-CNPSO. Documentos, 59), 1997. 24p.
- Castro, C. de; Farias, J. R. B. Ecofisiologia do Girassol. In: Girassol no Brasil. Editores, Regina Maria Villas Bôas de Campo Leite, Alexandre Magno Brighenti, César de Castro. Londrina: Embrapa Soja, 2005. cap. 9 p. 163-218.
- Castro, C.; Oliveira, F.A. Nutrição e adubação do girassol. In: Leite, R. M. V. B. de C.; Brighenti, A. M.; Castro, C., eds. Girassol no Brasil. Londrina: Embrapa Soja, 2005. p.317-373.
- Castro, C.; Castiglioni, V. B. R.; Balla, A.; Leite, R. M. V. B. C.; Karam, D.; Mello, H. C.; Guedes, L. C. A.; Farias, J. R. B. A cultura do girassol. Londrina: Embrapa-CNPSO (Embrapa-CNPSO. Circular Técnica, 13), 1997. 36p.
- Cavalcante Júnior, E. G. Produção e necessidade hídrica da cultura do girassol irrigado na chapada do Apodi. 2011. 61f. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) – Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró-RN, 2011.
- Ceará (2002). Portaria nº154, de 22 de julho de 2002. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras.

- Celere, M. S.; Oliveira, A. S.; Trevilato, T. M. B.; Segura-Muñoz, S. I. Metais presentes no chorume coletado no aterro sanitário de Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil, e sua relevância para saúde pública. *Caderno de Saúde Pública*, Rio de Janeiro, v. 23, n. 4, p. 939-947, 2007.
- Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais – CFSEMG. *Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais – 5ª aproximação*. Viçosa-MG: 1999. 359p.
- Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – CETESB. *Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo, substituindo os Valores Orientadores de 2001, e dá outras providências*. São Paulo, Cetesb, 2005.
- Chevremont, A. C.; Boudenne, J. L.; Coulomb, B.; Farnet, A. M. Impact of watering with UV-LED-treated wastewater on microbial and physico-chemical parameters of soil. *Water Research*, Londres, v. 47, n. 1, p. 1971-1982, 2013.
- Christensen, T. H.; Bjerg, P. P. L.; Jensen, D. L.; J. B.; Christensen, A.; Baum, A.; Albrechtsen, H-J.; Heron, G. Biochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry*. London, v.16, p. 659-718, 2001.
- Cirilo, J. A. C. *Água e desenvolvimento: Estudo de caso no semiárido brasileiro*. Caruaru: UFPE. 2010. 74p. Tese Professor Titular.
- Coelho, D. C. L.; Batista, R. O.; Mesquita, F. O.; Silva, K. B.; Alvez, S. M. C.; Gurgel, M. T. Trace elements in Ultisol irrigated with landfill leachate and public-supply water. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. Campina Grande, v. 20, n. 8, p. 769-774, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v20n8p769-774>
- Coelho, D. C. L.; Batista, R. O.; Oliveira, A. F. M.; Silva, K. B. Alterações químicas de Argissolo irrigado com percolado de aterro sanitário e água de abastecimento. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. Campina Grande, v. 19, n. 6, p. 598-604, 2015a. <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v19n6p598-604>
- Coelho, D. C. L.; Batista, R. O.; Silva, P. C. M.; Mesquita, F. O. Produção de capim elefante utilizando percolado de aterro sanitário. *Bioscience Journal*. Uberlândia, v. 31, n. 3, p. 830-840, 2015b. <http://dx.doi.org/10.14393/BJ-v31n3a2015-22400>
- Coelho, D. C. L.; Batista, R. O.; Silva, P. C. M.; Dias, N. S.; Silva, K. B.; Costa, F. G. B. Alterações do teor de ferro em Argissolo irrigado com percolado de aterro sanitário. In: *I Congresso de Agroecologia do Semiárido / VII Simpósio Brasileiro sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável do Semiárido, 2015, Mossoró – RN. Anais... 2015c*.
- Coelho, D. C. L.; Silva, K. M. P.; Silva, K. B.; Santos, W. O.; Mesquita, F. O.; Batista, R. O. Caracterização do percolado produzido no aterro sanitário do município de Mossoró/RN. In: *III Inovagri International Meeting, 2015d, Fortaleza – CE. Anais... 2015d*. <http://dx.doi.org/10.12702/iii.inovagri.2015-a214>

- Coelho, D. C. L. Atributos químicos de um argissolo e produção de capim elefante decorrentes da aplicação de percolado de aterro sanitário. Mossoró: UFERSA, 2013. 100f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró. <http://dx.doi.org/10.12702/D.C.L.Coelho-DC-000000003>.
- Companhia Nacional de Abastecimento – CONAB. Acompanhamento da safra brasileira. Oitavo levantamento safras 2015/2016. 2016. Disponível em: <http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/16_05_27_09_24_04_boletim_graos_mai_2016_-_final.pdf>. Acesso em: 27 mai. 2016.
- Companhia Nacional de Abastecimento – CONAB. Acompanhamento da safra brasileira. Terceiro levantamento safras 2012/2013 e 2013/2014. 2014. Disponível em: <<http://www.conab.gov.br>>. Acesso em: 27 mai. 2016.
- Condé, M. S.; Homem, B. G. C.; Almeida Neto, O. B.; Santiago, A. M. F. Influência da aplicação de águas residuárias de criatórios de animais no solo: atributos químicos e físicos. Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável, Rio Pomba, v. 2, n. 1, p. 99-106, 2012.
- Costa, F. G. B. Uso de água resíduária de origem doméstica no cultivo do girassol no assentamento Milagres. Mossoró: UFERSA, 2012. 92f. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) – Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró.
- Cunha, L. M. V. Potencial de reuso da água captada de um sistema de criação de tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*) e cultivo de alface (*Lactuca sativa*). Janaúba: UNIMONTES, 2008. 94f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal no Semi-Árido) – Universidade Estadual de Montes Claros, Janaúba.
- Dall Agnol, A.; Vieira, O. V.; Leite, R. M. V. B. de C. Origem e História do Girassol. Editores, Regina Maria Villas Bôas de Campo Leite, Alexandre Magno Brighenti, César de Castro. Londrina: Embrapa Soja, 2005. cap. 1 p. 1-14.
- Delfelipo, B. V., Ribeiro, A. C. Análise química do solo (metodologia). Viçosa, MG: UFV, Imp. Univ., 1981. 17p. (Boletim de Extensão, n. 29).
- Dias, N. S.; Silva, M. R. F.; Gheyi, H. R. Recursos hídricos: usos e manejos. 1. ed. São Paulo: Livraria da Física, 2011. 152p.
- Donagema, G. K.; Campos, D. V. B.; Calderano, S. B.; Teixeira, W. G.; Viana, J. H. M. Manual de métodos de análise de solos. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011. 230p.
- Dutra, I. C. B. Uso de água resíduária de origem doméstica no cultivo da pimenta malagueta na região da Chapada do Apodi-RN. Mossoró: UFERSA, 2013. 69f. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) – Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró.
- Dyminski, A. S. Contaminação de solos e águas subterrâneas. Curitiba, PR: Universidade Federal do Paraná, 2006, 19p. (Caderno Didático, TC-019).

- Eduardo, J. Avaliação das características microbiológicas e físico-químicas do lixiviado (chorume) no processo de tratamento do Aterro Metropolitano de Gramacho (RJ-Brasil). Rio de Janeiro: UERJ, 2007. 98f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- El Fadel, M.; Douseid, E.; Chahine, W.; Alaylic, B. Factors influencing solid waste generation and management. *Waste Management*, Amsterdam, v. 22, p. 269-276, 2002.
- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 3.ed. Brasília: Embrapa Solos, 2013. 353p.
- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 2006. 412p.
- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA. Manual de métodos de análise de solo. 2. ed. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997. 212 p.
- Erthal, V. J. T.; Ferreira, P. A.; Matos, A.T.; Pereira, O. G. Alterações físicas e químicas de um Argissolo pela aplicação de água residuária de bovinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 14, n. 5, p. 467-477, 2010.
- Fagundes, M. H. Sementes de Girassol: alguns comentários. FGV. Preços agropecuários. 2012. Disponível em: <<http://www.portallibre.fgv.br/>>. Acesso em: 23 jun. 2016.
- Farias, F. P.; Fonseca, M. A.; Palma, M. S. A. Formação de fenolato de sódio e acetato de sódio no processo de extração de fenol em acetato de butila com hidróxido de sódio. In: XXXI Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Química, Águas de Lindóia, São Paulo – Brasil, 2008.
- Federação das Indústrias do Estado do Rio de Janeiro – FIRJAN. Manual de conservação e reuso da água na indústria. Rio de Janeiro: DIM, 2006.
- Ferreira, D. F. Sisvar: a Guide for its Bootstrap procedures in multiple comparisons. *Ciênc. agrotec.* [online]. 2014, vol.38, n.2 [citado 2015-10-17], pp. 109-112 . Disponível em: ISSN 1413-7054. <<http://dx.doi.org/10.1590/S1413-70542014000200001>>.
- Ferreira, A. L. L. Cultivo de oleaginosas em solos tratados com chorume de aterros sanitários. Mossoró: UFERSA, 2013. 69f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró.
- Ferreira, D. F. Sisvar: a computer statistical analysis system. *Ciência e Agrotecnologia (UFLA)*, v. 35, n.6, p. 1039-1042, 2011.
- Féris, L. A.; Tartari, L. C. Avaliação do Processo de Tratamento do Chorume do Aterro Sanitário de Novo Hamburgo. *Revista de Divulgação de Ciência e Tecnologia. Novo Hamburgo*, v.6, p. 66-74, 2005.
- Fonseca, A. F.; Herpim, U.; Paula, A. M.; Victória, R. L.; Melfi, A. J. Agricultural use of treated sewage effluents: Agronomic and environmental implications and perspectives for Brazil. *Scientia Agricola*, v. 64, n. 2, p. 194-209, 2007.

