

Enrico Souza Nogueira

APLICAÇÃO DA PLANTA *CHRYSOPOGON ZIZANIOIDES*
NA REMOÇÃO DE POLUENTES DE LIXIVIADO DE
ATERRO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS



Trabalho de Monografia apresentado ao Instituto de Microbiologia Paulo de Góes, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como pré-requisito para a obtenção do grau de Bacharel em Ciências Biológicas: Microbiologia e Imunologia.

INSTITUTO DE MICROBIOLOGIA PAULO DE GÓES
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO
RIO DE JANEIRO
JULHO / 2019

Trabalho realizado no Departamento de Microbiologia Médica, do Instituto de Microbiologia Paulo de Góes, UFRJ, sob a orientação da Professora Bianca Ramalho Quintaes e coorientação de André Luiz Ferreira Menescal Conde.

CIP - Catalogação na Publicação

N778a Nogueira, Enrico Souza
Aplicação da Planta *Chrysopogon zizanioides* na
Remoção de Poluentes de Lixiviado de Aterro de
Resíduos Sólidos Urbanos / Enrico Souza Nogueira. --
Rio de Janeiro, 2019.
45 f.

Orientador: Bianca Ramalho Quintaes.
Coorientador: André Luiz Ferreira Menescal
Conde.

Trabalho de conclusão de curso (graduação) -
Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto
de Microbiologia, Bacharel em Ciências Biológicas:
Microbiologia e Imunologia, 2019.

1. Lixiviado de Aterro. 2. *Chrysopogon*
zizanioides. 3. Fitorremediação. I. Quintaes, Bianca
Ramalho, orient. II. Conde, André Luiz Ferreira
Menescal, coorient. III. Título.

INSTITUTO DE MICROBIOLOGIA PAULO DE GÓES / UFRJ
COORDENAÇÃO DE ENSINO DE GRADUAÇÃO

**ATA DA APRESENTAÇÃO DE MONOGRAFIA PARA APROVAÇÃO
NO RCS DE TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO,
BACHARELADO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS: MICROBIOLOGIA E
IMUNOLOGIA**

ALUNO: **Enrico Souza Nogueira**
DRE: 115095435

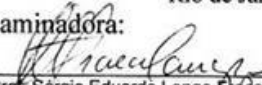
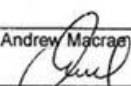
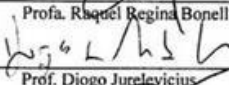
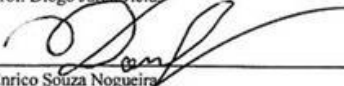
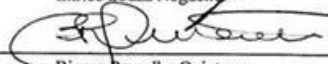
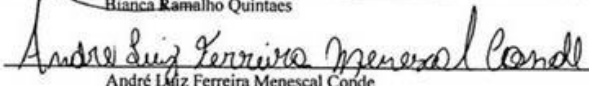
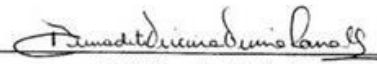
BANCA EXAMINADORA: Prof. Sérgio Eduardo Longo Fracalanza (Presidente)
Prof. Andrew Macrae
Profa. Raquel Regina Bonelli
Prof. Diogo Jurelevicius (Suplente)

Título da Monografia: **“Aplicação da planta *Chrysopogon zizanioides* na
remoção de poluentes de lixiviado de aterro de resíduos sólidos
urbanos”**

Local: Sala de Reuniões do Departamento de Microbiologia Geral / CCS / UFRJ
Data e hora de início: 03 de julho de 2019 às 13:00h

Em sessão pública, após exposição de cerca de 50 minutos, o aluno foi argüido pelos membros da Banca Examinadora, demonstrando suficiência de conhecimentos e capacidade de sistematização no tema de sua Monografia, tendo, então, obtido nota 9,5 neste requisito do RCS de **TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO**. Na forma regulamentar, foi lavrada a presente ata que é assinada pelos membros da banca examinadora, aluno, orientador (e/ou co-orientador) e pelo coordenador do RCS.

Rio de Janeiro, de de 2019.

NOTA	Banca Examinadora:
<u>9,5</u>	 _____ Prof. Sérgio Eduardo Longo Fracalanza
<u>9,5</u>	_____ Prof. Andrew Macrae
<u>9,5</u>	 _____ Profa. Raquel Regina Bonelli
<u>9,5</u>	 _____ Prof. Diogo Jurelevicius
Aluno:	 _____ Enrico Souza Nogueira
Orientador:	 _____ Bianca Kamalho Quintaes
Coorientador:	 _____ André Luiz Ferreira Menescal Conde
Coordenador de TCC	 _____ Profa. Bernadete Teixeira Ferreira Carvalho

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais por toda a educação que recebi, pelo amor incondicional e por me permitirem cursar uma universidade em outro estado, longe de seus cuidados.

À minha namorada Carol, por seu imenso apoio e sua companhia por mais da metade da minha graduação.

À Lilith por todas as suas graças e seus sortilégios, sinalizando sempre que eu estava no caminho certo.

À minha orientadora, Professora Bianca Quintaes, por acreditar em mim e fazer de tudo para que o projeto desse certo.

Ao meu coorientador André Conde, por me acompanhar de perto e estar sempre disponível para discutirmos as melhores estratégias para o projeto.

Ao meu tutor, Professor Marco Miguel, pelas suas sugestões importantes para o trabalho e por estimular minha visão empreendedora dentro e fora da sala de aula.

A todo o pessoal do Laboratório de Microbiologia de Alimentos, pela colaboração nos testes microbiológicos e pela animação nas festas do laboratório.

Ao Professor João Paulo Bassin e à doutoranda Cyntia Ely, pela colaboração nos testes físico-químicos e pela oportunidade de aprendizado destes testes.

A todo o pessoal da COMLURB, Marco, Jorge, Alessandra, Jonas, o pessoal do laboratório e do horto pela ajuda em diversas etapas da execução do projeto.

Ao pessoal de RH da COMLURB, Manoel e Thaylisa pela simpatia e Noemi por seus divertidos treinamentos.

Aos meus amigos Roberto, Sarah, Thiago e Julianna pela participação na concepção da ideia inicial do projeto.

A todos os amigos que fiz durante esses anos de graduação que me ensinaram muito e me ajudaram a amadurecer.

Aos membros da banca pela disponibilidade.

À COMLURB pela oportunidade de estágio à bolsa concedida e o investimento da Prefeitura do Rio de Janeiro.

À UFRJ por tudo que pude aprender e vivenciar nesta graduação.

Muito Obrigado!

RESUMO

ENRICO SOUZA NOGUEIRA

APLICAÇÃO DA PLANTA *CHRYSOPOGON ZIZANIOIDES* NA REMOÇÃO DE POLUENTES DE LIXIVIADO DE ATERRO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Orientadora: Bianca Ramalho Quintaes

Resumo da Monografia apresentada no Instituto de Microbiologia Paulo de Góes da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários para obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas: Microbiologia e Imunologia e aprovação no RCS Trabalho de Conclusão de Curso.

São necessários R\$43.200 aproximadamente por dia para tratar o que é produzido pelo Rio de Janeiro de lixiviado de aterro, um resíduo altamente poluente com elevadas concentrações de matéria orgânica e nitrogênio. Nem todos os municípios possuem condições de tratar adequadamente esse resíduo. Diante desse problema, é importante buscar métodos de tratamento alternativos. A fitorremediação (uso de plantas no tratamento de substratos diversos) vem mostrando potencial de aplicação, em especial pela gramínea *Chrysopogon zizanioides*, mais conhecida como Vetiver. Este trabalho tem como objetivo avaliar o potencial de *C. zizanioides* na remoção de poluentes do lixiviado de um aterro sanitário do Rio de Janeiro. Montaram-se seis sistemas de tratamento experimental com *C. zizanioides* adicionados de lixiviado de aterro nas concentrações de 0, 50, 75 e 100%, além de dois sistemas adicionado um de lixiviado de aterro após tratamento primário (químico) e outro com o lixiviado após tratamento secundário (biológico) (ambos na concentração de 50%) e um controle contendo *Typha domingensis* com lixiviado 50% concentrado. As coletas e análises ocorreram quinzenalmente durante 60 dias. Os parâmetros utilizados foram Turbidez, DQO, Nitrogênio Amoniacal, COT, pH, Coliformes totais e *Escherichia coli*. Ao término dos 60 dias, o sistema com *C. zizanioides* (e lixiviado bruto 50%) apresentou, em relação ao sistema com *T. domingensis* (e lixiviado bruto 50%), uma remoção de DQO 62% mais eficiente, 48% mais eficiente para Nitrogênio Amoniacal e 28% para COT. Os parâmetros turbidez e *E. coli* não apresentaram de resultados conclusivos, já pH e Coliformes totais mantiveram-se constantes na maioria das células. Nas condições analisadas, o sistema proposto com emprego da *C. zizanioides* foi capaz de remover 70% da DQO e 65% de Nitrogênio Amoniacal e pode ser utilizado na substituição de tecnologias mais custosas no tratamento de lixiviado de aterro.

Palavras-chave: Lixiviado de aterro, *C. zizanioides*, Fitorremediação.

ABSTRACT

ENRICO SOUZA NOGUEIRA

APPLICATION OF *CHRYSOPOGON ZIZANIOIDES* ON REMOVING POLLUTANTS FROM URBAN SOLID WASTE LANDFILL LEACHATE

Orientador: Bianca Ramalho Quintaes

Abstract da Monografia apresentada no Instituto de Microbiologia Paulo de Góes da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários para obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas: Microbiologia e Imunologia e aprovação no RCS Trabalho de Conclusão de Curso.

It takes R\$43,200 per day, approximately, to treat the amount of landfill leachate that is produced in Rio de Janeiro. This highly polluted residue contains massive quantities of organic matter and nitrogen. Not every city has conditions to correctly treat this residue. Due to that problem, it is important to seek alternative treatments. Phytoremediation (usage of plants to treat multiple types of substances) has been showing much potential, especially due to the grass *Chrysopogon zizanioides*, commonly known as Vetiver. The objective of this study was to evaluate the potential of *C. zizanioides* on removing pollutants of landfill leachate from a landfill in Rio de Janeiro. Six experimental treatment systems were built containing *C. zizanioides* added with landfill leachate at the concentrations of 0, 50, 75 and 100%, besides two systems added one with landfill leachate pre-treated once (chemically), and the other with landfill leachate pre-treated twice (chemically and biologically) (both being 50% concentrated) and a control system containing *Typha domingensis* added with landfill leachate 50% concentrated. Sample collecting and analysis happened every 15 days for the period of 60 days. The chosen parameters were Turbidity, Chemical Oxygen Demand (COT), Ammoniacal Nitrogen, Total Organic Carbon (TOC), pH, Total Coliform and *Escherichia coli*. At the end of 60 days, the system containing *C. zizanioides* (and landfill leachate 50% concentrated) presented, when comparing to the system containing *T. domingensis* (and landfill leachate 50% concentrated), a COD removal 62% more effective, an Ammoniacal Nitrogen removal 48% more effective and a TOC removal 28% more effective. Turbidity and *E. coli* did not present conclusive results, pH and Total Coliform, however, were constant in most cells. Under the experiment conditions, the proposed system using *C. zizanioides* was able to reduce the COD in 70%, and the Ammoniacal Nitrogen in 65% and can be used to replace more expensive technologies used to treat landfill leachate.

