

JULIANA FERREIRA LORENTZ

**TRATAMENTO DE EFLUENTES DA BOVINOCULTURA LEITEIRA E  
PRODUÇÃO DE BIOFERTILIZANTE PARA APLICAÇÃO EM PASTAGEM**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, para obtenção do título de Doctor Scientiae.

VIÇOSA  
MINAS GERAIS – BRASIL  
2019

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade  
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa**

T

L868t  
2019  
Lorentz, Juliana Ferreira, 1977-  
Tratamento de efluentes da bovinocultura leiteira e  
produção de biofertilizante para aplicação em pastagem / Juliana  
Ferreira Lorentz. – Viçosa, MG, 2019.  
xv, 89 f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Orientador: Maria Lúcia Calijuri.  
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.  
Inclui bibliografia.

1. Águas residuais - Purificação. 2. Desenvolvimento  
sustentável. 3. Solos - Manejo. 4. Biofertilizantes.  
I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia  
Civil. Programa Pós-Graduação em Engenharia Civil. II. Título.

CDD 22. ed. 628.3


JULIANA FERREIRA LORENTZ

**TRATAMENTO DE EFLUENTES DA BOVINOCULTURA LEITEIRA E  
PRODUÇÃO DE BIOFERTILIZANTE PARA APLICAÇÃO EM PASTAGEM**

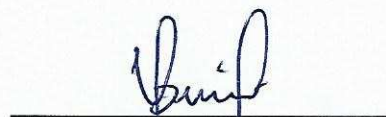
Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

APROVADA: 30 de abril 2019.

  
\_\_\_\_\_  
Maria do Carmo Calijuri

  
\_\_\_\_\_  
Juan Carlos Rad Moradillo

  
\_\_\_\_\_  
Jorge Miñon Martínez

  
\_\_\_\_\_  
Odilon Gomes Pereira  
(Coorientador)

  
\_\_\_\_\_  
Maria Lúcia Calijuri  
(Orientadora)

Mãe, inspirada em você cheguei até aqui.

## AGRADECIMENTOS

A Deus.

Aos meu pais, Regina (in memorian) e Luiz Alberto, por sempre estarem comigo.

À Luciano, por ter me trazido para o mundo da pesquisa e dos sonhos.

À Universidade Federal de Viçosa pela estrutura.

A Profa. Lúcia, por todas as oportunidades. Mais que orientadora, grande amiga e incentivadora.

Ao Prof. Odilon Gomes Pereira pela sessão da área experimental, por todas as contribuições e auxílio no desenvolvimento dessa pesquisa.

À Carlos Rad pela calorosa recepção, ajuda, amizade e inesquecível orientação que muito enriqueceu esse trabalho.

À Profa. Maria do Carmo Calijuri pelas contribuições na qualificação e no desenvolvimento do trabalho, além da prontidão em ajudar sempre.

Ao Jorge Miñon, pelas contribuições ao longo do trabalho, pelo incentivo e pelo exemplo de garra e determinação.

Ao Prof. Paulo Roberto Cecon pelo carinho, amizade, incentivo, lições e ajuda nas análises estatísticas.

Aos órgãos de fomento CAPES, FAPEMIG e CNPq pela concessão das bolsas de estudo, tanto no Brasil, quanto no exterior (CAPES) e pelos recursos destinados à realização dessa pesquisa.

Ao Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental – LESA/UFV, em especial à Priscila e à Agostinho, pelo apoio durante análises e experimento.

Ao Prof. Dilermando e aos Srs. Vilmar e Divino (Agrostologia) pela ajuda e disponibilidade.

Ao Bernardo Magalhães Martins pela disponibilidade de sempre em relação à disponibilização da água residuária.

Aos motoristas da garagem da UFV, que durante um longo período foram atenciosos e prestativos.

À equipe do Laboratório de Compostagem da Universidade de Burgos, pela acolhida e auxílio na realização das análises, além dos deliciosos e prazerosos cafés na lanchonete da Universidade.

À Wagner, Acássia e Carla, pela ajuda com as amostras foliares.

À Santos pela ajuda com a irrigação.

Aos estagiários Rafael, Rafaela, Jéssica e Renato pela dedicação e ajuda na coleta de dados e monitoramento dos experimentos.

À Paula e Eduardo, que me acolheram de forma inexplicável.