- Garcia, G. O.; Rigo, M. M.; Cecílio, R. A.; Reis, E. F.; Bauer, M. O.; Rangel, O. J. P. Propriedades químicas de um solo cultivado com duas forrageiras fertirrigadas com esgoto doméstico tratado. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*. Recife, v. 7, suppl., p. 737-742, 2012.
- Gazzola, A.; Ferreira Júnior, C. T. G.; Cunha, D. A.; Bortolini, E.; Paiao, G. D.; Primiano, I. V.; Pestana, J.; D'Andréa, M. S. C.; Oliveira, M. S. A cultura do girassol. Piracicaba: Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2012. 69p.
- Gheyi, H. R.; Paz, V. P. S.; Medeiros, S. S.; Galvão, C. O. Recursos hídricos em regiões semiáridas. 1. ed. Cruz das Almas: UFRB, 2012. 258p.
- Giordano, G.; Barbosa Filho, O.; Carvalho, R. J. Processos físico-químicos para tratamento do chorume de aterros de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, RJ: Coletânea em Saneamento Ambiental, COAMB/ FEM / UERJ, 2011. 178p. (Série Temática: Tecnologias Ambientais – Volume 4).
- Gomes, T. L. Avaliação quali-quantitativa do percolado gerado no aterro controlado de Santa Maria-RS. Santa Maria: UFSM, 2005 96p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.
- Gomes, E. R. S.; Sampaio, S. C; Corrêa, M. M.; Vilas Boas, M. A.; Alves, L. F. A.; Alves sobrinho, T. Movimento de nitrato proveniente de água residuária em colunas de solo. *Revista Engenharia Agrícola*, v.24, n.3, p.557-568, 2004.
- Gonçalves, I. Z.; Garcia, G. O.; Rigo, M. M.; Reis, E. F.; Tomaz, M. A. Nutrition and growth of the conilon coffee after application of treated wastewater. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, Recife, v. 8, n. 1, p.71-77, 2013.
- Gonçalves, A. D. M. A. Efeito da temperatura no transporte dos íons potássio e nitrato no solo. Piracicaba: ESALQ/USP, 2007. 82p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba.
- Google Earth. Disponível em: < <http://maps.google.com.br/maps>>. Acesso em: 04 mai. 2016.
- Gutierrez, K. G. Remoção de metais pesados de percolado submetido à recirculação em células de resíduo sólido urbano. Viçosa: UFV, 2006. 101f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.
- Gutierrez, K. G.; Matos, A. T.; Rossmann, M. Influência da presença de camada de resíduos de construção civil na remoção de metais pesados em percolado recirculado de aterro sanitário. *Revista Ambiente e Água*, Taubaté, v. 5, n. 2, p. 87-98, 2010.
- Hespanhol, I. Um novo paradigma para a gestão de recursos hídricos. *Estudos Avançados*, São Paulo, v. 22, n. 63, p. 131-158. 2008.
- Homem, B. G. C.; Almeida Neto, O. B.; Santiago, A. M. F.; Souza, G. H. Dispersão da argila provocada pela fertirrigação com águas residuárias de criatórios de animais. *Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável*, v. 2, p. 89-98, 2012.

- Hooking, P.J.; Steer, B.T. Uptake and partitioning of selected mineral elements in sunflower (*Helianthus annuus* L) during growth. *Field Crops Research*, 6:93-107, 1983.
- Huang, B.; Li, Z.; Huang, J.; Gou, L.; Nie, X.; Wang, Y.; Zhang, Y.; Zeng, G. Adsorption characteristics of Cu and Zn onto various size fractions of aggregates from red paddy soil. *Journal of Hazardous Materials*, v. 264, p. 176-183, 2013.
- Hypolito, R.; Ezaki, S. Íons de metais pesados em sistema solo-lixo-chorume-água de aterros sanitários da região metropolitana de São Paulo-SP. *Revista Águas Subterrâneas*, São Paulo, v. 20, n. 1, p. 99-114, 2006.
- Iwai, C. K. Tratamento de chorume através de percolação em solos empregados como material de cobertura de aterros para resíduos sólidos urbanos. Bauru: UNESP, 2005. 222f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Industrial) – Universidade Estadual Paulista, Bauru.
- Kemerich, P. D. C.; Mendes, S. A.; Vorpagel, T. H.; Piovesan, M. Impactos ambientais decorrentes da disposição inadequada de lixo eletrônico no solo. *Revista Engenharia Ambiental*, Espírito Santo do Pinhal, v. 10, n. 2, p. 208-219, 2013.
- Kjeldsen, P.; Barlaz, M. A.; Rooker, A. P.; Baun, A.; Ledin, A.; Christensen, T. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. *Environmental Science and Technology*. Denmark, v. 32, n. 4, p. 297 - 336, 2002.
- Kohn, O.; Chen-Hamacher, X.; Hicke, K.; Thiermann, W. Leachate treatment by the combination of photochemical oxidation with biological process. *Journal of Photochemical Photobiology*. V. 162, p. 261-271, 2004.
- Korf, E. P.; Melo, E. F. R. Q.; Thomé, A.; Escosteguy, P. A. V. Retenção de metais em solo da antiga área de disposição de resíduos sólidos urbanos de Passo Fundo – RS. *Revista de Ciências Ambientais*, Canoas, v. 2, n. 2, p. 43-60, 2008.
- Laueremann, A. Caracterização química dos efluentes gerados pelo aterro controlado de Santa Maria e retenção de chumbo e zinco por um argissolo da depressão central do Rio Grande do Sul. Santa Maria: UFSM, 2007. 72f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.
- Lee, M.; Yeh, Y.; Hsiang, W.; Chen, C. Application of solid-phase microextraction and gas chromatography-mass spectrometry for the determination of chlorophenols in urine, *J. Chromatogr. B*, 707, 1998, p. 91-97.
- Leite, C. M. B.; Bernardes, R. S.; Oliveira, S. A. Método Walkley-Black na determinação da matéria orgânica em solos contaminados por chorume. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. Campina Grande, v. 8, n. 1, p. 111-115, 2004.
- Lesikar, B. J.; Weynand, V. L.; Persyn, R. A. Evaluation of the application uniformity of subsurface drip distribution systems. In: ON – SITE WASTEWATER TREATMENT, 10., Sacramento, 2004. Proceedings... St. Joseph: ASAE, 2004. p. 73-83. (Paper n. 701P0104).

- Lima, C. V. S.; Silva, A. A.; Souza, E. D.; Meurer, E. J.; Anghinoni, I.; Shimidt, R. O. Bioacumulação de chumbo por girassol em argissolo vermelho-amarelo distrófico arênico. 2007. In: XXXI Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 2007, Gramado. Anais... Gramado: 2007.
- Lira, M. A.; Carvalho, H. W. L.; Chagas, M. C. M.; Bristot, G.; Dantas, J. A.; Lima, J. M. P. Avaliação das potencialidades da cultura do girassol, como alternativa de cultivo no semiárido nordestino. Natal: EMPARN (Documentos, 40), 2011. 40p.
- Lo Monaco, P. A. V.; Matos, A. T. de; Martinez, H. E. P. Ferreira, P. R.; Ramos, M. M. Características químicas do solo após a fertirrigação do cafeeiro com águas residuárias da lavagem e descascamento de seus frutos. Irriga, Botucatu, v. 14, n. 3, p. 348-364, 2009.
- Lôbo, E. M. P. S. Estudo Comparativo das Características dos Líquidos Percolados Gerados no Aterro Metropolitano – PB e no Aterro da Muribeca – PE. Recife: UFPE, 2006. 127f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- Lopes, H. S. S. Tecnologias limpas aplicadas ao tratamento de águas residuárias domésticas para reuso no semiárido. Mossoró: UFERSA, 2012. 103f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró.
- Lopes, P. V. L.; Martins, M. C.; Tamai, M. A.; Oliveira, A. C. B.de.; Carvalho, C. G. P. de. Produtividade de genótipos de girassol em diferentes épocas de semeadura no oeste da Bahia. Pelotas: Embrapa Clima Temperado (Comunicado Técnico, 208), 2009. 4p.
- Lucas Filho, M.; Pereira, M. G.; Lima, A. M.; Silva, D. A.; Fonseca, F. C. E. Avaliação preliminar do potencial de reuso de águas residuárias tratadas em culturas de milho (*Zea mays*). In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 21., 2001, João Pessoa- PB. Anais... João Pessoa: ABES, 2001. p.1-7.
- Machado, M. E.; Menezes, J. C. S. S.; Costa, J. F. C. L.; Schneider, I. A. H. Análise e avaliação da distribuição de metais pesados em um antigo aterro de resíduos sólidos urbanos “Aterro Invernadinha”. Evidência, Gravataí, v. 11, n. 2, p. 69-82, 2011.
- Malavolta, E.; Vitti, G. C.; Oliveira, S. A. Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações. 2. ed. Piracicaba: Potafós, 1997. 319 p.
- Marnie, L. W.; Bitton, G.; Townsend, T. Heavy metal binding capacity (HMBC) of municipal solid waste landfill leachates. Chemosphere, Oxford, v.60, n.2, p.206-215, 2005.
- Marques, R. F. P. V. Impactos ambientais da disposição de resíduos sólidos urbanos no solo e na água superficial em três municípios de minas gerais. Lavras: UFLA, 2011. 95f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras.
- Martins, D. F. F. Estudo integrado do potencial fitorremediador da *Eichhonia crassipes* em ambientes naturais e sua utilização para obtenção de extratos proteicos. Natal: UFRN, 2014. 174f. Tese (Doutorado em Química) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal.