Key-words: Landfill leachate, *C. zizanioides*, Phytoremediation

ÍNDICE

RESUMO	vi
ABSTRACT	vii
1 INTRODUÇÃO.....	1
1.1 Resíduos Poluentes	1
1.2 Parâmetros de lançamento de efluentes	2
1.3 Fitorremediação	5
1.4 <i>Chrysopogon zizanioides</i>	6
2 JUSTIFICATIVA.....	9
3 OBJETIVOS	10
3.1 Objetivo geral	10
3.2 Objetivos específicos.....	10
4 MATERIAIS E MÉTODOS	11
4.1 Origem das mudas de <i>C. zizanioides</i>	11
4.2 Origem e caracterização do lixiviado	12
4.3 Cultivo de <i>C. zizanioides</i> em diferentes concentrações de lixiviado e etapas de tratamento	18
4.4 Análises pós-tratamento com <i>C. zizanioides</i>	20
5 RESULTADOS	22
5.1 Turbidez.....	22
5.2 Demanda Química de Oxigênio	23
5.3 Nitrogênio Amoniacal	25
5.4 Carbono Orgânico Total	27
5.5 Potencial Hidrogeniônico	28
5.6 Microbiologia.....	29
6 DISCUSSÃO	31
7 CONCLUSÃO.....	34
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	35

1 INTRODUÇÃO

1.1 Resíduos Poluentes

O gerenciamento e a disposição de resíduos são um dos maiores problemas associados à habitação humana. De acordo com o último panorama de resíduos sólidos (2016) da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE), no Brasil, anualmente são gerados 78,3 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos (RSU), além de 45 milhões de toneladas de resíduos de construção civil (RCC) e outras 256 mil toneladas de resíduos de serviços de saúde (RSS). Apesar das diretrizes estipuladas pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela lei 12.305, de agosto de 2010, que prevê a reutilização de resíduos sólidos e a destinação ambientalmente adequada dos rejeitos, no Brasil, há diferentes formas de disposição final dos resíduos sólidos: os lixões, que são áreas a céu aberto sem qualquer tipo de tratamento; os aterros controlados, que foram lixões e passaram por técnicas de remediação para controlar passivos ambientais; e os aterros sanitários, os quais possuem um conjunto de sistemas e medidas necessários para tratar os resíduos que recebem (geomembranas de polietileno de alta densidade, camadas impermeabilizantes, sistemas de drenagem, compactação e cobertura com argila).

Independente do tipo de disposição final, como resultado da degradação da fração orgânica do RSU, é formado um líquido altamente poluente denominado lixiviado fresco (Figura 1A). Esse líquido apresenta em sua composição elevadas concentrações de enxofre, fósforo, nitrogênio, coliformes totais e termotolerantes, além de metais pesados. Em aterros, o lixiviado fresco é combinado à precipitação e penetração d'água pluvial, passando a ser definido como lixiviado de aterro (Lema, Mendez & Blazquez, 1988; Renou *et al.*, 2008) (Figura 1B). O lixiviado de aterro, por sua vez, apresenta uma concentração de coliformes e nutrientes menor e uma maior concentração de amônia e metabólitos microbianos, embora sua composição sofra influências de fatores como a composição da matéria orgânica, idade do aterro, precipitação e variações sazonais (Lema, Mendez & Blazquez, 1988). Quando disposto de forma irregular, o lixiviado é capaz de se dispersar no ambiente a distâncias superiores a 100 metros, o que o torna capaz de contaminar massas d'água como leitos de rios, lagos e aquíferos (Christensen *et al.*, 2001).

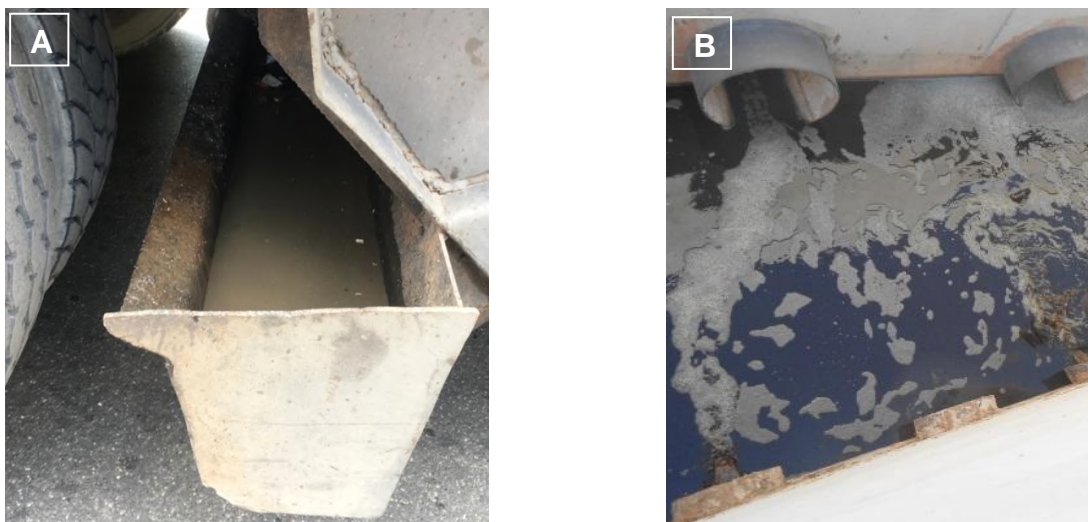


Figura 1 – Comparação dos lixiviados fresco e de aterro. **A.** Lixiviado fresco acumulado em bacia de caminhão compactador. **B.** Lixiviado de aterro em tanque de armazenamento. Note que o lixiviado é a combinação do chorume à precipitação e penetração d’água pluvial.

1.2 Parâmetros de lançamento de efluentes

A resolução N° 430/2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) proíbe o lançamento de lixiviado de aterro em corpos hídricos sem tratamento prévio. As condições de lançamento de efluentes estão listadas a seguir e os padrões de lançamento de efluentes estão listados no Quadro 1:

1. pH entre 5 a 9;
2. Temperatura: inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor
3. Não deverá exceder a 3°C no limite da zona de mistura;
4. Materiais sedimentáveis: até 1 mL/L em teste de 1 hora em cone *Inmhoff*. Para o
5. Lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar virtualmente ausentes;
6. 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;

7. Óleos e graxas: óleos minerais: até 20 mg/L; óleos vegetais e gorduras animais: até 50 mg/L;
8. Ausência de materiais flutuantes;
9. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO 5 dias a 20°C): remoção mínima de 60% de DBO 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;

Quadro 1 – Padrões de lançamento de efluentes segundo Resolução N°430 de 2011 do CONAMA.

Parâmetros inorgânicos	Valores máximos
Arsênio total	0,5 mg/L As
Bário total	5,0 mg/L Ba
Boro total (Não se aplica para o lançamento em águas salinas)	5,0 mg/L B
Cádmio total	0,2 mg/L Cd
Chumbo total	0,5 mg/L Pb
Cianeto total	1,0 mg/L CN
Cianeto livre (destilável por ácidos fracos)	0,2 mg/L CN
Cobre dissolvido	1,0 mg/L Cu
Cromo hexavalente	0,1 mg/L Cr ⁺⁶
Cromo trivalente	1,0 mg/L Cr ⁺³
Estanho total	4,0 mg/L Sn
Ferro dissolvido	15,0 mg/L Fe
Fluoreto total	10,0 mg/L F
Manganês dissolvido	1,0 mg/L Mn
Merúrio total	0,01 mg/L Hg
Níquel total	2,0 mg/L Ni
Nitrogênio amoniacal total	20,0 mg/L N
Prata total	0,1 mg/L Ag
Selênio total	0,30 mg/L Se
Sulfeto	1,0 mg/L S
Zinco total	5,0 mg/L Zn
Parâmetros Orgânicos	Valores máximos
Benzeno	1,2 mg/L
Clorofórmio	1,0 mg/L
Dicloroeteno (somatório de 1,1 + 1,2cis + 1,2 trans)	1,0 mg/L
Estireno	0,07 mg/L
Etilbenzeno	0,84 mg/L
fenóis totais (substâncias que reagem com 4-aminoantipirina)	0,5 mg/L C ₆ H ₅ OH
Tetracloroeto de carbono	1,0 mg/L
Tricloroeteno	1,0 mg/L
Tolueno	1,2 mg/L
Xileno	1,6 mg/L

Contudo, os tratamentos atualmente disponíveis são, em sua maioria, onerosos ou ineficientes. O sistema de tratamento de lixiviado mais comum conta com três etapas. A etapa inicial é chamada arraste de amônia (*stripping* de amônia), a qual demanda grande quantidade de aditivos químicos para elevação do pH, aumentando o custo do processo (Figura 2A); seguido do arraste, é realizado o tratamento biológico em lagoa de lodo ativado (Figura 2B), o qual pode demandar adição de nutrientes e, a última etapa, consiste em um processo de nanofiltração (Figura 2C), o qual, por si só, já é muito custoso. Sabemos – por comunicação pessoal com a Ciclus Ambiental do Brasil S.A., empresa que opera o Aterro Sanitário de Seropédica – que o custo desse tratamento por metro cúbico é em torno de R\$54,00 a produção desse resíduo no Rio de Janeiro por dia é cerca de 800 m³, portanto, seriam necessários aproximadamente R\$43.200,00 por dia para tratar todo o lixiviado. Dessa forma, grande parte dos aterros brasileiros é incapaz de tratar adequadamente o lixiviado ou sequer possui tratamento próprio para este líquido.



Figura 2 – Etapas do tratamento de lixiviado. **A.** Arraste de amônia (tratamento químico). **B.** Lagoa de lodo ativado. **C.** Equipamento de nanofiltração (tratamento físico).