Aos colegas do Laboratório SIGeonPA, pela convivência, companhia e momentos de descontração.

À Papis e Mamis pelo apoio, carinho e amizade.

Ao Prof. Pardal, pelo auxílio com o experimento, pelo incentivo de ir para o Sanduiche na Espanha e por ali me receber e me fazer parte da sua família.

À Carlos pelo apoio, carinho e dedicação incondicionais. Um porto seguro em todos os momentos.

“... E a vida continua surpreendentemente bela  
Mesmo quando nada nos sorri  
E a gente ainda insiste em ter alguma confiança  
Num futuro que ainda está por vir  
Viver é uma paixão do início, meio ao fim  
Pra quê complicação, é simples assim ...”

Carlos Falcao/Lenine

## **BIOGRAFIA**

Juliana Ferreira Lorentz, filha de Regina Ferreira Lorentz (in memorian) e Luiz Alberto Ramos Lorentz, nasceu em Teófilo Otoni-MG, em 16 de junho de 1977. Coursou ensino fundamental e médio na “Escola Estadual Alfredo Sá”, entre 1988 e 1996. Iniciou em 1999 o Curso de Engenharia de Agrimensura, na UFV, e no ano de 2005 trocou de Universidade e Curso. Por meio de processo seletivo foi aprovada para o Curso de Geografia Dupla Habilitação da UnB, onde formou-se em julho de 2007. Em agosto de 2009 defendeu sua dissertação de mestrado frente ao Programa de Pós-Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais, do Instituto de Geociências da UFMG. Ainda durante o mestrado foi para o mercado de trabalho, onde trabalhou por 6 anos em empresa do ramo da mineração atuando principalmente nas áreas de geoprocessamento e gestão de contratos. Iniciou o doutorado em março de 2015. Em 2017, realizou doutorado sanduíche no Laboratório de Compostagem da Universidade de Burgos, Espanha. Em abril de 2019 defende sua tese perante o Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da UFV.



## RESUMO

LORENTZ, Juliana Ferreira, DSc., Universidade Federal de Viçosa, abril de 2019. **Tratamento de efluentes da bovinocultura leiteira e produção de biofertilizante para aplicação em pastagem.** Orientador: Maria Lúcia Calijuri. Coorientadores: Odilon Gomes Pereira e Paula Peixoto Assemany.

Essa pesquisa abordou a produção de biomassa em lagoas de alta taxa a partir do tratamento de água residuária da bovinocultura leiteira e o seu aproveitamento como biofertilizante. Avaliou-se a produção de biomassa a partir da decantação da água residuária da bovinocultura, seguida pela lagoa de alta taxa, considerando-se este tratamento de baixo custo e fácil operação. A aplicação da biomassa como condicionante do solo para culturas se deu a partir da demanda de economia circular em transformar resíduos em insumos dentro do ciclo produtivo. Os efeitos da aplicação da biomassa foram avaliados no sistema solo/planta, para se conhecer o potencial desta biomassa como fertilizante. As características do solo nos tratamentos químicos e biológicos se mantiveram próximas, não apresentando diferenças significativas entre os tratamentos. A produção de massa seca do tratamento biológico foi inferior ao tratamento químico, embora na média entre os cortes, o tratamento biológico apresentou melhor desempenho. Foi realizada uma avaliação de viabilidade econômica para se conhecer o potencial de instalação de uma estação de tratamento de águas residuárias em fazendas produtoras de leite, por meio de indicadores financeiros. A partir dos índices utilizados, pôde-se perceber que a implantação de uma estação de tratamento de água residuária é viável em fazendas produtoras de leite. Embora os índices tenham se apresentado mais elevados, em empreendimentos que consideram a aquisição de fertilizantes químicos convencionais, os empreendimentos com estações de tratamento mostram sua viabilidade econômica, e pode-se dizer que ganhos ambientais serão muito grandes, a partir do momento que as águas servidas não serão descartadas nos corpos d'água sem qualquer tratamento, e a introdução de uma microbiota tende a favorecer aumento na atividade microbiológica, o que melhora significativamente a qualidade do solo.

## ABSTRACT

LORENTZ, Juliana Ferreira, DSc., Universidade Federal de Viçosa, April, 2019. **Wastewater treatment from dairy cattle and biofertilizer production for pasture application.** Adviser: Maria Lúcia Calijuri. Co-advisers: Odilon Gomes Pereira and Paula Peixoto Assemany.