- Martins, C. L.; Castilhos Júnior, A. B.; Costa, R. H. R. Desempenho de sistema de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com recirculação do efluente. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 15, n. 4, p. 401-410, 2010.
- Matos, A. T.; Silva, D. F.; Lo Monaco, P. A. V.; Pereira, O. G. Produtividade e composição química do capim-tifton 85 submetido a diferentes taxas de aplicação do percolado de resíduo sólido urbano. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v. 33, n. 1, p. 188-200, 2013.
- Matos, A. T. *Qualidade do meio físico ambiental: práticas de laboratório*. Viçosa: UFV, 2012. 150p.
- Matos, A. T.; Carvalho, A. L.; Azevedo, I. C. D. d'A. Viabilidade do aproveitamento agrícola de percolados de resíduos sólidos urbanos, *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. Campina Grande, v. 12, n. 4, p. 435-440, 2008.
- Matos, A. T. *Disposição de águas residuárias no solo*. Viçosa, MG: Associação dos Engenheiros Agrícolas de Minas Gerais, 2007. 140p. (Caderno didático n. 38).
- Matos, A. T. *Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos*. Viçosa, MG: Associação dos Engenheiros Agrícolas de Minas Gerais, 2006, 125p. (Caderno Didático, n.37).
- Medeiros, S. S.; Soares, A. A.; Ferreira, P. A.; Matos, A. T.; Souza, J. A. A. Utilização de água residuária de origem doméstica na agricultura: Estudo das alterações químicas do solo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 9, n. 4, p. 603-612, 2005.
- Mello, R.; Nörnberg, J. L.; Restle, J.; Neumann, M.; Queiroz, A. C. de; Costa, P. B.; Magalhães, A. L. R.; David, D. B. de Características fenológicas, produtivas e qualitativas de híbridos de girassol em diferentes épocas de semeadura para produção de silagem. *Revista Brasileira de Zootecnia* v.35, n.3, p.672-682, 2006.
- Mendonça, J. M. S. *Avaliação da ecotoxicidade de percolados em áreas de disposição de resíduos na região metropolitana de Natal/RN*. Natal: UFRN, 2010. 72f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal.
- Merriam, J. L.; Keller, J. *Farm irrigation system evaluation: a guide for management*. Logan: Utah State University, 1978. 271 p.
- Mesquita, F. O. *Desempenho de gotejadores e produção de capim elefante *Pennisetum purpureum* Schum com percolado de aterro sanitário no semiárido*. Mossoró: UFERSA, 2016. 149f. Tese (Doutorado em Manejo de Solo e Água) – Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró.
- Mesquita, F. O.; Silva, K. B.; Souza, L. di; Dantas, T. B.; Batista, R. O. Uniformidade de aplicação de percolado de aterro sanitário diluído em unidades de irrigação por gotejamento. *Agropecuária Científica no Semiárido*. Campina Grande, v. 11, n. 1, p. 145-156, 2015.

- Ministério da Saúde (2011). Portaria nº 2914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Disponível em: <<https://biosseguridade.files.wordpress.com/2012/02/portaria-nc2ba-2-914-12-dezembro-20111.pdf>>. Acesso em: 10 jun. 2016.
- Ministério da Saúde (2005). Portaria nº 518, de 25 de março de 2004. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. Disponível em: <<https://biosseguridade.files.wordpress.com/2011/12/portaria-518t.pdf>>. Acesso em: 10 jun. 2016.
- Mollahoseini, H. Long term effects of municipal wastewater irrigation on some properties of a semiarid region soil of Iran. *International journal of Agronomy and Plant Production*. Irã, v, 4, n. 5, p. 1023-1028, 2013.
- Moraes, P. B.; Bertazzoli, R. Degradação fotoeletroquímica de chorume de lixo gerado em aterros sanitários. In: *Resumo Tese Pós Doutorado 2007*.
- Morais, J. L. Estudo da potencialidade de processos oxidativos avançados, isolados e integrados com processos biológicos tradicionais, para tratamento de chorume de aterro sanitário. Curitiba: UFP, 2005. 229f. Tese (Doutorado em Química) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Moreira, C. A.; Braga, A. C. O. Anomalias de cargabilidade em aterro de resíduos sólidos domiciliares. *Revista Brasileira de Geofísica*, v. 27, p. 55-62. 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-261X2009000100005>
- Mota, A. F.; Almeida, J. P. N.; Santos, J. S.; Azevedo, J.; Gurgel, M. T. Desenvolvimento inicial de mudas de melancia ‘Crimson Sweet’ irrigadas com águas residuárias. *Revista Verde, Mossoró*, v. 6, n. 2, p. 98-104, 2011.
- Mota, J. C. A.; Assis Júnior, R. N.; Amaro Filho, J.; Libardi, P. L. Algumas propriedades físicas e hídricas de três solos na Chapada do Apodi, RN, cultivados com melão. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. Viçosa, v. 32, p. 49-58, 2008.
- Nagashima, L. A.; Barros Júnior, C.; Fujimura, A. S.; Recanello, T. D. Caracterização do lodo gerado no tratamento de lixiviado de aterro sanitário com coagulante à base de tanino. *Revista Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas, Londrina*, v. 29, n. 1, p. 37-50, 2010.
- Nakayama, F. S.; Boman, B. J.; Pitts, D. Maintenance. In: Lamm, F. R.; Ayars, J. E.; Nakayama, F. S. (Eds.). *Microirrigation for crop production: Design, Operation, and Management*. Amsterdam: Elsevier, 2006, cap. 11, p. 389 - 430.
- Nascentes, R.; Azevedo, I. C. D.; Matos, A. T.; Azevedo, R. F.; Possato, E. L.; Jesus, S. C. Parâmetros de transporte do manganês e do zinco em solo residual compactado – Método da massa acumulada. In: *I Congresso Internacional de Meio Ambiente Subterrâneo, Anais...*, São Paulo, 2009.
- Novais, R. F.; Alvarez, V. V. H.; Barros, N. F.; Fontes, R. L. F.; Cantarutti, R. B.; Neves, J. C. L. Fertilidade do solo. Viçosa: SBCS, 2007. 1017p.

- Novais, R. F.; Smyth, T. J. Fósforo em solo e planta em condições tropicais. Viçosa, UFV, Departamento de Solos, 1999. 399p.
- Obladen, N. L.; Obladen, N. T. S.; Barros, K. R. Guia para Elaboração de Projetos de Aterros Sanitários para Resíduos Sólidos Urbanos. Paraná, 2009. 64p. (Série de Publicações Temáticas do CREA-PR – Volume 2).
- Oliveira, L. F. C.; Freitas, J. S.; Generoso, C. M.; Fia, R. Sorção de elementos traços em solos de áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos. *Revista Ambiente e Água*, Taubaté, v. 9, n. 2, p. 288-301, 2014.
- Oliveira, L. F. C.; Nogueira, J. G.; Frizzarim, S. S.; Fia, R.; Freitas, J. S.; Fia, F. R. L. Sorção e mobilidade do lítio em solos de áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 18, n. 2, p. 139-148, 2013.
- Oliveira, L. F. C.; Lemke-de-Castro, M. L.; Rodrigues, C.; Borges, J. D. Isotermas de sorção de metais pesados em solos do cerrado de Goiás. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.14, p. 776-782, 2010.
- Oliveira, M. F.; Castiglioni, V. B. R.; Carvalho, C. G. P. Melhoria do Girassol. In: Leite, R. M. V. B. C.; Brighenti, A. M.; Castro, C. (Ed.). *Girassol no Brasil*. Londrina: EMBRAPA, 2005. cap. 11, p. 269-297.
- Oliveira, F. J. S.; Jucá, J. F. T. Acúmulo de metais pesados e capacidade de impermeabilização do solo imediatamente abaixo de uma célula de um aterro de resíduos sólidos. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 9, n. 3, p. 211-217, 2004.
- Oliveira, E. M. M.; Ruiz, H. A.; Ferreira, P. A.; Alvarez V., V. H.; Borges Júnior, J. C F. Fatores de retardamento e coeficientes de dispersão-difusão de fosfato, potássio e amônio em solos de Minas Gerais. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. Campina Grande, v. 8, n. 2/3, p. 196-203, 2004.
- Oliveira, S.; Pasqual, A. Avaliação de parâmetros indicadores de poluição por efluente líquido de aterro sanitário. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 9, n. 3, p. 240-249, 2004.
- Öman, C. B.; Junestedt, C. Chemical characterization of landfill leachate – 400 parameters and compounds. *Waste Management*, Amsterdam, v. 6, n. 18, p. 1010-1016, 2007.
- Oron, G.; Campos, C.; Gillerman, L.; Salgot, M. Wastewater treatment, renovation and reuse for agricultural irrigation in small communities. *Agricultural Water Management*, v. 38, n. 3, p. 223-234, 1999.
- Pacheco, J. R.; Peralta-Zamora, P. G. Integração de processos físico-químicos e oxidativos avançados para remediação de percolado de aterro sanitário (chorume). *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 9, n. 4, p. 306-311, 2004.