1.3 Fitorremediação como alternativa ao tratamento de lixiviado de aterro

Uma alternativa para este problema encontra-se no uso da fitorremediação, um processo no qual uma planta é introduzida num ambiente e captura os contaminantes pelas raízes. Uma vez assimilados, estes podem ser degradados bioquimicamente, translocados para a porção superior da planta, volatilizados, imobilizados ou simplesmente acumulados (Pivetz, 2001). Ao contrário do método tradicional de *capping*, o qual necessita da instalação de coberturas, tubulações e

outros itens a fim de evitar a infiltração pluvial e geração de mais lixiviado, o custo estimado do uso de fitorremediação é de U\$10.000 a U\$30.000 por acre (2.500 m²), que é de duas a cinco vezes mais econômico (Flathman *et al.*, 1999). Diversos estudos já foram realizados demonstrando a utilização de plantas para recuperação de solos contaminados com xenobióticos, pesticidas, metais pesados (Suresh & Ravishankar, 2004) e até mesmo radionucleotídeos (Feiler & Darnall, 1991). O potencial fitorremediador está presente no reino vegetal desde microalgas até vegetais superiores. Gêneros de microalgas como *Spirulina* e *Chlamydomonas*, por exemplo, já tiveram sua capacidade de acumular Zn, Pb e Cu, entre outros metais pesados, demonstrada em estudos (Ettajani, *et al.*, 2001). Ademais, a capacidade fitorremediadora também foi observada em vegetais de alta biomassa como o salgueiro *Salix viminalis* (Hammer, Kayser & Keller, 2003).

1.4 *Chrysopogon zizanioides*

Dentre essas e muitas outras plantas com este potencial, há uma que se destaca das demais por compilar características vantajosas à fitorremediação: a gramínea vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) que vem sendo estudada na biorremediação de fossas, solos de minas e outros tipos de solos impactados (Melato *et al.*, 2015). Na Figura 3A, está ilustrada a parte aérea da planta *C. zizanioides*, e na Figura 3B, observa-se a extensa cobertura radicular da gramínea, que pode alcançar 6 metros de profundidade.



Figura 3 – Gramínea Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*). **A.** *Chrysopogon zizanioides*, parte aérea. **B.** A extensa cobertura radicular de *C. zizanioides* pode alcançar 6 metros de profundidade.

O potencial é devido à sua extraordinária capacidade de se adaptar a condições estressantes, como elevada acidez, salinidade, amônia, altas concentrações de metais pesados, defensivos, além de variações ambientais adversas (Truong, 1999). Recentemente, Mondyagu e colaboradores da Illinois State University e University of Tennessee demonstraram não haver diferença significativa no crescimento de *C. zizanioides* nas concentrações de nitrogênio entre 26,3 e 420 mg/L, para as razões $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ variando de 0 a 100% de cada. Essa capacidade é proveniente de um amplo arsenal de proteínas e mecanismos de defesa empregados por *C. zizanioides*. As enzimas catalase, peroxidase e superóxido dismutase, protegem a planta do estresse oxidativo, ao passo que proteínas e compostos fenólicos quelam metais tornando-os menos tóxicos ou atóxicos (Krzesłowska, 2011). Desse modo, uma vez que *C. zizanioides* capta metais do solo, acumula-os nas raízes e reduz a toxicidade do que é captado (Melato *et al.*, 2015), *C. zizanioides* realiza os processos de fitoextração, fitoacumulação e fitodegradação. Ademais, os fenóis produzidos por *C. zizanioides* podem tanto estar livres no citoplasma quanto aderidos à parede celular; estes fenóis, em especial os últimos, têm sua produção aumentada quando na presença de metais. Esse aumento é de tal forma significativo que, em 2015, Melato e colaboradores observaram um espessamento da parede celular de *C. zizanioides* em função de seu cultivo com metais. O espessamento da parede celular, por sua vez, confere maior proteção à planta contra resíduos tóxicos (Krzesłowska, 2011). Além disso, ela possui uma extensa cobertura radicular, podendo chegar a 6 metros de profundidade (Figura 3B). Seu potencial na redução da concentração de nitrogênio, fósforo, metais pesados e coliformes já foi demonstrado experimentalmente em diversos estudos (Quadro 2). Desta forma, *C. zizanioides* pode ser uma alternativa econômica e sustentável para a redução de compostos tóxicos e microrganismos patogênicos em aterros sanitários.

Quadro 2 - Aplicações relacionadas à biorremediação por *C. zizanioides*.

Tipo de aplicação	Autor	Ano	Área aplicada/ Substrato tratado
Acumulação de N e P	Otieno, <i>et al.</i>	2018	Esgoto municipal
Redução de DBO, DQO, turbidez e coliformes totais	Mathew, <i>et al.</i>	2016	Rejeito de cozinha institucional
Biorremediação de metais pesados	Melato <i>et al.</i>	2015	Lixiviado de minas de ouro
Fitorremediação de Zn e Cu	Vargas <i>et al.</i>	2016	Solo de mina
Tratamento de Lodo	Silva Júnior	2013	Resíduos de fossas e tanques sépticos
Remoção de N e P	Ucker <i>et al.</i>	2013	Esgoto doméstico
Remoção de Cromo	Kumar <i>et al.</i>	2012	Efluentes d'água
Eliminação de resíduo poluente	Percy & Truong	2003	Lixiviado de aterro

Em adição, *C. zizanioides* produz um óleo essencial rico em fenóis com propriedades aromaterapêuticas, antibacterianas, antifúngicas, antioxidantes entre outras (Khushminder, *et al.*, 2015). Khushminder e colaboradores (2015) defenderam que exames rotineiros de sua composição são impraticáveis devido à composição deste óleo ser muito rica e muito variada. Essa variação dá-se tanto por estresse quanto pela presença de microrganismos no solo, neste caso, a composição torna-se muito mais rica quando comparada ao óleo de *C. zizanioides* cultivado na ausência de microrganismos no solo (Khushminder *et al.*, 2015). Em 1999, Hammer, Carson e Riley investigaram a atividade antimicrobiana do óleo essencial de 52 plantas diferentes contra diversos microrganismos e constataram que, dentre as 52, aquela cujo óleo era o mais eficiente, isto é, tinha a menor concentração inibitória mínima para *Staphylococcus aureus* era *C. zizanioides*. Diante disso, o tratamento utilizando *C. zizanioides* também apresenta a possibilidade de geração de riqueza a partir de seu óleo essencial.

2 JUSTIFICATIVA

O impacto ambiental gerado pelos resíduos sólidos urbanos merece especial atenção. Levando-se em consideração o grande volume de lixiviado gerado nos aterros sanitários, cerca de 800 m³ por dia, bem como o elevado custo de seu tratamento, nem todos os municípios brasileiros têm condições de fazer o tratamento adequado antes de seu despejo. É importante a busca por métodos alternativos e de baixo custo que possam ser amplamente aplicados no tratamento do lixiviado de aterro. *C. zizanioides* pode ser uma alternativa no pré-tratamento de efluentes tóxicos, como é o caso do lixiviado de aterro. O presente trabalho se propõe a analisar a viabilidade de utilização da gramínea *C. zizanioides* na eliminação de poluentes no lixiviado de aterro.

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo geral

Avaliar o potencial de *Chrysopogon zizanioides* na remoção de poluentes do lixiviado de um aterro sanitário do Rio de Janeiro.

3.2 Objetivos específicos

Avaliar a resistência do *C. zizanioides* a diferentes concentrações de lixiviado de aterro.

Realizar análises físico-químicas e microbiológicas no lixiviado de aterro após tratamento com *C. zizanioides*.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

Os experimentos foram realizados conforme o fluxograma da Figura 4. O lixiviado de aterro foi submetido ao biotratamento em células experimentais com *C. zizanioides*. Ensaio físico-químicos foram realizados no lixiviado de aterro quinzenalmente, inclusive antes do biotratamento, e ensaios microbiológicos foram realizados mensalmente.

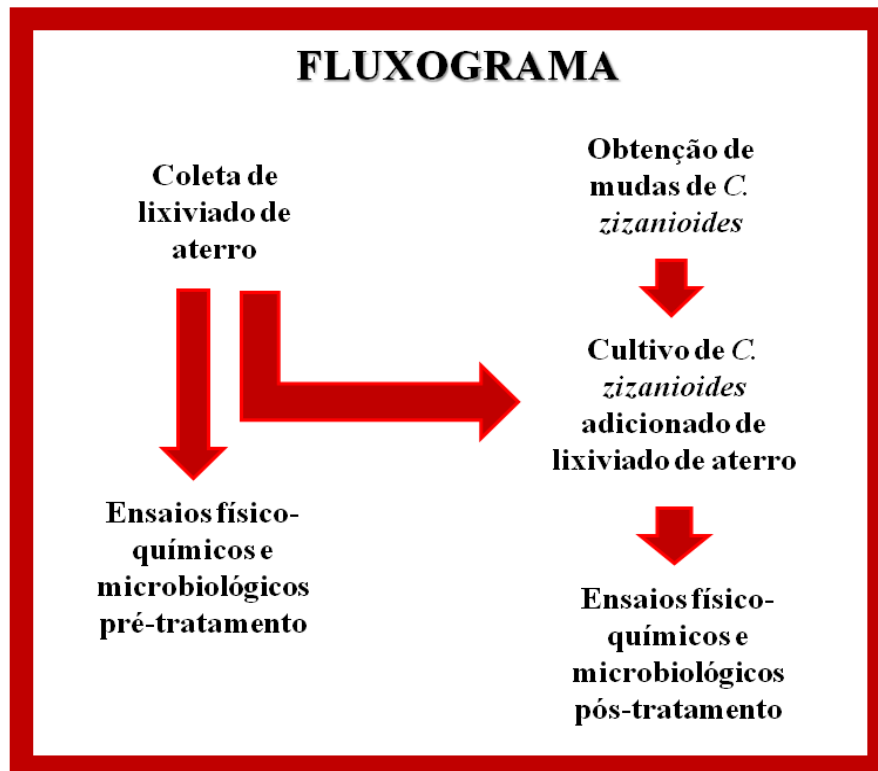


Figura 4 – Fluxograma dos experimentos utilizando lixiviado de aterro.

4.1 Origem das mudas de *C. zizanioides*

As mudas de *C. zizanioides* foram cultivadas no horto botânico da Companhia Municipal de Limpeza Urbana (COMLURB) do Município do Rio de Janeiro (Figura 5). A propagação foi feita no mesmo local e a partir da repartição da touceira da planta adulta, seguida de cultivo por seis meses, até que se atinja 1,5 m de altura de parte aérea.



Figura 5 – Propagação de mudas de *C. zizanioides*. **A.** Horto botânico da COMLURB. **B.** Trabalhadores especializados na manutenção de mudas para distribuição para o município do Rio de Janeiro. **C.** Mudanças de *C. zizanioides*. **D.** *C. zizanioides* adulta em canteiro.

4.2 Origem e caracterização do lixiviado

As amostras de lixiviado de aterro cedidas pelo Centro de Tratamento de Resíduos, localizado no município de Seropédica (CTR Santa Rosa) (Figura 6), foram transportadas em frascos estéreis e foram submetidas às análises. As características físico-químicas avaliadas foram Demanda Química de Oxigênio (DQO), Carbono Orgânico Total (COT), nitrogênio amoniacal, Turbidez e pH. As amostras analisadas consistiram em:

1. Lixiviado de aterro bruto
2. Lixiviado de aterro pós-tratamento primário
3. Lixiviado de aterro pós-tratamento secundário
4. Água (controle)



Figura 6 – Coleta de lixiviado de aterro no CTR-Santa Rosa, localizado em Seropédica.

As análises físico-químicas foram escolhidas do Standard Methods for the Examination of Water & Wasterwater (2005). Inicialmente, 40 mL das amostras foram filtradas com membrana de 0,45 μm de porosidade (Whatman Schleicher & Schuell, US) com auxílio de kitassato e bomba a vácuo para dar início aos testes físico-químicos, salvo teste de Turbidez.

O teste de turbidez se iniciou com a agitação dos frascos contendo cada amostra para homogeneização, em seguida as amostras foram analisadas no turbidímetro AP-2000 (PoliControl) (Figura 7).



Figura 7 – Turbidímetro AP-2000.

A avaliação da DQO exigiu diluição de cinco vezes das amostras para que o resultado ficasse dentro do alcance do espectrofotômetro. Sendo assim, nas três amostras de lixiviado de aterro diluídas utilizou-se 0,4 mL de cada, acrescentando-se 1,6 mL de H₂O. No caso da água da tubulação, 2 mL desta. Foram utilizados três tubos para cada amostra (triplicata). Após diluição, 1,2 mL de solução digestora de alta DQO foi adicionado nos tubos diluídos e 1,2 mL de solução digestora de baixa DQO – ambas produzidas e cedidas pelo Laboratório de Controle de Poluição das Águas da COPPE/UFRJ (LabPol) – foi adicionado nos tubos não diluídos. Adicionou-se também 2,8 mL de ácido sulfúrico, como catalisador, em cada um dos tubos e estes agitados com auxílio de agitador. Após agitação os tubos foram submetidos a uma digestora DQO (Dry Block, CienlaB) por 2 horas a temperatura de 150°C (Figura 8). Passadas 2 horas, aguardou-se a normalização da temperatura ambiente nos tubos e foi feita a leitura pelo espectrofotômetro Direct Reading 2000 (HACH) (Figura 7C). O espectro de onda para leitura nos tubos com solução digestora alta foi de 600 nm e naqueles com solução digestora baixa foi de 420 nm. Nos dois casos o aparelho foi previamente calibrado com H₂O.



Figura 8 – Digestora Dry Block.



Figura 9 – Espectrofotômetro Direct Reading 2000.

Para a avaliação do nitrogênio amoniacal as amostras de lixiviado bruto e pós-tratamento primário foram diluídas 500 vezes e 200 vezes para a amostra pós-tratamento secundário. A amostra d'água não exigiu diluição para permanecer no alcance do espectrofotômetro. Após diluição, 100 μ L de solução NESSLER (LabPol) foram adicionadas em 5 mL da amostra e agitadas em vórtex a 2500 rpm. Após agitação e espera de 10 minutos, realizou a leitura no espectrofotômetro. O comprimento de onda utilizado para todos os tubos foi de 425 nm.

A análise de COT exigiu diluição de 50 vezes para todas as amostras salvo água, e posterior inserção no leitor de COT (TOC-L, Shimadzu) (Figura 10).



Figura 10 – Leitor de COT TOC-L.

Finalmente, as amostras filtradas foram submetidas ao peagômetro Edge (Hanna Instruments) (Figura 11).



Figura 11 – Medidor de pH Edge.

Além da físico-química realizou-se a caracterização microbiológica do lixiviado de aterro bruto.

Os procedimentos das análises colimétricas tiveram por base as metodologias preconizadas pelo Standard Methods for the Examination of Water & Wasterwater (2005). As densidades de coliformes totais e *Escherichia coli* foram expressas em Números Mais Prováveis por 100 mililitros de amostra (NMP100mL⁻¹) e determinadas pela Técnica dos Tubos Múltiplos. Diluições decimais subseqüentes a partir do lixiviado bruto foram obtidas pela transferência de 10 mL para 90 mL de água de diluição fosfatada (tamponada) até a diluição 10⁻⁷. O exame para determinação de coliformes totais se deu através de ensaios presuntivo e confirmativo.

O ensaio presuntivo consistiu na inoculação de 1 mL do lixiviado bruto uma série de 5 tubos, seguido da inoculação de 1 mL das diluições, variando de 10⁻¹ a 10⁻⁵, em séries de 5 tubos de caldo lauril-sulfato com indicador de pH e tubos de Durhan. Os tubos foram incubados a 35±0,5°C, durante 24-48 horas. A acidificação, com ou sem produção de gás, a partir da fermentação da lactose no meio de cultura empregado nesse ensaio, é prova presuntiva positiva da presença de bactérias do grupo coliforme. Como controle positivo foi utilizada a *Escherichia coli* (ATCC 25922) e como controle negativo foi empregada a estirpe de *Salmonella enterica* subsp *enterica* sorovar Choleraesuis (ATCC 10408).

As culturas dos tubos que apresentaram resultado presuntivo positivo (produção de ácido com ou sem gás em caldo lauril triptose após 24 ou 48 horas) foram transferidas para tubos contendo caldo de cultura cromo-fluorogênico. Os tubos foram incubados a 35 ±0,5°C durante 48 horas. A produção de coloração verde azulada nesse meio é prova confirmativa positiva da presença de bactérias do grupo coliforme e a fluorescência e o teste do Indol confirmam a presença de *E. coli*. Como controle positivo foi utilizada a *Escherichia coli* (ATCC 25922) e como controle negativo foi empregada a estirpe de *Salmonella enterica* subsp *enterica* sorovar Choleraesuis (ATCC 10408). Os resultados foram expressos em Números Mais Prováveis por 100 mililitros de amostra (NMP100mL⁻¹).

Para o isolamento das outras enterobactérias, um inóculo retirado da amostra de lixiviado bruto foi transferido para ágar eosina azul de metileno (ágar EMB), em triplicata, seguido de incubação a 35-37°C por 24 horas.

As colônias suspeitas foram identificadas, em triplicata, com base nos seguintes testes bioquímicos: oxidase, produção de ácidos a partir da glicose, lactose e sacarose, motilidade, produção de indol, de H₂S e das enzimas fenilalanina desaminase, lisina descarboxilase, urease e utilização do citrato como única fonte de carbono.

A identificação das espécies bacterianas foi obtida a partir dos resultados fornecidos pelos testes bioquímicos de acordo com o Manual do Bergey para sistemática bacteriana (BRENNER *et al.*, 2005). A confirmação da identificação foi realizada com o auxílio do programa para detecção das similaridades entre as espécies, oferecido pelo Sistema API (Biomérieux).

A pesquisa de *Salmonella* teve por base a ISO 6579:2002. Consistiu no enriquecimento seletivo de 1 mL da amostra bruta em 10 mL de caldo tetracionato adicionado de solução aquosa de iodo e solução de verde brilhante a 0,1% e incubados a 35°C +/- 0,5 por 18 a 24 horas. Após incubação, um inóculo do caldo foi transferido para placas com os meios seletivos-indicadores ágar *Salmonella-Shigella* (ágar SS) e ágar xilose lisina desoxicolato (XLD), seguido de incubação a 35-37°C por 24 horas. Colônias indicativas de *Salmonella* foram confirmadas através de testes de aglutinação em lâmina empregando-se soro polivalente “O” (Probac do Brasil Produtos Bacteriológicos Ltda.).

4.3 Cultivo de *C. zizanioides* em diferentes concentrações de lixiviado e etapas de tratamento

O trabalho foi realizado em um sistema controlado de tratamento experimental. Sete contêineres de 240 litros de capacidade e dimensões de 57,5 cm x 51,5 cm x 100 cm, feitos de polietileno de alta densidade, cedidos pela COMLURB (Figura 12A), foram utilizados no experimento. Na extremidade inferior de cada contêiner foi inserida uma torneira de drenagem para permitir a coleta do inóculo pós-tratamento (Figura 12B). Estes recipientes foram então interiormente cobertos com manta tecido geotêxtil (Bidim Indústria e Comércio Ltda) de gramatura 200 g/m² - para filtração de partículas sólidas – e brita graduada simples de tamanho dois, para prevenir a obstrução das torneiras de drenagem (Figura 12C). Além disso, foram finalmente preenchidos com areia de leito de rio até 1 m de altura, a fim de servir como matriz de fixação para as plantas (Figura 12D). A areia processada mecanicamente foi cedida pela usina de reciclagem e compostagem do Caju, já submetida à colimetria, granulometria e fitotoxicidade pelo teste de germinação de semente de *Lepidium sativum* (Zuconni *et al.*, 1981), não demonstrou qualquer possível prejuízo às plantas. Um toldo transparente e impermeável foi instalado em uma armação metálica sobre os contêineres para proteção de infiltração pluvial e ainda permitir que a

luz do sol chegue ao sistema (Figura 12E). Ao todo, foram montados sete sistemas sob o toldo (Figura 12F).



Figura 12 – Visualização das instalações. **A.** Contêiner de polietileno de alta densidade e capacidade de 240 litros. **B.** Torneira de drenagem na extremidade inferior do contêiner. **C.** Brita graduada simples, tamanho dois, sobre manta tecido geotêxtil. **D.** Areia de leito de rio preenchendo contêiner. **E.** Toldo impermeável transparente para proteção da infiltração pluvial. **F.** Sistemas montados, prontos para inserção das plantas.

A avaliação do potencial de *C. zizanioides* no tratamento de lixiviado de resíduos sólidos foi realizada utilizando-se o lixiviado de aterro bruto (sem tratamento prévio), nas concentrações de 0, 50, 75 e 100%, além do lixiviado pós-tratamento primário (tratamento químico) e lixiviado pós-tratamento secundário (tratamento biológico), os dois últimos na concentração de 50%. Como controle, utilizou-se água da própria ETR Jacarepaguá para ser inoculada no sistema controle (CTE *C. zizanioides*). Além disso, montou-se um sistema substituindo *C. zizanioides* pela planta *Typha domingensis* e inoculando lixiviado de aterro bruto, na concentração de 50%, por fins comparativos (CTE *T. domingensis*), uma vez que a última vem sendo estudada por seu potencial fitorremediador (Celis, 2015). Ao todo, 40 litros foram

inoculados em cada um dos sete sistemas, respeitando-se as concentrações e as variações do inóculo (Figura 13) em um período de cultivo de dois meses. Desse modo, a comparação dos sistemas permitirá observar os efeitos de três variáveis no tratamento: a concentração de lixiviado, a presença de pré-tratamentos e a escolha de planta biorremediadora. Seis unidades de *C. zizanioides* foram dispostas em cada contêiner com espaçamento equidistante entre as mudas, de modo que o espaço entre uma muda e outra fosse o dobro do espaço entre uma muda e a parede do contêiner, o que foi feito a fim de permitir o desenvolvimento da vergôntea (touceira). No caso da *T. domingensis*, apenas cinco unidades foram dispostas seguindo padrão equidistante, tendo em vista o tamanho superior desta planta e a superfície invariável do contêiner, coberta em ambos os casos.