- Pasqualini, L. N. Estudo da oxidação de matéria orgânica de lixiviado de aterro sanitário por meio de tratamento com ozônio, peróxido de hidrogênio e radiação ultravioleta. São Carlos: USP, 2010. 144f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Universidade São Paulo, São Carlos.
- Pereira Netto, A. D.; Sisinho, C. L. S.; Moreira, J. C.; Arbilla, G.; Dufrayer, M. C. Polycyclic aromatic hydrocarbons in leachate from a municipal solid waste dump of Niterói City, RJ, Brazil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 68, p. 148-154, 2002.
- Pérez, S.; Guillamón, M.; Barceló, D. Quantitative analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in sewage sludge from wastewater treatment plants. *Journal of Chromatography A*, Amsterdam, v. 938, n. 1, p. 57-65, 2001.
- Phillips, I. R.; Sheehan, K. J. Importance of surface charge characteristics when selecting soils for wastewater reuse. *Australian Journal of Soil Research*, v. 43, n. 8, p. 915-927, 2005.
- Pierangeli, M. A. P.; Nóbrega, J. C. A.; Lima, J. M; Guilherme, L. R. G.; Arantes, S. A. C. M. Sorção de cádmio e chumbo em Latossolo Vermelho Distrófico sob efeito de calcário e fosfato. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*. Recife, v. 4, n. 1, p. 42-47, 2009.
- Prefeitura Municipal de Mossoró – PMM, Saneamento Ambiental LTDA – SANEPAV. 2012. Disponível em: < <http://www.sanepav.com.br/>>.
- Puig-Bargués, J.; Arbat, G.; Barragán, J.; Cartagena, F. R. Hydraulic performance of drip irrigation subunits using WWTP effluents. *Agricultural Water Management*, v. 77, n. 1-3, p. 249-262, 2005.
- Queiroga, F. M. Resposta da cultura do girassol a doses de potássio, magnésio, boro, zinco, cobre e a fontes de nitrogênio. 2011. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró, 2011.
- Queiroz, L. M.; Amaral, M. S.; Morita, D. M.; Yabroudi, S. C.; Alem Sobrinho, P. Aplicação de processos físico-químicos como alternativa de pré e pós-tratamento de lixiviados de aterros sanitários. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.16, p.403-410, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522011000400012>
- Queiroz, S. C. N.; Ferracini, V. L.; Souza, D. R. C. Métodos de extração de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos em amostra de solo, sedimento e lodo. 1. ed. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2009. 15p.
- Renou, S.; Givaudan, J. G.; Poulain, S.; Dirassouyan, F.; Moulin, P. Landfill leachate treatment: review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, v. 150, p. 468-493, 2008.
- Ribeiro, A. M. E. Poluentes orgânicos prioritários em lixiviados de aterros sanitários. Porto: FEUP, 2001. 117f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) – Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto.
- Rice, E. W.; Baird, R. B.; Clesceri, A. D. Standard methods for the examination of water and wastewater. 22. ed. Washington: APHA, AWWA, WPCR, 2012. 1496p.

- Richards, L. A. Diagnosis and improvement of saline and álcali soils. Washington, US Department of Agriculture, 1954. 160p. (USDA Agricultural Handbook, 60).
- Rocha, F. A.; Silva, J. O.; Barros, F. M.. Reuso de águas residuárias na agricultura: a experiência israelense e brasileira. Enciclopédia Biosfera – Centro Científico Conhecer, Goiânia, v. 6, n. 11, 2010.
- Rocha, J. C.; Rosa, A.; Cardoso, A. A. Introdução à química ambiental. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2009. 256p.
- Rodrigues, F. S. F. Aplicação da ozonização e do reativo de Fenton como pré-tratamento de chorume com os objetivos de redução da toxicidade e do impacto no processo biológico. Rio de Janeiro: UFRJ, 2004. 90f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- Ronquim, C. C. Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2010. 26p.
- Salunkhe, D. K.; Desai, B. B. Sunflower. In: Salunkhe, D.K.; Desai, B. B. Postharvest biotechnology of oilseeds. Boca Raton: CRC Press, 1986. p.57-92.
- Sanepav Saneamento Ambiental LTDA. 2015. Disponível em: <<http://www.sanepav.com.br/>>.
- Santiago, F. S.; Nanes, M. B.; Dombroski, S. A. G.; Jalfim, F. T.; Blackburn, R. M.; Silva, N. C. G.; Dias, I. C. G. M.; Freitas, R. R. L. Reuso de água cinza tratada por sistema bioágua familiar em residências rurais para irrigação no semiárido potiguar. In: XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2013, Banto Gonçalves - RS. Anais... 2013.
- Santos, Z. M. Cultivo de girassol em diferentes épocas no norte fluminense: características morfológicas, produtivas e teor de óleo. Campos do Goytacazes: UENF, 2014. 61f. Tese (Doutorado em Produção Vegetal) – Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos do Goytacazes.
- Santos, A. R. Avaliação de genótipos de girassol sob irrigação nas condições do semiárido. Montes Claros: Unimontes, 2010. 91f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Universidade Estadual de Montes Claros, Montes Claros.
- Santos, L. G. Suprimento de fósforo e boro no desenvolvimento e rendimento de óleo na cultura de girassol em Latossolo Amarelo Coeso. Cruz das Almas, Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, 2009. 79 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Agrárias) – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas.
- Santos Júnior, J. A; Gheyi, H. R.; Dias, N. S.; Guedes Filho, D. H. Crescimento do girassol em sistema semi-hidropônico sob estresse salino e densidades de plantio. Irriga, Botucatu, v.20, n.2, 233-247. 2015.
- Santos, S. S; Soares, A. A.; Matos, A. T.; Mantovani, E. C.; Batista, R. O. Efeitos da aplicação localizada de esgoto sanitário tratado nas características químicas do solo. Engenharia na Agricultura, Viçosa, v.14 n.1, 32-38. 2006.

- Saraiva, V. M.; Konig, A. Produtividade do capim-elefante-roxo irrigado com efluente doméstico tratado no semiárido potiguar e suas utilidades. *Holos*, ano 29, v. 1, p. 28-46, 2013.
- Schimanko, H. Sistemas de tratamento do lixiviado de aterro sanitário. 2008. Tese (Monografia) – Universidade Federal de Santa Maria.
- Silva, K. B.; Batista, R. O.; Mesquita, F. O.; Coelho, D. C. L.; Santos, W. O. Empirical models for performance of drippers applying cashew nut processing wastewater. *Revista Caatinga*, Mossoró, v. 29, n. 2, p. 405-414, 2016.
- Silva, K. B.; Silva Júnior, M. J.; Batista, R. O.; Santos, D. B.; Batista, R. O.; Lemos Filho, L. C. A. Irrigação por gotejamento com água residuária tratada da indústria da castanha de caju sob pressões de serviço. *Revista Semina: Ciências Agrárias*, Londrina, v. 35, n. 2, p. 695-706, 2014.
- Silva, C. O. Avaliação do potencial de utilização de percolado bruto e tratado fotoeletroquimicamente de aterro sanitário no desenvolvimento da espécie *Helianthus annuus* L. Rio Claro, SP: UNESP, Instituto de Biociências de Rio Claro. 2014. 59 f. Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado em Ciências Biológicas). Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro.
- Silva, F. K.; Eyng, J. O tratamento de águas residuais de indústria de laticínios: um estudo comparativo entre os métodos de tratamento com biofiltro e com o sistema convencional de lagoas. *Revista de Gestão Sustentável e ambiental*, Florianópolis, v. 1, n. 2, p. 4-22, 2013.
- Silva, K. B.; Silva Júnior, M. J.; Batista, R. O.; Santos, D. B.; Barbosa Filho, S. Desempenho de gotejadores operando com efluente da castanha de caju sob distintas pressões de serviço. *Revista Ceres*, Viçosa, v. 60, n. 3, p. 339-346, 2013a.
- Silva, Y. G. F.; Souza, L. Di.; Alves, S. M. C.; Costa, F. G. B.; Batista, R. O. Qualidade de óleo de girassol irrigado com esgoto doméstico tratado. *Química: ciência, tecnologia e sociedade*, Mossoró, v. 2, n. 2, p. 46-56, 2013b.
- Silva, D. F.; Matos, A. T.; Pereira, O. G.; Cecon, P. R.; Batista, R. O.; Moreira, D. A. Alteração química de solo cultivado com capim Tifton 85 (*Cynodon* spp.) e fertirrigado com percolado de resíduo sólido urbano. *Acta Scientiarum. Technology*. Maringá, v. 33, n. 3, p. 243-251, 2011.
- Silva, D. F.; Matos, A. T.; Pereira, O. G.; Cecon, P. R.; Moreira, D. A. Disponibilidade de sódio em solo com capim tifton e aplicação de percolado de resíduo sólido. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. Campina Grande, v. 14, n. 10, p. 1094-1100, 2010.
- Silva, I. C. Avaliação de apoptose induzida por extrato orgânico de material particulado atmosférico, rico em hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, na região urbana de Araraquara durante a safra e entressafra de cana-de-açúcar. Araraquara: UNESP, 2009a. 113f. Dissertação (Mestrado em Biociências e Biotecnologia Aplicadas à Farmácia) – Universidade Estadual Paulista, Araraquara.

- Silva, F. C. Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. 2.ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2009b. 627p.
- Silva, D. F. Efeito da aplicação de percolado de resíduo sólido urbano em solo cultivado com capim-tifton 85. Viçosa, MG: UFV. 2008. 148 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.
- Silva, A. C.; Dezotti, M.; Sant'Anna Júnior, G. L. Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate. *Chemosphere*. v. 55, p. 207-214, 2004.
- Simões, K. S.; Peixoto, M. F. S. P.; Almeida, A. T.; Ledo, C. A. S.; Peixoto, C. P.; Pereira, F. A. C. Água residuária de esgoto doméstico tratado na atividade microbiana do solo e crescimento da mamoneira. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 17, n. 5, p. 518–523, 2013.
- Sisinno, C. L. S. Destino dos resíduos sólidos urbanos e industriais no estado do Rio de Janeiro: avaliação da toxicidade dos resíduos e suas implicações para o ambiente e para a saúde humana. Rio de Janeiro, RJ: Fiocruz. 2002. 102 f. Tese (Doutorado em Ciências), Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro.
- Smiderle, O. J. Orientações para cultivo do girassol em área de cerrado de Roraima. Boa Vista: EMBRAPA Roraima, 2009. 13p. (Circular Técnico, n. 5).
- Soares, S. R.; Antonio, G. J. Efeito da aplicação de água residuária de suinocultura na *brachiaria brizantha* cv marandu. *Revista Colombiana de ciências Animais*, Medellín, v. 4, n. 1, p. 185-203, 2012.
- Sousa Neto, O. N.; Andrade Filho, J.; Dias, N. S.; Rebouças, J. R. L.; Oliveira, F. R. A.; Diniz, A. A. Fertirrigação do algodoeiro utilizando efluente doméstico tratado. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 16, n. 2, p. 200-208, 2012.
- Sousa, J. R. M.; Soares, L. A. A.; Sousa Júnior, J. R.; Maia, P. M. E.; Silva, S. S.; Maracajá, P. B. Germinação de sementes de girassol cv. BRS 324 submetidas a estresse salino simulado por NaCl. *Agropecuária Científica no Semiárido*. Campina Grande, v. 8, n. 3, p. 123-127, 2012.
- Souza, P. S.; Rigo, M. M.; Cerqueira, A. A.; Ferreira, A. A.; Marques, M. R.; Perez, D. V. Efeito de diferentes dosagens de Fe³⁺ na germinação do girassol. *Revista Internacional de Ciências*. Rio de Janeiro, v. 3, n. 2, p. 73-82, 2013a.
- Souza, E. V.; Silva, P. H. T.; Nascimento, A. B. M.; Faustino, T. P. Desenvolvimento de plantas em solo de lixão. In: IV Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, 2013, Salvador – BA. Anais... 2013b.
- Souto, G. D. B. Lixiviados de aterros sanitários brasileiros – estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“stripping”). São Carlos: USP, 2009. 371f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Paulo, São Carlos.