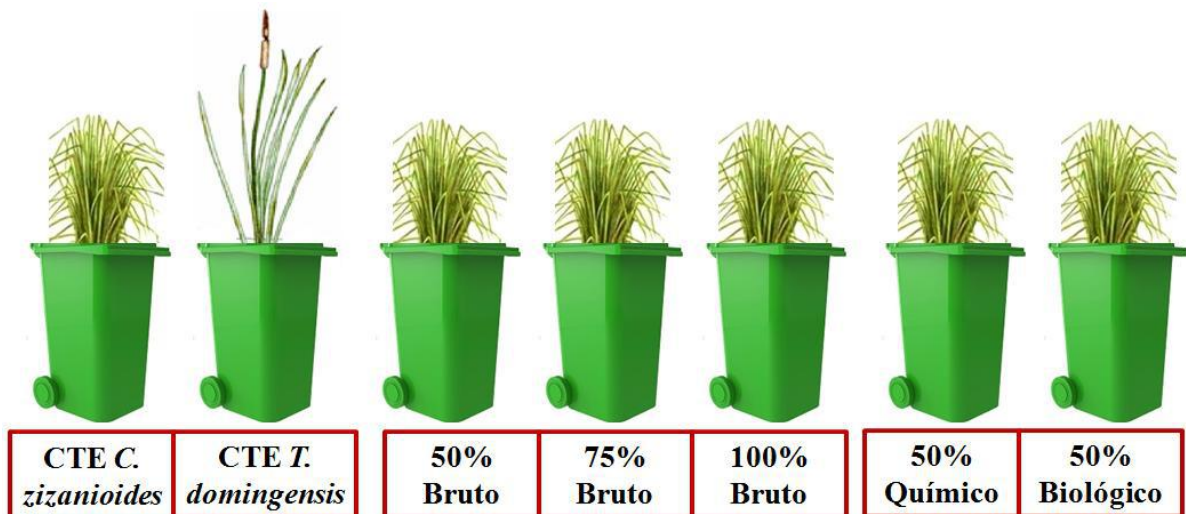


Figura 13 – Esquematização dos sistemas de tratamento de lixiviado de aterro. A comparação dos sistemas permitirá observar os efeitos de três variáveis no tratamento: a concentração de lixiviado, a presença de pré-tratamentos e a escolha da planta biorremediadora.

4.4 Análises pós-tratamento com *C. zizanioides*

Uma vez adicionado o lixiviado aos cultivos, este foi coletado quinzenalmente em frascos estéreis para análises físico-químicas como descrito no item 3.2. As diluições para análise de Nitrogênio amoniacal do BRUTO 100%, BRUTO 75%, BRUTO 50%, QUÍMICO e CTE *T. domingensis* foram de 500 vezes; uma vez para CTE *C. zizanioides* e 50 vezes para o BIOLÓGICO. As diluições para análise de DQO foram de 5 vezes para as amostras e uma vez

para CTE *C. zizanioides*. O COT também exigiu diluição de 50 vezes para as amostras e uma vez para CTE *C. zizanioides*.

As análises microbiológicas, realizadas mensalmente, foram adaptadas do Standard Methods for the Examination of Water & Wasterwater (2005). As populações de coliforme totais e *Escherichia coli* foram expressas em Números Mais Prováveis por 100 mililitros de amostra (NMP100mL⁻¹) e determinadas pela Técnica dos Tubos Múltiplos.

A análise para determinação de coliformes totais e *Escherichia coli* consistiu na inoculação de 10 mL do lixiviado de aterro bruto em uma série de três tubos contendo 10 mL de meio Colilert (IDEXX) – sendo que a primeira série de tubos contém meio concentrado em duas vezes –, seguido da inoculação de 1 mL das diluições, variando de 10⁻¹ a 10⁻³, em 3 séries de 3 tubos do mesmo meio de cultivo. Os tubos foram incubados a 37°C, durante 24-48 horas e observados em câmara escura com auxílio de uma lâmpada de luz UV. A análise foi repetida utilizando-se meio Verde Brilhante (HIMEDIA) com tubos de Durhan uma vez que este é o método descrito no Standard Methods for the Examination of Water & Wasterwater (2005), a fim de comparar os resultados e, sendo estes iguais, a análise com meio Colilert serve como equivalente à análise com Verde Brilhante. Como controle positivo foi utilizado *Escherichia coli* (ATCC-American Type Culture Collection 25922) e como controle negativo foi empregada a estirpe de *Enterococcus faecalis* (ATCC 19433), juntamente com meios não inoculados. Além disso, inoculou-se *E. coli* em um tubo contendo 10 mL de lixiviado de aterro bruto e deste inoculo-se 1 mL, 0,1 mL e 0,01 mL em três tubos contendo 10 mL de meio Coliart. Isso foi feito para observar a viabilidade das células microbianas frente o hostil ambiente do lixiviado de aterro.

O sucesso desta análise nas semanas propostas permitiu a utilização exclusiva do método com meio Colilert para determinar a população de coliformes totais e *E. coli* presente no substrato de cada uma das células experimentais coletados nos dias 30 e 60.

5 RESULTADOS

A obtenção dos resultados ao longo de 60 dias para todas as células experimentais foi possível em virtude da sobrevivência de *C. zizanioides* em todas as concentrações propostas de lixiviado de aterro, pré-tratado ou não, ao longo de 60 dias.

5.1 Turbidez

A comparação dos resultados obtidos no teste de turbidez é mostrada na Tabela 1, em NTU (Unidade Nefelométrica de Turbidez).

Tabela 1 – Resultados do teste de turbidez antes e após biotratamento experimental com *C. zizanioides* e *T. domingensis*.

Célula experimental	Turbidez em NTU				
	Zero dia	15 dias	30 dias	45 dias	60 dias
QUÍMICO	0.02	0.02	0.88	0.02	0.02
BIOLÓGICO	57,5	55	11.2	16.5	12.9
BRUTO 100%	9.66	17.5	24.8	15.7	16.5
BRUTO 75%	7.45	41	44	21.3	40.8
BRUTO 50%	5.24	102	120	118	143
CTE <i>T. domingensis</i>	5.24	31.3	63.7	55.1	62.6
CTE <i>C. zizanioides</i>	0.83	60.9	286	223	377

O lixiviado de aterro bruto, cuja turbidez inicial era de 9.66 NTU, na concentração de 100 %, obteve um pico de 24.8 NTU após 30 dias e, passados mais 30 dias, decresceu para 16.5 NTU. Na concentração de 75%, a turbidez do lixiviado de aterro bruto aumentou de 7.45 para 41 NTU em 15 dias, obteve uma queda para 21.3 NTU em 45 dias e, ao fim de 60 dias de tratamento, a turbidez subiu novamente para 40.8 NTU. Na concentração de 50%, o aumento da turbidez na primeira quinzena foi de quase 20 vezes, passando de 5.24 NTU para 102 NTU e atingindo um pico de 143 NTU ao fim de 60 dias. O comportamento da turbidez do lixiviado de aterro pós-tratamento primário foi bem diferente: manteve-se estável em 0,02 NTU, com exceção de um

aumento em 30 dias, quando a turbidez estava em 0,88 NTU. A turbidez do lixiviado de aterro pós-tratamento secundário foi a única que apresentou comportamento decrescente. Partindo de 115 NTU no tempo zero, a turbidez caiu para 55 e 12.9 NTU em 15 e 60 dias, respectivamente. Isso representa uma redução de quase 10 vezes ao fim de 60 dias. O CTE *T. domingensis*, cuja turbidez do inóculo inicial foi de 5.24 NTU, subiu para 31.3 e 63.7 em 15 e 30 dias respectivamente, baixou para 55.1 NTU em 45 dias e voltou a subir para 62.6 NTU ao fim de 60 dias. O CTE *C. zizanioides* apresentou um aumento da turbidez inicial superior a 70 vezes, passando de 0.83 para 60.9 NTU e manteve um aumento quase constante superior a 450 vezes, alcançando 377 NTU ao fim de 60 dias.

5.2 Demanda Química de Oxigênio

Os resultados das análises de DQO são mostrados na Tabela 2 e na Figura 9 (resultados até o dia 45 uma vez que a amostra do dia 60 foi comprometida).

Tabela 2 – Resultados das análises de DQO expressos em mg/L, antes e após biotratamento experimental com *C. zizanioides* e *T. domingensis*, durante 45 dias. Cada valor é a média entre triplicatas \pm desvio padrão. (ND): Não detectado.

Demanda Química de Oxigênio (mg/L)				
Célula experimental	Zero dia	15 dias	30 dias	45 dias
QUÍMICO	1139,06 \pm 27,14	3453,98 \pm 160,33	3249,3 \pm 84,28	3413,85 \pm 247,13
BIOLÓGICO	2326,95 \pm 45,44	1245,24 \pm 48,23	688,91 \pm 25,06	580,55 \pm 186,65
BRUTO 100%	4513,46 \pm 139,54	3775,03 \pm 72,23	3265,36 \pm 114,43	3899,84 \pm 102,16
BRUTO 75%	3385,09 \pm 104,65	3518,19 \pm 168,7	2932,26 \pm 118,79	3401,8 \pm 77,4
BRUTO 50%	2256,73 \pm 69,77	1507,6 \pm 61,78	1122,33 \pm 181,12	973,85 \pm 96,32
CTE <i>T. domingensis</i>	2256,73 \pm 69,77	2964,36 \pm 42,28	2476 \pm 72,23	2563,06 \pm 292,19
CTE <i>C. zizanioides</i>	ND	ND	ND	ND

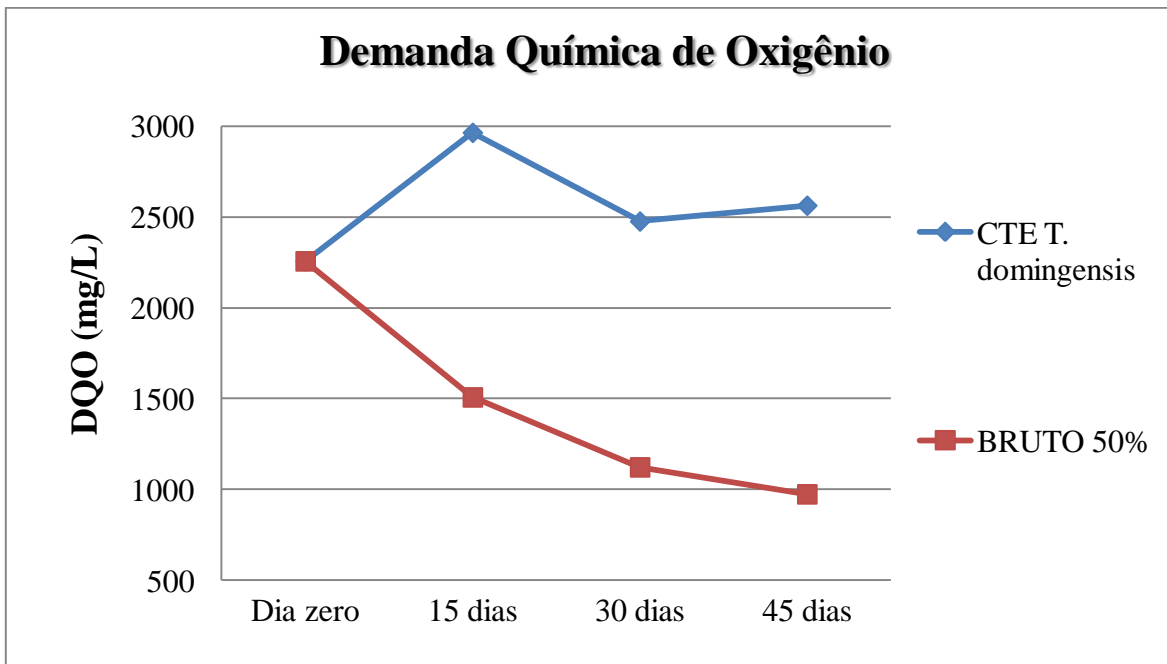


Figura 14 – Evolução da DQO ao longo de 45 dias nos sistemas CTE T. domngensis e BRUTO 50%.

O lixiviado de aterro bruto 100% concentrado apresentou reduções da DQO de 16 e 14% nos dias 15 e 45, respectivamente, com pico em 30 dias atingindo uma redução de 28% da DQO. A DQO do BRUTO 75% manteve-se estável ao longo de 45 dias, de 3385,09 para 3401,8 nos dias zero e 45, respectivamente, embora tenha apresentado uma queda no dia 30, atingindo 2932,26 mg/L e pico no dia 15, atingindo 3518,19 mg/L. Já a DQO do BRUTO 50% e do BIOLÓGICO apresentaram um notório decaimento ao longo dos 45 dias, caindo de 2256,73 e 2326,95 mg/L para 973,85 e 580,55 mg/L respectivamente. O QUÍMICO apresentou aumento de quase três vezes o valor inicial da DQO no decorrer do tratamento experimental. Essa passou de 1139,06 para 3414,85 mg/L nos dias zero e 45 respectivamente. O CTE *T. domingensis*, embora apresente flutuações, manteve a DQO relativamente estável em torno de 2500 mg/L. Essa passou de 2256,73 para 2563,06 mg/L nos dias zero e 45, com pico de 2964,36 mg/L no dia 15. A DQO do CTE *C. zizanioides* permaneceu indetectável durante todo o tratamento experimental.

5.3 Nitrogênio amoniacal

Os resultados das análises de nitrogênio amoniacal estão expressas em mg/L na Tabela 3 e comparados na Figura 10.

Tabela 3 – Resultados do teste de nitrogênio amoniacal expressos em mg/L, antes e após biotratamento experimental com *C. zizanioides* e *T. domingensis*. Cada valor é a média entre triplicatas \pm desvio padrão. (ND): Não detectado.

Nitrogênio Amoniacal (mg/L)					
Célula experimental	Zero dia	15 dias	30 dias	45 dias	60 dias
QUÍMICO	683,51 \pm 56,74	489,33 \pm 31,06	2,90 \pm 1,48	154,09 \pm 48,39	45,98 \pm 16,92
BIOLÓGICO	38,55 \pm 5,62	165,96 \pm 2,25	204,65 \pm 1,89	183,13 \pm 1,89	175,39 \pm 1,61
BRUTO 100%	2558,29 \pm 167,27	1887,81 \pm 54,3	1644,34 \pm 30,35	1995,91 \pm 16,39	1737,05 \pm 18,1
BRUTO 75%	1918,72 \pm 125,63	1626,95 \pm 14,97	1301,64 \pm 11,15	1117,15 \pm 8,58	1363,13 \pm 7,48
BRUTO 50%	1279,14 \pm 83,64	534,93 \pm 17,19	343,44 \pm 14,85	192,77 \pm 29,8	482,39 \pm 15,27
CTE <i>T. domingensis</i>	1279,14 \pm 83,64	1251,53 \pm 19,77	1057,65 \pm 22,53	953,50 \pm 165,57	1000,12 \pm 165,57
CTE <i>C. zizanioides</i>	ND	ND	ND	ND	ND

Todas as células experimentais, com exceção do BIOLÓGICO e CTE *C. zizanioides*, apresentaram redução dos níveis de nitrogênio amoniacal. Ainda assim, é notória a diferença dessa redução no BRUTO 50% quando comparado ao CTE *T. domingensis*. Na primeira célula, houve uma queda de 1279,72 para 482,39 mg/L em 60 dias – restando menos da metade –, contra 1279,14 para 1000,12 mg/L. Sendo a planta remediadora a única variável nesta comparação, fica evidente o papel de *C. zizanioides* na redução dos níveis de Nitrogênio Amoniacal. O Nitrogênio Amoniacal no CTE *C. zizanioides* manteve-se estável em ínfimas, quando não indetectáveis, quantidades.

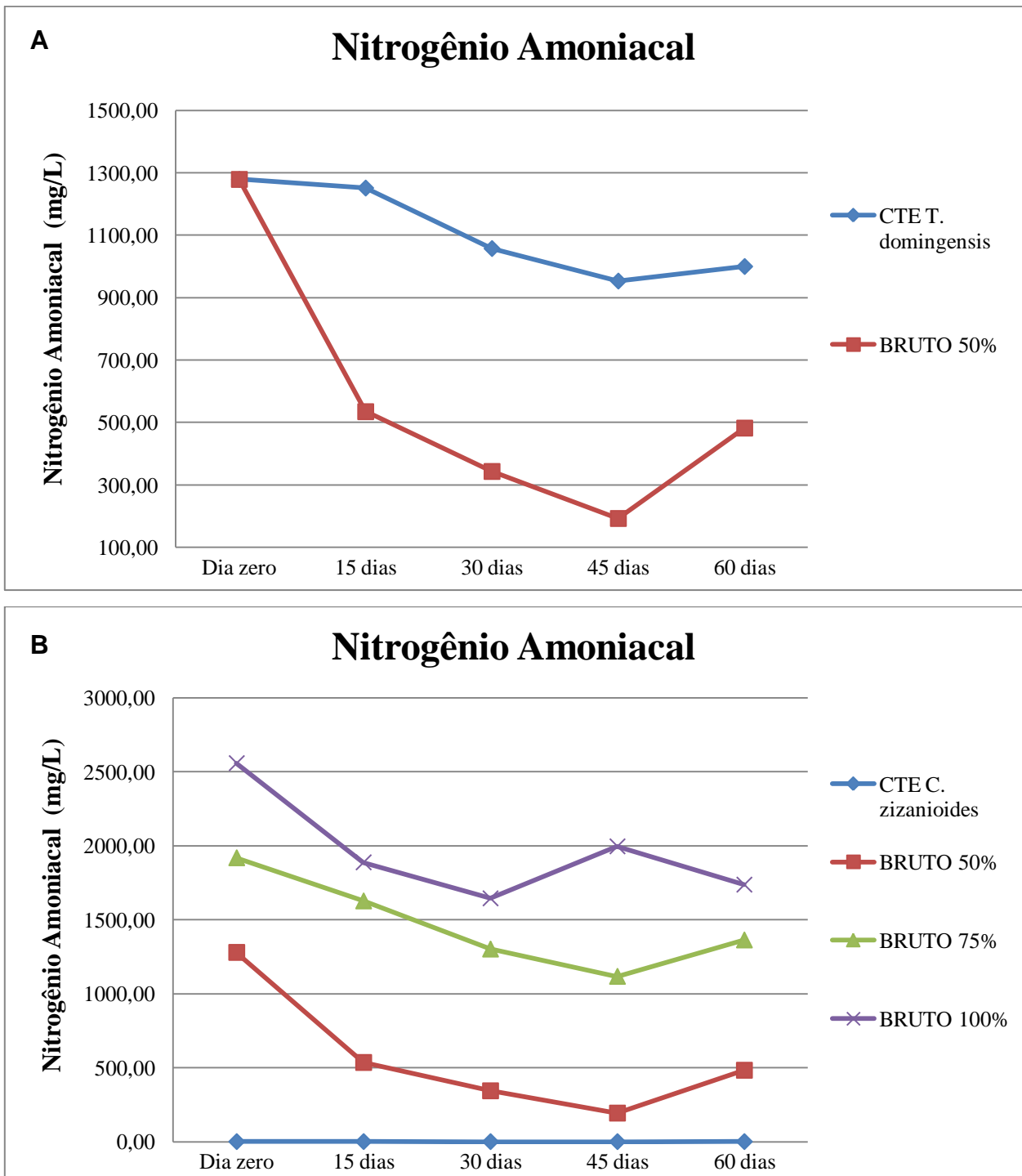


Figura 15 – Decaimento do nitrogênio amoniacal ao longo de 60 dias de tratamento com *C. zizanioides* e *T. domingensis*. **A.** Comparação do comportamento da curva de nitrogênio amoniacal variando-se a planta remediadora. **B.** Comparação do comportamento da curva de nitrogênio amoniacal variando-se a concentração de lixiviado de aterro.

5.4 Carbono Orgânico Total

Os resultados do teste de COT são expressos na Tabela 4 (somente resultados até o dia 45 uma vez que a amostra do dia 60 foi comprometida). Observa-se uma elevação do COT no BRUTO 100% de quase 2,4 vezes, passando de 1202 para 2850 mg/L, do dia zero para o dia 45. Uma modesta elevação do COT foi observada ao longo dos 45 dias no BRUTO 75%, passando de 902 para 1148 mg/L. O BRUTO 50% apresentou uma redução do COT nos primeiros 30 dias, de 601 para 310,3 mg/L. Ao final de 45 dias (15 dias depois), o COT retornou para 601,6 mg/L. O COT no QUÍMICO apresentou um aumento superior a 2,5 vezes ao longo dos 45 dias, passando de 554,9 para 1458 e então para 1402 mg/L nos dias zero, 30 e 45 respectivamente. O COT do BIOLÓGICO apresentou notável redução superior a 10 vezes no decorrer dos 45 dias de tratamento, passando de 2022 para 201,7 mg/L. O CTE *T. domingensis* apresentou um aumento do COT ao fim de 45 dias, passando de 601 para 834,8 mg/L nos dias zero e 45, respectivamente, além de um pico de 1069,5 no dia 15. O CTE *C. zizanioides* manteve o COT em níveis baixos ainda assim, elevando-se o COT de 0,88 para 4,26 mg/L nos dias zero e 45 respectivamente, com pico de 12,78 mg/L no dia 30.