- Stewart, H. T. L.; Hopmans, P.; Flinn, D. W. Nutrient accumulation in trees and soil following irrigation with effluent in Australia. *Environmental Pollution*. Barking, v.63, n.2, p.155-177, 1990.
- Tavares, B. F. D. Tratamento de chorume: análise dos efluentes da evaporação forçada. Rio de Janeiro: UFRJ, 2011. 59p. Monografia (Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- Tedesco, M. J.; Gianello, C.; Bissani, C.A.; Bohnen, H.; Volkweiss, S.J. Análise de solo, plantas e outros materiais. Porto Alegre: UFRGS, 1997. 174p.
- Thörneby, L.; Mathiasson, L.; Martensson, L.; Hogland, William. The performance of a natural treatment system for landfill leachate with special emphasis on the fate of organic pollutants. *Waste Manage Res.* v. 24, p. 183-194, 2006.
- United States Environmental Protection Agency – USEPA. Clean Water Act. Boston: USEPA, 2007.
- United States Environmental Protection Agency – USEPA. Guia del ciudadano – Medidas biocorrectivas. USEPA 542-F-96-023, 1996.
- Vale, H. S. M.; Arruda, L. E. V.; Costa, D. O.; Costa, F. G. B.; Batista, R. O. Potencial de entupimento de um sistema de irrigação por gotejamento operando com esgoto doméstico tratado. *Water Resources and Irrigation Management*. Campina Grande, v. 2, n. 1, p. 63-70, 2013.
- Xia, H.; Ma, X. Phytoremediation of ethion by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) from water. *Bioresource Technology*, v. 97, p. 1050-1054, 2006.
- Zinato, C. E.; Deniculi, W.; Souza, J. A. R.; Batista, R. O.; Matos, A. T.; Oliveira, R. A.; Ferreira, D. C.; Soares, E. C. Caracterização reológica de água residuária de galinhas poedeiras. *Engenharia na Agricultura, Viçosa*, v. 15, n. 2, p. 179-187, 2007.

APÊNDICE I

Tabela 23. Análise de variância das variáveis pH, CE_{es}, N, P, K, Na, Ca, Mg, M.O. e SB do solo fertirrigado com distintas dosagens de percolado de aterros sanitários (PATS).

Fontes de Variação (FV)	Graus de Liberdade (GL)	Quadrado Médio (QM)									
		pH	CE _{es} (dS m ⁻¹)	N (g kg ⁻¹)	P (mg dm ⁻³)	K ⁺ (mg dm ⁻³)	Na ⁺ (mg dm ⁻³)	Ca ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	Mg ²⁺ (cmol _c dm ⁻³)	M.O. (dag kg ⁻¹)	SB (cmol _c dm ⁻³)
Tratamentos (Trat)	4	0,2465 ^{n.s.}	0,0575 ^{n.s.}	0,1276 ^{**}	172,4801 ^{**}	110567,3592 ^{**}	38324,0872 ^{**}	0,6976 [*]	0,2431 ^{n.s.}	0,2027 ^{**}	3,1572 [*]
Profundidade (P)	1	19,3122 ^{**}	0,1577 [*]	0,2641 ^{**}	2828,2317 ^{**}	1651,9888 ^{n.s.}	881,9967 ^{n.s.}	1,0397 [*]	0,0740 ^{n.s.}	2,1612 ^{**}	4,3815 ^{n.s.}
Tempo (T)	2	32,5120 ^{**}	1,6733 ^{**}	2,8429 ^{**}	219,1121 ^{**}	273606,0774 ^{**}	582535,8173 ^{**}	5,7098 ^{**}	1,5066 ^{**}	1,8926 ^{**}	22,1635 ^{**}
Trat x P	4	0,2353 ^{n.s.}	0,0496 ^{n.s.}	0,0238 ^{n.s.}	117,3925 ^{**}	14661,0014 ^{**}	1403,0691 ^{n.s.}	0,2267 ^{n.s.}	0,0599 ^{n.s.}	0,0821 ^{n.s.}	0,5560 ^{n.s.}
Trat x T	8	0,5232 [*]	0,0477 ^{n.s.}	0,0621 ^{**}	80,4977 ^{**}	26616,2383 ^{**}	24216,9862 ^{**}	0,2371 ^{n.s.}	0,0729 ^{n.s.}	0,1172 ^{**}	0,8241 ^{n.s.}
P x T	2	4,7311 ^{**}	0,2025 ^{**}	0,4631 ^{**}	227,4698 ^{**}	30810,1806 ^{**}	12873,4516 [*]	0,2634 ^{n.s.}	0,2683 ^{n.s.}	0,2747 ^{**}	3,8056 ^{n.s.}
Trat x P x T	8	0,1531 ^{n.s.}	0,0687 [*]	0,01889 ^{n.s.}	58,7254 ^{**}	6160,6054 ^{n.s.}	4193,3895 ^{n.s.}	0,1584 ^{n.s.}	0,2402 ^{n.s.}	0,0259 ^{n.s.}	0,5998 ^{n.s.}
Bloco	3	0,2345 ^{n.s.}	0,0397 ^{n.s.}	0,0082 ^{n.s.}	24,5194 ^{n.s.}	16195,6314 ^{**}	11779,9029 ^{**}	0,2223 ^{n.s.}	0,4879 [*]	0,0526 ^{n.s.}	4,0783 [*]
Erro	87	0,2230	0,0264	0,0122	14,6611	4029,7781	2877,1295	0,2255	0,1361	0,0394	1,2483
Coefficiente de Variação (CV) (%)	-	5,71	52,45	22,42	39,10	26,16	31,89	18,65	22,47	23,71	19,70

Nota: **, * e ^{n.s.}, F significativo a 1 e 5 % de probabilidade, e não significativo à 5 % de probabilidade, respectivamente.

APÊNDICE II

Tabela 24. Análise de variância das variáveis CTC, t, V, PST, Fe, Mn, Cu, Zn, Ni, Cd e Pb do solo fertirrigado com distintas dosagens de percolado de aterros sanitários (PATS).

Fontes de Variação (FV)	Graus de Liberdade (GL)	Quadrado Médio (QM)										
		CTC ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$)	t ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$)	V (%)	PST (%)	Fe (mg L^{-1})	Mn (mg L^{-1})	Cu (mg L^{-1})	Zn (mg L^{-1})	Ni (mg L^{-1})	Cd (mg L^{-1})	Pb (mg L^{-1})
Tratamentos (Trat)	4	2,6293 ^{n.s.}	3,1572 [*]	23,8517 ^{n.s.}	185,4361 ^{**}	59,9820 ^{n.s.}	1300,7517 ^{n.s.}	0,0070 ^{n.s.}	6,5421 ^{**}	0,0002 ^{n.s.}	0,0001 ^{n.s.}	0,0008 ^{n.s.}
Profundidade (P)	1	1,4520 ^{n.s.}	4,3815 ^{n.s.}	204,4674 ^{**}	5,5556 ^{n.s.}	311,3741 ^{**}	2019,4967 ^{n.s.}	0,0072 ^{n.s.}	2,3998 ^{**}	0,0035 [*]	0,0000 ^{n.s.}	0,0028 ^{n.s.}
Tempo (T)	2	14,6524 ^{**}	22,1635 ^{**}	334,3939 ^{**}	2743,8210 ^{**}	102,2143 ^{n.s.}	5160,4666 ^{**}	0,5944 ^{**}	18,0876 ^{**}	0,0455 ^{**}	0,0001 [*]	0,0595 ^{**}
Trat x P	4	0,6563 ^{n.s.}	0,5560 ^{n.s.}	4,1594 ^{n.s.}	5,9045 ^{n.s.}	36,3943 ^{n.s.}	240,0586 ^{n.s.}	0,0011 ^{n.s.}	13,4774 ^{**}	0,0005 ^{n.s.}	0,0000 ^{n.s.}	0,0012 ^{n.s.}
Trat x T	8	0,6931 ^{n.s.}	0,8241 ^{n.s.}	10,3785 ^{n.s.}	77,6394 ^{**}	202,2240 ^{**}	1639,5340 [*]	0,0171 [*]	10,3999 ^{**}	0,0014 [*]	0,0000 ^{n.s.}	0,0062 ^{**}
P x T	2	3,3971 ^{n.s.}	3,8056 ^{n.s.}	37,0355 ^{n.s.}	45,8007 ^{n.s.}	41,2367 ^{n.s.}	5562,8930 ^{**}	0,0009 ^{n.s.}	4,7333 ^{**}	0,0009 ^{n.s.}	0,0000 ^{n.s.}	0,0006 ^{n.s.}
Trat x P x T	8	0,5958 ^{n.s.}	0,5998 ^{n.s.}	20,1211 ^{n.s.}	24,8616 ^{n.s.}	140,0669 ^{**}	420,2231 ^{n.s.}	0,0055 ^{n.s.}	10,3646 ^{**}	0,0002 ^{n.s.}	0,0000 ^{n.s.}	0,0010 ^{n.s.}
Bloco	3	0,6547 ^{n.s.}	4,0783 [*]	457,6008 ^{**}	31,1350 ^{n.s.}	86,8008 ^{n.s.}	222,8334 ^{n.s.}	0,0150 ^{n.s.}	0,8309 ^{**}	0,0008 ^{n.s.}	0,0001 [*]	0,0084 [*]
Erro	87	1,4233	1,2483		18,6051	40,1068	761,3266	0,0064	0,1855	0,0006	0,0000	0,0021
Coefficiente de Variação (CV) (%)	-	20,30	19,70	5,04	32,97	23,71	25,88	23,61	29,32	40,25	131,76	28,08

Nota: **, * e ^{n.s.}, F significativo a 1 e 5 % de probabilidade, e não significativo à 5 % de probabilidade, respectivamente.