Tabela 4 – Resultados do teste de COT, expressos em mg/L, antes e após biotratamento experimental com *C. zizanioides* e *T. domingensis*.

Carbono Orgânico Total (mg/L)				
Célula experimental	Zero dia	15 dias	30 dias	45 dias
QUÍMICO	554,9	1255,5	1458	1402
BIOLÓGICO	2022	490,25	285,3	201,7
BRUTO 100%	1202	1283	1132	2850
BRUTO 75%	902	977,5	1053	1148
BRUTO 50%	601	512,5	310,3	601,6
CTE <i>T. domingensis</i>	601	1069,5	1022	834,8
CTE <i>C. zizanioides</i>	0,88	8,603	12,78	4,26

5.5 Potencial Hidrogeniônico

A Figura 11 mostra a evolução do pH ao longo dos 60 dias. Apesar das flutuações, o pH de BRUTO 100% manteve-se estável por volta de 8,2 ao longo dos 60 dias, apresentando um pico de 8,77 no dia 15. BRUTO 75% saiu de 7,9 para 8,4 no decorrer dos 60 dias, com pico em 8,41 no dia 30 seguido de queda para 7,92 no dia 45. BRUTO 50% também apresentou pH estável em torno de 7,7 no decorrer dos 60 dias, com pico de 8,13 no dia 30. O pH do QUÍMICO apresentou decaimento gradual ao longo dos 60 dias, passado de 7,9 para 7,34 nos dias zero e 60 respectivamente. O pH do BIOLÓGICO também manteve-se estável em torno 8,1 no decorrer dos 60 dias, apresentando um pico de 8,77 nos primeiros 15 dias. O pH do CTE *T. domingensis* apresentou gradual aumento durante o período de tratamento experimental, este passou de 7,6 no dia zero para 8,4 ao fim de 60 dias. O comportamento do pH do CTE *C. zizanioides* também apresentou estabilidade em torno de 7,2 com picos de 7,55 e 7,5 nos dias 15 e 45, respectivamente.

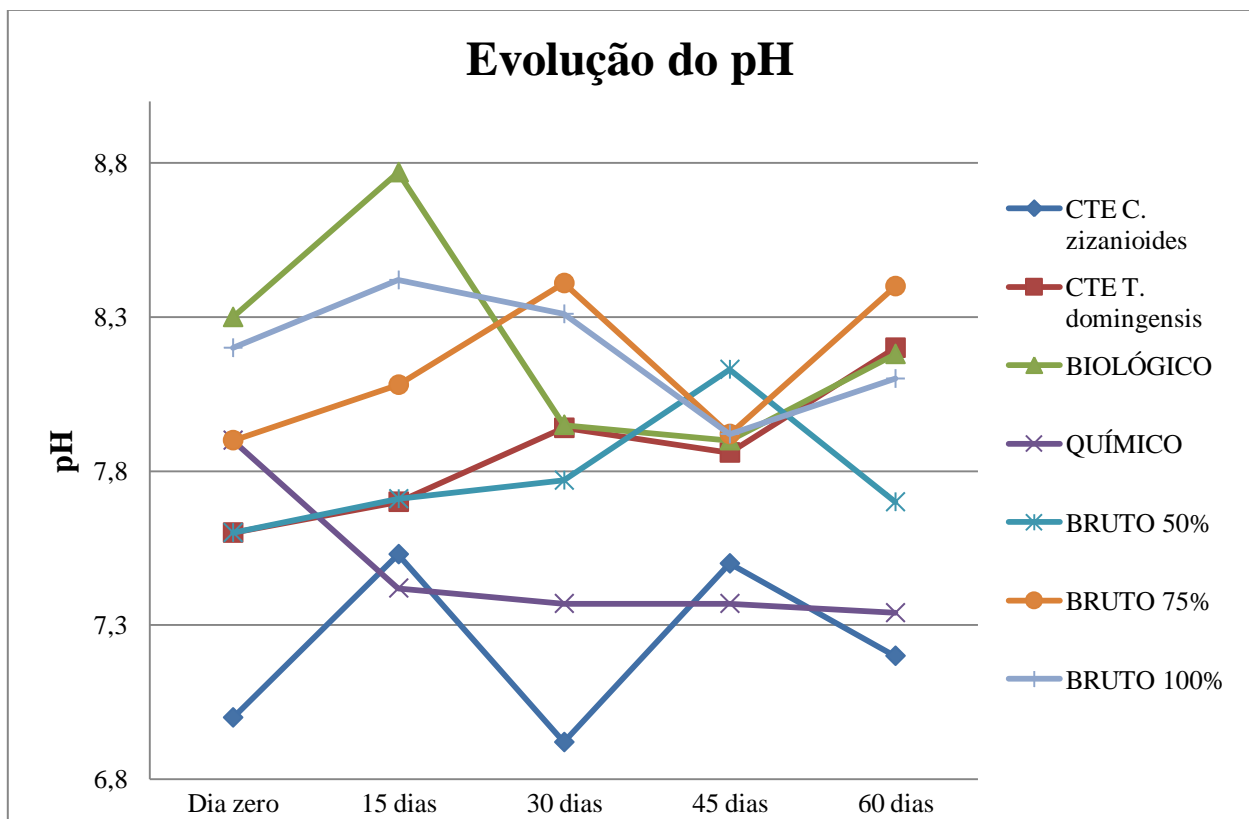


Figura 16 – Evolução do pH ao longo de 60 dias de tratamento com *C. zizanioides* e *T. domingensis*.

5.6 Microbiologia

A Tabela 5 mostra os resultados dos testes microbiológicos cujos parâmetros foram coliformes totais e *E. coli* expressos em NMP100mL⁻¹. Observa-se redução dos números de coliformes totais em BRUTO 100%, BIOLÓGICO e CTE *C. zizanioides* em 30 dias. O QUÍMICO apresenta aumento do número de coliformes totais em 30 dias. Já CTE *T. domingensis*, BRUTO 75% e BRUTO 50% não apresentaram quantidades detectáveis de coliformes totais (nos dias 30 e 60) dada sensibilidade do teste empregado.

Tabela 5 – Resultados dos testes microbiológicos cujos parâmetros foram coliformes totais e *E. coli* expressos em NMP100mL⁻¹.

Célula experimental	Coliformes totais (NMP100mL ⁻¹)		<i>E. coli</i> (NMP100mL ⁻¹)	
	Dia 30	Dia 60	Dia 30	Dia 60
QUÍMICO	<90	320,00	<90	<90
BIOLÓGICO	380,00	190,00	<90	<90
BRUTO 100%	530,00	420,00	320,00	<90
BRUTO 75%	<90	<90	<90	<90
BRUTO 50%	<90	<90	<90	<90
CTE <i>T. domingensis</i>	<90	<90	<90	<90
CTE <i>C. zizanioides</i>	320,00	<90	<90	<90

Os números de *E. coli* reduziram-se do dia 30 para o dia 60 somente na célula BRUTO 100% , tornando-se indetectável dada a sensibilidade do teste empregado. Já o restante das células experimentais não apresentou quantidades detectáveis de *E. coli* em nenhum dos dias analisados.

Os testes microbiológicos pré-tratamento experimental (dia 0), realizados somente com lixiviado bruto 100%, apresentaram quantidades detectáveis de coliformes totais e *E. coli*. Contudo, não houve aparecimento de colônias suspeitas crescidas nos meios EMB, para Enterobactérias, SS e XLD, para *Salmonella*. Por esse motivo, os testes microbiológicos pós-

tratamento experimental, realizados em todas as células, restringiram-se a coliformes totais e *E. coli*.

6 DISCUSSÃO

Como proposto para este trabalho, *C. zizanioides* foi utilizada no tratamento experimental de lixiviado de aterro visando sua futura empregabilidade como alternativa para seu oneroso tratamento atual. Uma vez que o atual tratamento é composto de três etapas, substituir uma ou duas delas já reduziria os custos consideravelmente. Por essa razão, os lixiviados de aterro pós-tratamento primário e secundário também foram submetidos ao tratamento experimental. O potencial de *C. zizanioides* na remoção de poluentes foi avaliado com base nos parâmetros e resultados apresentados.

A alta turbidez inicial do BIOLÓGICO é provavelmente advinda da maior carga microbiana e seus metabólitos. De acordo com a caracterização microbiológica, realizada no lixiviado fresco da cidade do Rio de Janeiro, as densidades de coliformes totais e *E. coli* atingem níveis de 10^8 a 10^9 NMP/mL⁻¹, enquanto que para o lixiviado de aterro, não chegam a 1000 NMP/mL⁻¹ (comunicação pessoal – dados não publicados). A redução da turbidez neste caso é compatível com o observado por Mathew e colaboradores (2016) ao utilizar *C. zizanioides* no tratamento de rejeito de cozinha (listado no Quadro 1).

A turbidez do QUÍMICO, por outro lado, manteve-se constante e baixa em decorrência da soda cáustica adicionada no processo de arraste de amônia, a qual leva à precipitação e incrustação de partículas suspensas.

No restante das células experimentais, entretanto, a passagem pelo sistema de tratamento experimental aumentou a turbidez do substrato como evidenciado pela Tabela 1, em especial no CTE *C. zizanioides*. Uma provável causa para este fenômeno é que a grande quantidade de solvente (40 litros d'água) tenha sido suficiente para dissolver os pequenos agregados da matriz de fixação (areia de leito de rio) em partículas diminutas o bastante para atravessar a manta tecido. De fato, observou-se um fino precipitado no frasco contendo o translúcido substrato obtido nas coletas do CTE *C. zizanioides*. Contudo, após homogeneização – como exigido para o teste de turbidez – o precipitado foi dissolvido, aumentando assim a turbidez do substrato. Pela mesma lógica, BRUTO 100%, 75% e 50%, além de CTE *T. domingensis* apresentaram um menor aumento da turbidez em provável decorrência da maior quantidade de solutos (poluentes) – já que este aumento foi proporcional à quantidade de poluentes – e maior saturação do solvente. No

entanto, ortodoxamente, a turbidez não é, neste caso, um parâmetro viável para medir a eficácia do tratamento proposto.