APÊNDICE III

Tabela 25. Teste de Tukey, à 5 % de probabilidade, para as variáveis pH, CE_{es} , N, P, K, Na, Ca, Mg, M.O. e SB do solo fertirrigado com distintas dosagens de percolado de aterros sanitários (PATS).

Tratamentos	pH	CE_{es} ($dS\ m^{-1}$)	N ($g\ kg^{-1}$)	P ($mg\ dm^{-3}$)	K^+ ($mg\ dm^{-3}$)	Na^+ ($mg\ dm^{-3}$)	Ca^{2+} ($cmol_c\ dm^{-3}$)	Mg^{2+} ($cmol_c\ dm^{-3}$)	M.O. ($dag\ kg^{-1}$)	SB ($cmol_c\ dm^{-3}$)
T1	8,13a	0,27a	0,42a	11,97b	149,68a	109,65a	2,53ab	1,64a	0,74a	5,23a
T2	8,24a	0,29a	0,58b	7,98a	214,54b	163,59b	2,64b	1,74a	0,85ab	5,78ab
T3	8,27a	0,26a	0,47a	8,24b	232,04b	169,07b	2,66b	1,67a	0,77a	5,63ab
T4	8,29a	0,36a	0,44a	7,42b	298,65c	176,89b	2,25a	1,47a	0,86ab	5,51ab
T5	8,41a	0,36a	0,56b	13,35b	318,45c	221,69c	2,64ab	1,79a	0,98b	6,21b

Nota: Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra nas colunas para cada tratamento não diferem entre si a 5 % de probabilidade pelo teste de Tukey.

Tabela 26. Teste de Tukey, à 5 % de probabilidade, para as variáveis CTC, t, V, PST, Fe, Mn, Cu, Zn, Ni, Cd e Pb do solo fertirrigado com distintas dosagens de percolado de aterros sanitários (PATS).

Tratamentos	CTC ($cmol_c\ dm^{-3}$)	t ($cmol_c\ dm^{-3}$)	V (%)	PST (%)	Fe ($mg\ L^{-1}$)	Mn ($mg\ L^{-1}$)	Cu ($mg\ L^{-1}$)	Zn ($mg\ L^{-1}$)	Ni ($mg\ L^{-1}$)	Cd ($mg\ L^{-1}$)	Pb ($mg\ L^{-1}$)
T1	5,45a	5,23a	96,31a	9,75a	26,82a	94,68a	0,34a	2,38a	0,06a	0,01a	0,16a
T2	5,99a	5,78ab	96,36a	11,69ab	26,95a	108,11a	0,35a	1,39b	0,07a	0,00a	0,17a
T3	5,79a	5,63ab	97,25a	12,50ab	24,02a	111,12a	0,36a	1,10b	0,06a	0,00a	0,17a
T4	5,80a	5,51ab	94,86a	17,04c	27,79a	105,40a	0,33a	1,14b	0,06a	0,00a	0,16a
T5	6,35a	6,21b	97,33a	14,43bc	27,94a	113,71a	0,31a	1,34b	0,06a	0,00a	0,16a

Nota: Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra nas colunas para cada tratamento não diferem entre si a 5 % de probabilidade pelo teste de Tukey.

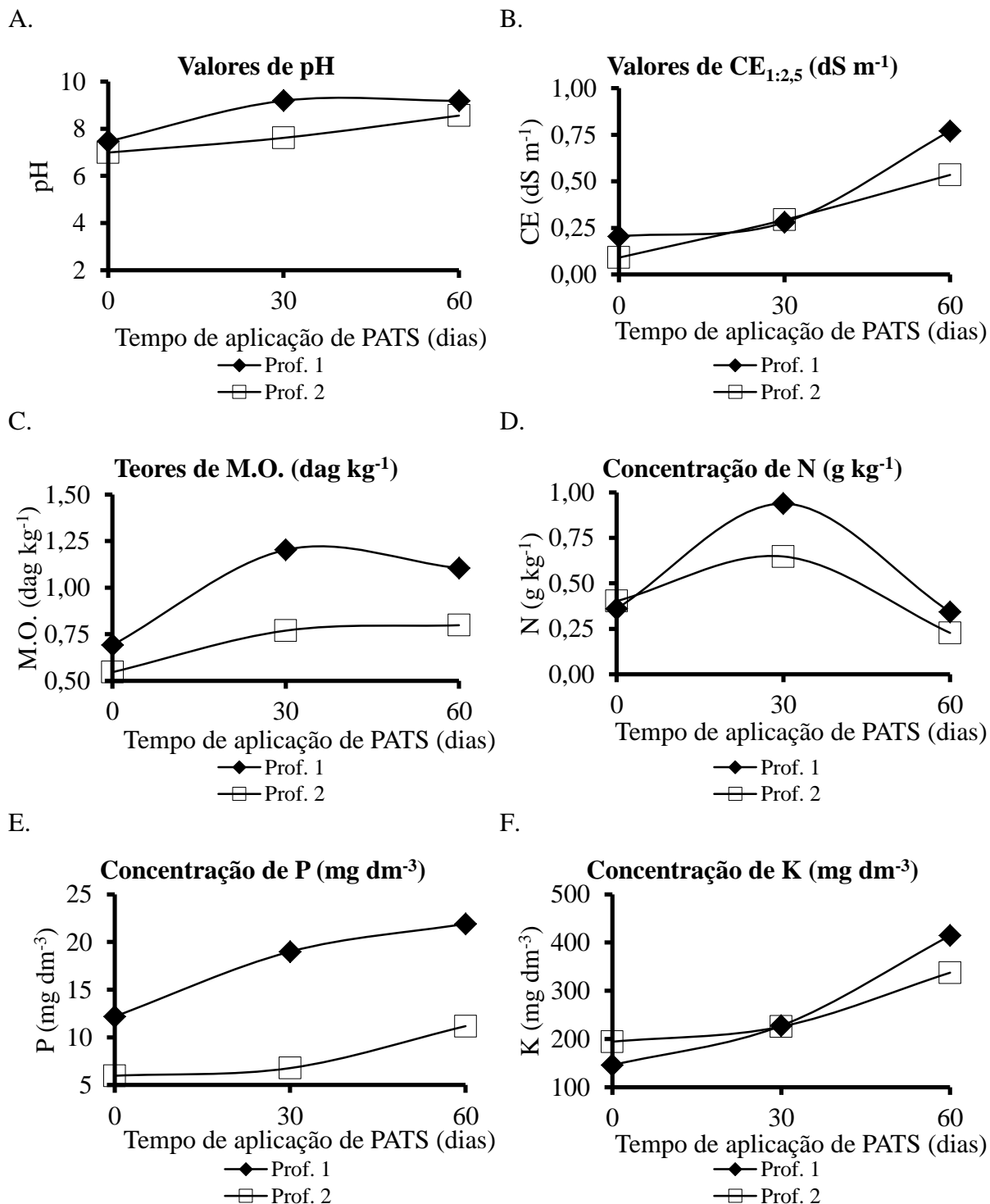
APÊNDICE IV

Tabela 27. Equações de regressão das variáveis de solo em função das doses de percolado de aterros sanitários aplicadas.

Variável	Equação de Regressão
pH	$\hat{pH} = 8,142083 + 0,003073^* \text{Dose} \quad R^2 = 0,92$
CE _{1:2,5}	$\hat{CE} = 0,258083 + 0,001292^* \text{Dose} \quad R^2 = 0,70$
P	$\hat{P} = 12,032607 - 0,257042^* \text{Dose} + 0,003351^{**} \text{Dose}^2 \quad R^2 = 0,89$
K ⁺	$\hat{K} = 158,343000 + 2,108258^{**} \text{Dose} \quad R^2 = 0,96$
Na ⁺	$\hat{Na} = 108,180798 + 3,110793^{**} \text{Dose} - 0,026849^{**} \text{Dose}^2 \quad R^2 = 0,83$
M.O.	$\hat{M.O.} = 0,741700 + 0,002395^{**} \text{Dose} \quad R^2 = 0,68$
SB	$\hat{SB} = 5,332250 + 0,008471^* \text{Dose} \quad R^2 = 0,55$
CTC	$\hat{CTC} = 5,550667 + 0,008125^* \text{Dose} \quad R^2 = 0,60$
t	$\hat{t} = 5,332250 + 0,008471^* \text{Dose} \quad R^2 = 0,55$
PST	$\hat{PST} = 10,139583 + 0,073590^{**} \text{Dose} \quad R^2 = 0,70$
Zn	$\hat{Zn} = 2,319393 - 0,050325^{**} \text{Dose} + 0,000484^{**} \text{Dose}^2 \quad R^2 = 0,97$
Cd	$\hat{Cd} = 0,005917 + 0,000048^{**} \text{Dose} \quad R^2 = 0,81$

Nota: ** e * significativo a 1 e 5 % de probabilidade, respectivamente.

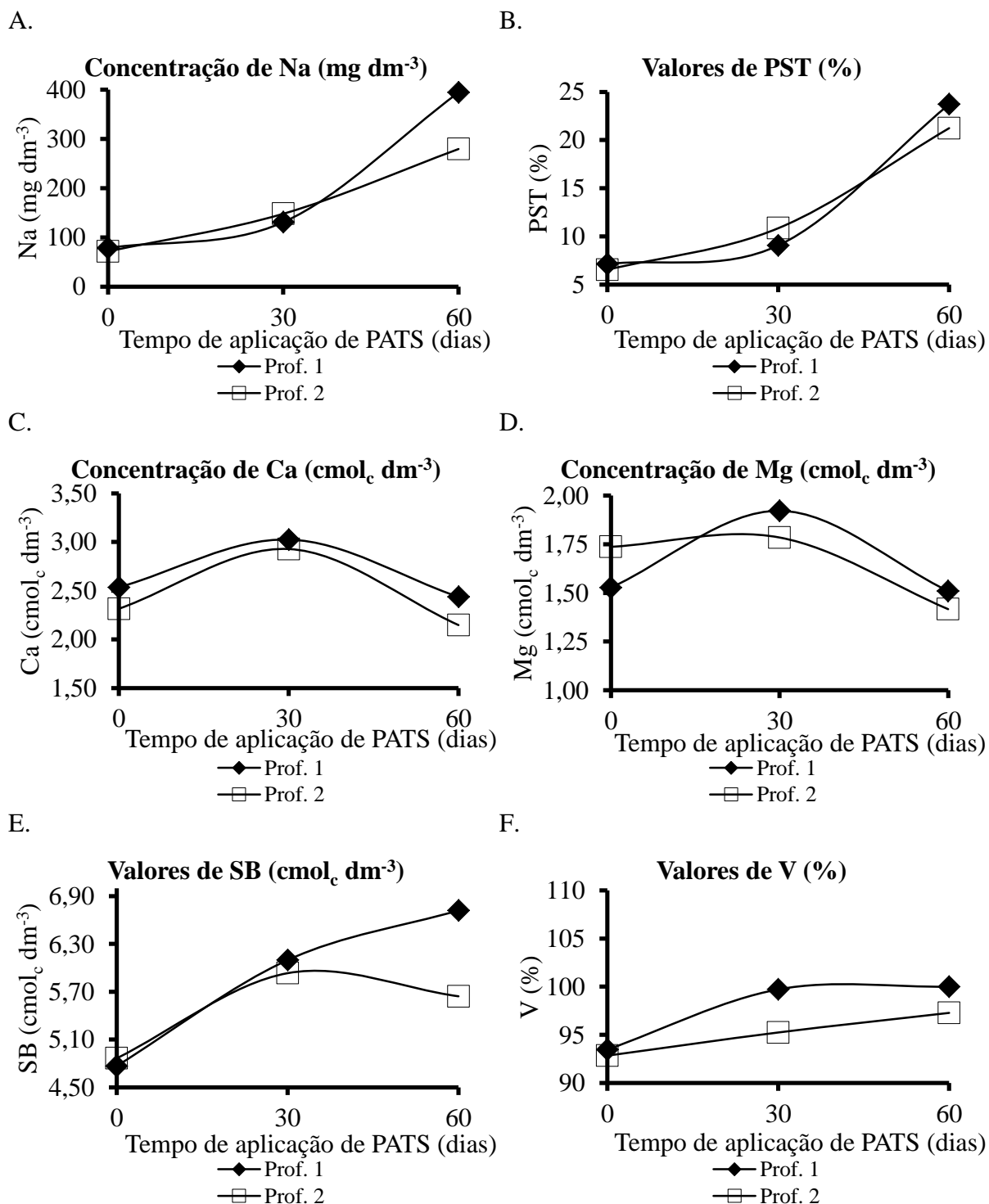
APÊNDICE V



Nota: Prof. 1: 0,0 – 0,20 m e Prof. 2: 0,20 – 0,40 m.

Figura 53. Efeito causado nas variáveis pH (A), CE_{es} (B), M.O. (C), N (D), P (E) e K (F) do solo analisado na pesquisa, nas duas profundidades estudadas em função do tempo de aplicação dos tratamentos.

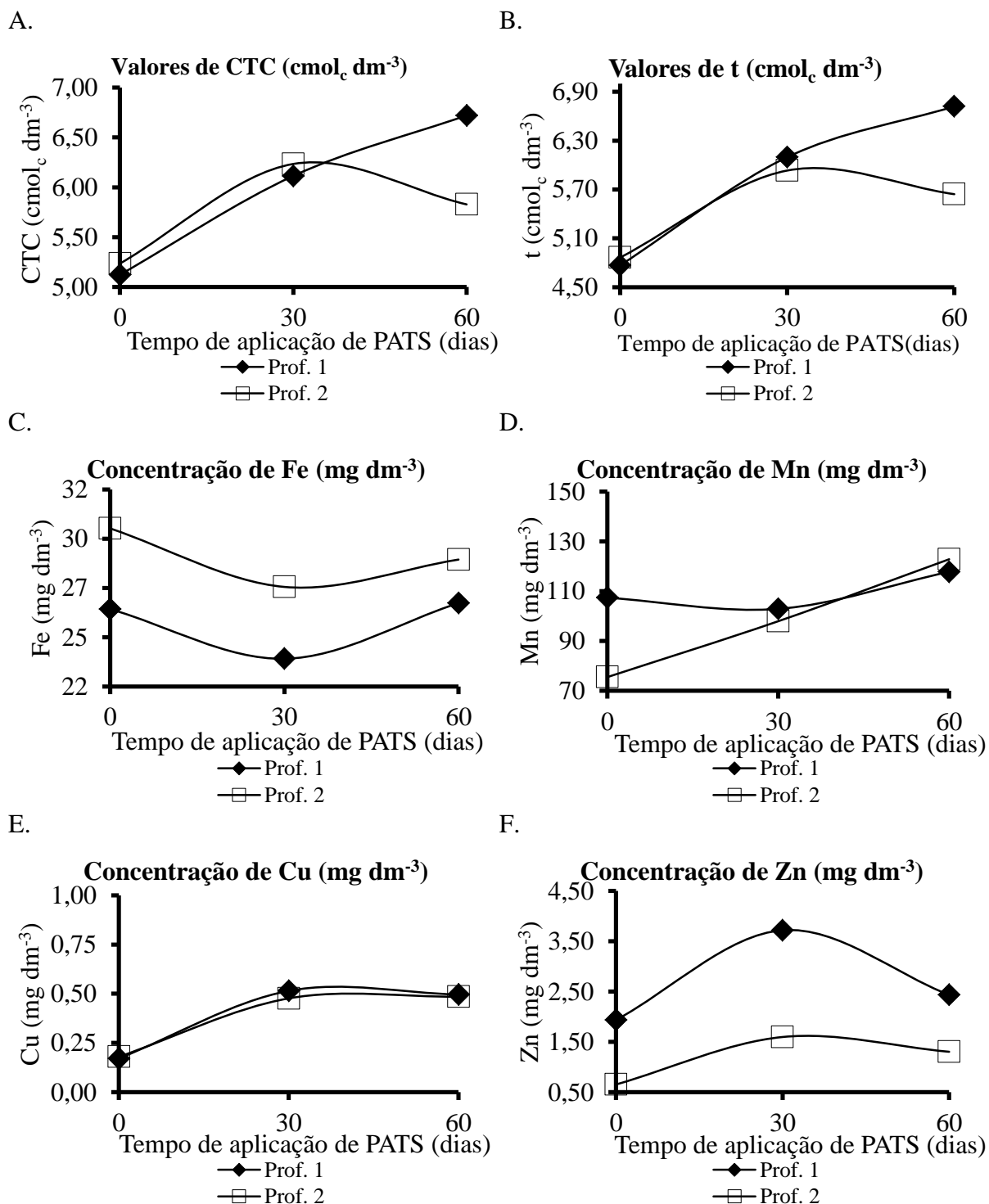
APÊNDICE VI



Nota: Prof. 1: 0,0 – 0,20 m e Prof. 2: 0,20 – 0,40 m.

Figura 54. Efeito causado nas variáveis Na (A), PST (B), Ca (C), Mg (D), SB (E) e V (F) do solo analisado na pesquisa, nas duas profundidades estudadas em função do tempo de aplicação dos tratamentos.

APÊNDICE VII

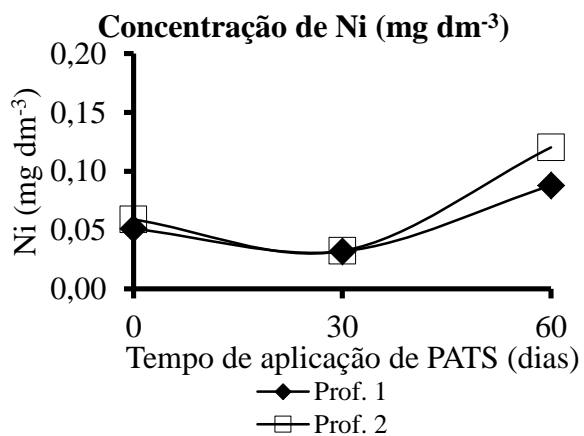


Nota: Prof. 1: 0,0 – 0,20 m e Prof. 2: 0,20 – 0,40 m.