O decaimento da DQO dos substratos submetidos ao tratamento proposto, em especial comparando BRUTO 50% e CTE *T. domingensis*, fica clara a atuação de *C. zizanioides* na redução da DQO em torno de 70%. Essa atuação também foi observada por Mathew e colaboradores (2016), os pesquisadores observaram uma remoção de mais de 80% da DQO em 50 dias, passando rejeito de cozinha por 5 tanques em série, cada um contendo *C. zizanioides*. Altas porcentagens de redução da DQO como estas não são fáceis de obter, ainda mais tratando de lixiviado de aterro. Da Costa e colaboradores (2018) obtiveram aproximados 85% de redução da DQO do lixiviado de aterro de Seropédica e aproximados 87% desta redução no lixiviado de aterro de Gramacho combinando dois Processos Oxidativos Avançados (POA), o *Dark-Fentom* e o *Photo-Fentom*. Embora o tempo destes dois processos seja de minutos, POAs são processos dispendiosos o que os torna inviáveis para muitos municípios.

O decaimento do Nitrogênio Amoniacal observado em BRUTO 50%, cerca de 65%, é compatível com a redução observada por Ucker e colaboradores (2012), ao submeter esgoto doméstico ao tratamento com *C. zizanioides*, de 93,9%. A provável causa desta diferença na redução de Nitrogênio Amoniacal se deve pelos elevados níveis deste poluente presente no lixiviado de aterro de Seropédica, compatíveis com o observado em análise recente por da Costa e colaboradores (2018) de 2185 mg/L.

A manutenção do COT no BRUTO 50% é curiosa ao passo que também há uma redução da DQO. A DQO por definição é a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica (não oxidável biologicamente) presente no substrato enquanto que a definição do COT é a quantidade de átomos de carbono presente em compostos orgânicos no substrato. Sendo assim, houve a redução de poluentes não oxidáveis biologicamente e a aparente manutenção dos poluentes biologicamente oxidáveis. No entanto, ao comparar o comportamento do COT no BRUTO 50% com o comportamento do COT do CTE *T. domingensis*, observam-se maiores níveis de COT no último. Isso poderia indicar uma melhor remoção de COT por parte de *C. zizanioides* frente ao aumento de COT possivelmente advindo de elementos presentes no sistema experimental de tratamento advindos do lixiviado de aterro ou até mesmo da areia.

O comportamento do pH representado não difere daquele observado Mathew e colaboradores (2016) que acompanharam o comportamento do pH de rejeito de cozinha

institucional submetido a tratamento com *C. zizanioides* por 400 dias. Nos primeiros 50 dias, os pesquisadores observam pequenas flutuações seguidas da neutralização do pH (previamente ácido) após 300 dias. É sensato presumir que 60 dias não sejam suficientes para avaliar o efeito de *C. zizanioides* no pH do substrato.

As cargas microbianas tanto de coliformes totais quanto de *E. coli* são compatíveis com àquelas encontradas no lixiviado de aterro bruto (comunicação pessoal - COMLURB). O lixiviado de aterro apresenta um ambiente hostil ao crescimento microbiano, em decorrência das altas concentrações de amônia e outros poluentes, que resulta nas cargas microbianas descritas, assim como na ausência de crescimento de *Salmonella* e outras enterobactérias, em contraste com o lixiviado fresco.

A redução de coliformes totais observada do dia 30 para o dia 60 também já foi observado por Mathew e colaboradores (2016). Em seu experimento, os pesquisadores puderam observar uma redução acima de 80% dos coliformes totais em 50 dias. As populações de *E. coli* também apresentaram reduções no intervalo de 30 dias de tratamento com *C. zizanioides*. Resultado compatível com os de Percy e Truong (2003) que, após utilizarem *C. zizanioides* no tratamento de um sistema séptico, observaram uma redução de 95% de *E. coli*.

Além da remoção de poluentes de lixiviado de aterro, após o tratamento, as plantas podem ser utilizadas na produção de óleo essencial (enriquecido após metabolização de poluentes) a partir de suas raízes e também na produção de chapéus e cestos utilizando suas folhas, gerando empregos diretos e indiretos.

7 CONCLUSÃO

C. zizanioides foi capaz de sobreviver a todas as concentrações propostas de lixiviado de aterro, atuando como remediadora nos 60 dias de tratamento. Além disso, nas condições analisadas, o sistema proposto com emprego da *C. zizanioides* foi capaz de remover 70% da DQO e 65% de Nitrogênio Amônia e pode ser utilizado na substituição de tecnologias mais custosas no tratamento de lixiviado de aterro. Embora mais demorado que tratamentos convencionais, um sistema de tratamento com *C. zizanioides* contendo várias células em série poderia apresentar resultados ainda mais expressivos.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANVISA – AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. Microbiologia clínica para o controle de infecção relacionada à assistência à saúde. Módulo 6: detecção e identificação de bactérias de importância médica. 2013. Brasília, 150p.

Barefoot, S.F. & Klaenhammer, T.R. (1983): Detection and activity of lactacin B, a bacteriocin produced by *Lactobacillus acidophilus*. *Appl Environ Microbiol.* 1983 Jun; 45(6): 1808–1815.

Brenner, D.J., Staley, J.T., Krieg, N.R. (2005): *Bergey's Manual of Systematic Bacteriology*, volume 2.

Celis, G.S. (2015). Participação da Macrófita *Typha domingensis* na Remoção de Nutrientes de Esgoto Sanitário em *Wetlands* Construídos. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 124 p.

Christensen, T.H., Kjeldsen, P., Bjerg, P.L., Jensen, D.L., Christensen, J.B., Baun, A., Albrechtsen, H.-J., and Heron, G., (2001): Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Appl. Geochem.*, 16, 659–718.

da Costa, F.M., Daflon, S.D.A., Bila, D.M., da Fonseca, F.V., Campos, J.C. (2018): Evaluation of the biodegradability of landfill leachates after pretreatment using advanced oxidative processes. *Waste Management*. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.02.030>

Darnall, D.W. & Feiler, H.D. (1991): Recovery of heavy metals from contaminated groundwaters. In *Hazardous Materials ControllSuperfund 91:12th National Conf.*. Washington, DC, pp. 114-1 16.

Ettajani, H., Berthet, B., Amiard, J.C., Chevolut, L., 2001: Determination of cadmium partitioning in microalgae and oysters: contribution to the assessment of trophic transfer. *Arch Environ Contam Toxicol* 40(2): 209-21

Flathman, P. E., Lanza, G. R., & Glass, D. J. (1999): Phytoremediation issue. *Soil and Ground Water Cleanup* 2: 4–11

Hammer, K.A., Carson, C.F. & Riley, T.V., (1999): Antimicrobial activity of essential oils and other plant extracts. *Journal of Applied Microbiology* , 86, 985–990

Hammer, D., Kayser, A., Keller, C., 2003: Phytoextraction of Cd and Zn with *Salix viminalis* in Field Trials. *Soil Use and Management* 19, 187±192

- Khushminder, K.C., Bhardwaj, U., Kaushal, S. & Sandhu, A.K. (2015): Chemical composition and biological properties of *Chrysopogon zizanioides* (L.) Robert syn. *Vetiveria zizanioides* (L.) Nash- A Review. *Indian Journal of Natural Products and Resources* Vol. 6(4) 251-266
- Krzyszowska, M. 2011. The cell wall in plant cell response to trace metals: polysaccharide remodeling and its role in defense strategy. *Acta Physiol. Plant* 33, 35-51.
- Kumar, M., Pal, A., Singh, J., Garg, S., Bala, M., Vyas, A., Khasa, Y.P., Pachouri., U.C. (2013): Removal of chromium from water effluent by adsorption onto *Vetiveria zizanioides* and *Anabaena* species. *Natural Science* Vol.5, No.3, 341-348
- Lema, J. M., Mendez, R. & Blazquez, R. (1988): Characteristics of landfill leachates and Alternatives for their treatment: a review. *Water, Air, and Soil Pollution* 40, 223-250.
- Mathew, M., Rosary, C., Sebastian, M. & Cherian. S.M. (2016): Effectiveness of Vetiver System for the Treatment of Wastewater from an Institutional Kitchen. *Procedia Technology* 24, 203–209.
- Melato, F.A., Mokgalaka, N.S. & McCrindle, R.I. (2015): Adaptation and detoxification mechanisms of Vetiver grass (*Chrysopogon zizanioides*) growing on gold mine tailings, *International Journal of Phytoremediation*, DOI: 10.1080/15226514.2015.1115963
- Mondyagu, S., Kopsell, D.E., Steffen, R.W., Kopsell, D.A., Rhykerd, R.L. (2012) The Effect of Nitrogen Level and Form on the Growth and Development of Vetiver Grass (*Chrysopogon zizanioides*). *Transactions of the Illinois State Academy of Science* 105, 1-10
- Otieno, A., Karuku, G., Raude, J., Koech, O. (2018) Accumulation Of Nitrogen And Phosphorous By Vetiver Grass (*Chrysopogon Zizanioides*) In A Model Constructed Wetland Treatment System For Polishing Municipal Wastewater. *International Journal of Innovation and Applied Studies* 22, 291-298
- Percy, I., & Truong, P., (2003): Landfill Leachate Disposal with Irrigated Vetiver Grass. Disponível em <http://www.vetiver.org/ICV3-Proceedings/AUS_Landfill.pdf> Acesso em: 10 Jun 2019.
- Pivetz, P. (2001) Phytoremediation of Contaminated Soil and Ground Water at Hazardous Waste Sites. EPA/540/S-01/ 500, United States Environmental Protection Agency (EPA), Washington DC, 36 p.
- Renoua, S., Givaudan, J.G., Poulain, S., Dirassouyan, F., Moulin, P. (2007): Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials* 150, 468–493

Rice, E.W., Baird, R.B., Eaton, A.D., Clesceri, L.S. (2005): Standard Methods for the Examination of Water & Wasterwater. 20th ed. Whashington: APHA.

Suresh B., & Ravishankar G. A. (2004): Phytoremediation — A Novel and Promising Approach for Environmental Clean-up. *Critical Reviews in Biotechnology*, 24(2–3): 97–124

Ucker, F. E.; Almeida, R. A.; Kemerich, P. D. C. (2012): Remoção De Nitrogênio E Fósforo Do Esgoto Sanitário Em Um Sistema De Alagados Construídos Utilizando O Capim Vetiver. *Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science* v. 7, n.3, 87-98 (<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.925>)

Vargas, C., Pérez-Esteban, J., Escolástico, C., Masaguer, A., & Moliner, A., (2016): Phytoremediation of Cu and Zn by vetiver grass in mine soils amended with humic acids. *Environ Sci Pollut Res* 23:13521–13530

Zucconi, F., Pera, A., Forte, M., De Bertoldi, M. (1981): Evaluating Toxicity Of Immature Compost. *Biocycle*, v.22, 54-57