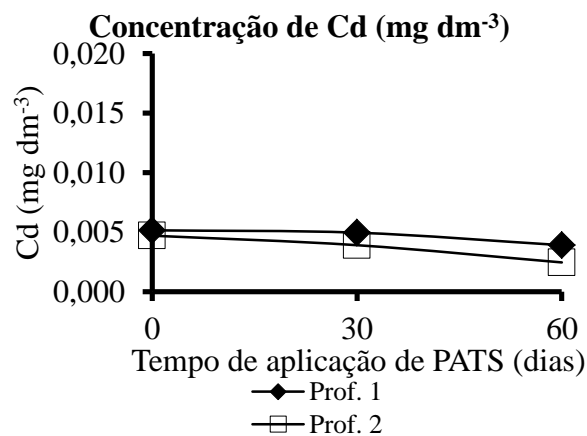
Figura 55. Efeito causado nas variáveis CTC (A), t (B), Fe (C), Mn (D), Cu (E) e Zn (F) do solo analisado na pesquisa, nas duas profundidades estudadas em função do tempo de aplicação dos tratamentos.

APÊNDICE VIII

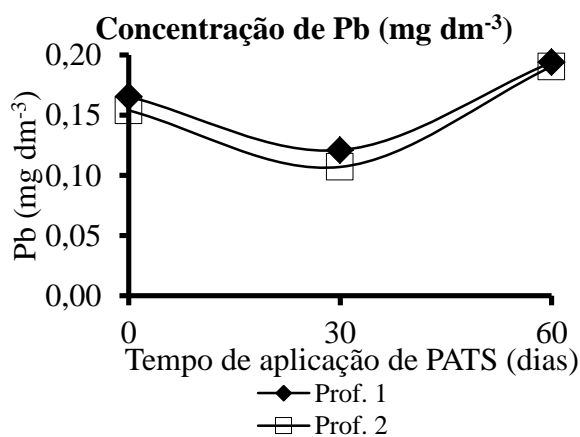
A.



B.



C.



Nota: Prof. 1: 0,0 – 0,20 m e Prof. 2: 0,20 – 0,40 m.

Figura 56. Efeito causado nas variáveis Ni (A), Cd (B) e Pb (C) do solo analisado na pesquisa, nas duas profundidades estudadas em função do tempo de aplicação dos tratamentos.

APÊNDICE IX

Tabela 28. Análise de variância das variáveis Altura de Planta (AP), Número de Folhas (NF), Diâmetro do Caule (Dcaule) e Diâmetro do Capítulo (DCapítulo) da cultura de girassol fertirrigado com distintas dosagens de percolado de aterros sanitários (PATS).

Fontes de Variação (FV)	Graus de Liberdade (GL)	Quadrado Médio (QM)			
		AP (m)	NF (unidades)	Dcaule (cm)	DCapítulo (cm)
Tratamentos	4	0,1381 ^{**}	21,6213 ^{**}	0,2114 ^{**}	5,0072 ^{**}
Tempo	4	2,0652 ^{**}	702,5876 ^{**}	2,3050 ^{**}	458,1548 ^{**}
Tratamentos x Tempo	16	0,0185 [*]	5,3939 ^{n.s.}	0,0235 ^{n.s.}	2,2809 ^{**}
Bloco	3	0,0394 ^{**}	7,7784 ^{n.s.}	0,1045 ^{**}	3,1728 [*]
Erro	72	0,0083	3,9377	0,0178	0,9963
Coefficiente de Variação (CV) (%)	-	17,92	12,61	18,77	27,89

Nota: **, * e ^{n.s.}, F significativo a 1 e 5 % de probabilidade, e não significativo à 5 % de probabilidade, respectivamente.

Tabela 29. Análise de variância das variáveis Massa Úmida do Capítulo (MUCapítulo), Massa Úmida do Caule (MUCaule), Massa Seca do Capítulo (MSCapítulo), Massa Seca do Caule (MSCaule) e Produtividade (peso das sementes em t ha⁻¹) da cultura de girassol fertirrigado com distintas dosagens de percolado de aterros sanitários (PATS).

Fontes de Variação (FV)	Graus de Liberdade (GL)	Quadrado Médio (QM)				Produtividade (peso das sementes em t ha ⁻¹)
		MUCapítulo (t ha ⁻¹)	MUCaule (t ha ⁻¹)	MSCapítulo (t ha ⁻¹)	MSCaule (t ha ⁻¹)	
Tratamentos	4	1,6785 ^{n.s.}	109,3677 ^{n.s.}	0,3419 ^{n.s.}	2,9517 ^{n.s.}	840,9549 [*]
Bloco	3	7,1305 ^{n.s.}	114,5626 ^{n.s.}	0,8850 ^{n.s.}	5,0673 ^{n.s.}	325,6399 ^{n.s.}
Erro	12	5,6356	119,4850	0,3221	5,1604	233,9356
Coefficiente de Variação (CV) (%)	-	39,09	36,87	32,35	34,88	30,63

Nota: * e ^{n.s.}, F significativo a 5 % de probabilidade e não significativo à 5 % de probabilidade, respectivamente.

APÊNDICE X

Tabela 30. Análise de variância das variáveis Nitrogênio total (N total), Potássio (K), Fósforo (P), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg) e Sódio (Na) na composição do tecido vegetal da cultura de girassol fertirrigado com distintas dosagens de percolado de aterros sanitários (PATS).

Fontes de Variação (FV)	Graus de Liberdade (GL)	Quadrado Médio (QM)					
		N total (g kg ⁻¹)	K (g kg ⁻¹)	P (g kg ⁻¹)	Ca (g kg ⁻¹)	Mg (g kg ⁻¹)	Na (mg kg ⁻¹)
Tratamentos	4	6,8699 ^{n.s.}	94,3535 ^{n.s.}	0,0012 ^{**}	22,3645 ^{n.s.}	4,9541 [*]	30274603,8406 ^{**}
Bloco	3	1,5577 ^{n.s.}	46,8776 ^{n.s.}	0,0004 ^{n.s.}	24,5854 ^{n.s.}	2,9949 ^{n.s.}	9083310,0984 ^{**}
Erro	12	5,1411	55,8374	0,0002	19,4043	1,0799	1368017,6850
Coefficiente de Variação (CV) (%)	-	26,17	15,87	8,06	20,74	20,62	17,50

Nota: **, * e ^{n.s.}, F significativo a 1 e 5 % de probabilidade, e não significativo à 5 % de probabilidade, respectivamente.

Tabela 31. Análise de variância das variáveis Ferro (Fe), Manganês (Mn), Cobre (Cu), Zinco (Zn), Níquel (Ni), Cádmio (Cd) e Chumbo (Pb) na composição do tecido vegetal da cultura de girassol fertirrigado com distintas dosagens de percolado de aterros sanitários (PATS).

Fontes de Variação (FV)	Graus de Liberdade (GL)	Quadrado Médio (QM)						
		Fe (mg kg ⁻¹)	Mn (mg kg ⁻¹)	Cu (mg kg ⁻¹)	Zn (mg kg ⁻¹)	Ni (mg kg ⁻¹)	Cd (mg kg ⁻¹)	Pb (mg kg ⁻¹)
Tratamentos	4	176470,0316 ^{**}	856,2295 [*]	18,9717 ^{n.s.}	430,9304 ^{**}	0,0007 ^{n.s.}	0,00005 ^{n.s.}	0,0031 [*]
Bloco	3	29218,6328 ^{n.s.}	229,4482 ^{n.s.}	5,3097 ^{n.s.}	142,2948 ^{n.s.}	0,0008 ^{n.s.}	0,00002 ^{n.s.}	0,0016 ^{n.s.}
Erro	12	28640,5155	229,2214	7,5552	42,7095	0,0011	0,00002	0,0008
Coefficiente de Variação (CV) (%)	-	62,78	19,82	24,21	8,22	34,12	20,08	12,07

Nota: **, * e ^{n.s.}, F significativo a 1 e 5 % de probabilidade, e não significativo à 5 % de probabilidade, respectivamente.

APÊNDICE XI

Tabela 32. Equações de regressão das variáveis das características vegetativas e de produção do girassol em função das doses de percolado de aterros sanitários aplicadas.

Variável	Equação de Regressão
AP	$\hat{AP} = 0,624390 - 0,038730^{**} \text{Dose}$ $R^2 = 0,54$
DCaule	$\hat{DCaule} = 0,836685 - 0,041695^{**} \text{Dose}$ $R^2 = 0,41$
DCapítulo	$\hat{DCapítulo} = 4,177840 - 0,199810^{**} \text{Dose}$ $R^2 = 0,40$
Peso das sementes	$\hat{\text{Peso de sementes}} = 68,936000 - 6,336000^* \text{Dose}$ $R^2 = 0,48$

Nota: ** e * significativo a 1 e 5 % de probabilidade, respectivamente.

Tabela 33. Equações de regressão das variáveis da composição do tecido vegetal do girassol em função das doses de percolado de aterros sanitários aplicadas

Variável	Equação de Regressão
P	$\hat{P} = 0,237000 - 0,053429^{**} \text{Dose} + 0,008571^{**} \text{Dose}^2$ $R^2 = 0,91$
Na	$\hat{Na} = 1536,919000 + 1715,279500^{**} \text{Dose}$ $R^2 = 0,97$
Fe	$\hat{Fe} = -68,988750 + 112,851750^{**} \text{Dose}$ $R^2 = 0,72$
Mn	$\hat{Mn} = 49,991250 + 8,801750^{**} \text{Dose}$ $R^2 = 0,90$
Cu	$\hat{Cu} = 7,741750 + 1,203750^* \text{Dose}$ $R^2 = 0,76$
Zn	$\hat{Zn} = 65,08800 + 17,951179^{**} \text{Dose} - 3,587321^{**} \text{Dose}^2$ $R^2 = 0,71$
Pb	$\hat{Pb} = 0,268875 - 0,012775^* \text{Dose}$ $R^2 = 0,52$

Nota: ** e * significativo a 1 e 5 % de probabilidade, respectivamente.