This research studied microalgae biomass production in high rate ponds during the treatment of livestock wastewater and biomass valorization as a biofertilizer. The wastewater treatment plant was of simple operation and low cost, consisting of one unit of sedimentation followed by a high rate ponds. The application of biomass as soil conditioner for crops fertilization was based in the circular economy concept, aiming to transform waste into inputs within the production cycle. The effects of biomass application were evaluated in the soil/plant system, in order to determine the potential of this biomass as a fertilizer. Soil characteristics in the chemical (using urea as a fertilizer) and biological (using microalgae biomass as a fertilizer) experimental plots remained closed, with no statistical differences between them. The dry mass production of the biological treatment was lower than the chemical treatment, although in the average between the cuts, the biological treatment presented better performance. An economic feasibility assessment was done to determine the potential of installing a wastewater treatment plant in dairy farms, through financial indexes. It was possible to conclude that the installation is feasible, although the indexes were more attractive in farms that use conventional chemical fertilization, comparing with biological fertilization ones. However, environmental gains should be highlighted, since wastewater will no longer be discarded into water bodies without any previous treatment, and the introduction of microorganisms in the soil through biomass application tends to favor an increase in the microbiological activity, which significantly improves soil quality

## LISTA DE FIGURAS

### Capítulo 1

- Figura 1 - a) Formatação das parcelas e b) Parcela com aplicação da biomassa de microalgas..... 16
- Figura 2 - Abundância relativa da comunidade fitoplanctônica nos tratamentos..... 26

### Capítulo 3

- Figura 1 - Unidade de tratamento de águas residuárias e produção de biomassa. .... 75
- Figura 2 – Cenário 1: produção de leite, resíduos e destinação dos mesmos na atividade. .... 76
- Figura 3 - Cenário 2: produção de leite, tratamento da água residuária gerada. .... 77

## LISTA DE TABELAS

### Capítulo 1

Tabela 1 - Temperaturas máxima e mínima, precipitação pluvial total e umidade relativa média do ar durante o período experimental. ....	14
Tabela 2 – Características químicas do solo anteriormente à implantação do experimento .....	14
Tabela 3 - Eficiência das lagoas de alta taxa utilizadas no tratamento de água residuária da bovinocultura. ....	18
Tabela 4 - Produtividade de biomassa do sistema de tratamento. ....	19
Tabela 5 - Características químicas do solo ao longo do experimento. ....	20
Tabela 6 - Macro e micro nutrientes do solo. ....	22
Tabela 7 – Nitrato, nitrito e amônio no solo. ....	23
Tabela 8 - Carbono e Nitrogênio do solo. ....	24
Tabela 9- Atividade enzimática do solo entre os tratamentos. ....	27

### Capítulo 2

Tabela 1 – Temperaturas máxima e mínima, precipitação pluvial total e umidade relativa média do ar durante o período experimental. ....	42
Tabela 2 - Características químicas médias do solo. ....	42
Tabela 3 - Eficiência das lagoas de alta taxa utilizadas no tratamento de água residuária da bovinocultura. ....	45
Tabela 4 - Produtividade de biomassa do sistema de tratamento. ....	46
Tabela 5 – Produtividade de MS e composição bromatológica da <i>Uruchloa brizantha</i> cv. Marandu. ....	47
Tabela 6 - PMS acumulada, média e composição bromatológica dos tratamentos. ....	48
Tabela 7 - Teor de macronutrientes nas folhas. ....	49
Tabela 8- Teor de elementos traço nas folhas. ....	50

### Capítulo 3

Tabela 1 - Água residuária da bovinocultura como meio de cultivo para a produção de biomassa de microalgas. ....	68
Tabela 2 - Dados para análise de viabilidade econômica. ....	78
Tabela 3 - Resultado AVE. ....	78

## LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

APHA	American Public Health Association
ASE	Extração acelerada de solvente
AVE	Análise de viabilidade econômica
BAGCs	Câmaras de crescimento de algas aderidas
C/N	Relação carbono/nitrogênio
CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CE	Condutividade elétrica
COD	Carbono orgânico dissolvido
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COT	Carbono orgânico total
CTC	Capacidade de troca catiônica
CTC (t)	Capacidade de troca de cátions efetiva
CTC (T)	Capacidade de troca de cátions total
CV	Coefficiente de variação
DA	Digestão anaeróbia
DAA	Dias após a aplicação
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DCM	Águas residuárias de explorações leiteiras
DP	Desvio padrão
DQO	Demanda química de oxigênio
DSM	Águas residuárias de suinocultura
ETAR	Estação de tratamento de água residuária
FA	Extração Folch modificada
FDN (%)	Fibra em detergente neutro
H+Al	Acidez potencial
IN	Instrução normativa
LAC	Lodo de esgoto aerobiamente digerido compostado
LAF	Lodo de esgoto aerobiamente digerido fresco
LAT	Lagoa de alta taxa
LAT	Lodo de esgoto aerobiamente digerido seco termicamente
m (%)	Saturação por alumínio
MAPA	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
MM (%)	Matéria Mineral
MO	Matéria orgânica
MS (%)	Massa seca
N/P	Relação nitrogênio/fósforo
PB	Proteína bruta
PGP	Promotoras de crescimento de plantas
pH	Potencial hidrogeniônico
PMS	Produtividade de Massa Seca
PRNT	Poder relativo de neutralização total
SB	Soma de bases
TB	Tratamento Biológico

TBC1	Tratamento biológico corte 1
TC	Tratamento Controle
TCC1	Tratamento controle corte 1
TDH	Tempo de detenção hidráulica
TIR	taxa interna de retorno
TMA	Taxa mínima de atratividade
TQ	Tratamento Químico
TQC1	Tratamento químico corte 1
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket – reator anaeróbio de manta de lodo
V (%)	Saturação por bases
VPL	Valor presente líquido

## SUMÁRIO

Apresentação .....	1
Introdução.....	3
Hipótese de pesquisa .....	8
Objetivos.....	9
Objetivo geral .....	9
Objetivos específicos.....	9
Capítulo 1 - Biomassa de microalgas como condicionante e reguladora da atividade enzimática do solo .....	10
Resumo .....	10
1. Introdução.....	10
2. Materiais e métodos .....	13
2.1 Tratamento da água residuária da bovinocultura leiteira, produção e caracterização da biomassa de microalgas .....	13
2.2 Design experimental .....	14
2.3 Análises do solo.....	16
2.4 Análise estatística .....	17
3. Resultados e discussão .....	18
3.1 Caracterização da água residuária.....	18
3.2 Macro e micronutrientes e matéria orgânica .....	20
3.3 Carbono e Nitrogênio Orgânico .....	24
3.5 Atividade enzimática .....	26
4. Conclusões .....	29
5. Referências .....	30
Capítulo 2 – Produção e composição química de pastagem de <i>Urochloa brizantha</i> cv. Marandu adubada com biomassa de microalgas e fertilizante químico .....	38
Resumo .....	38

1. Introdução.....	39
2. Materiais e métodos.....	41
2.1 Tratamento de água residuária da bovinocultura leiteira, produção e caracterização de biomassa de microalgas .....	41
2.2 Monitoramento da aplicação da biomassa na planta .....	42
2.3 Análises da planta.....	43
2.4 Análises estatísticas .....	44
3. Resultados e discussão .....	44
3.1 Caracterização da água residuária.....	44
3.2 Aplicação da biomassa de microalgas e acompanhamento da planta.....	47
4. Conclusões.....	51
5. Referências .....	51
Capítulo 3 - Recuperação de nutrientes da Água residuária da bovinocultura leiteira: análise econômica da implantação de um sistema de tratamento e Produção de Biofertilizante .....	58
Resumo .....	58
1. Introdução.....	59
2. Revisão de literatura.....	61
2.1 A produção do leite.....	61
2.2 Produção de resíduos e regulação da atividade leiteira .....	63
2.3 Tratamentos utilizados para as águas residuárias da bovinocultura leiteira ....	65
2.4 Microalgas .....	65
2.5 Biomassa de microalgas na agricultura .....	71
3. Estudo de caso.....	73
3.1 Características da propriedade em estudo.....	74
3.2 Análise de viabilidade econômica .....	74
3.3 Avaliação dos custos.....	75
3.3.1 Cenário sem a implantação do sistema de tratamento (POL).....	76



3.3.2	Cenário com a implantação do sistema de tratamento .....	76
4.	Considerações finais .....	80
5.	Referências .....	80
	Conclusão geral .....	88
	Recomendações para trabalhos futuros .....	89

## APRESENTAÇÃO

A presente pesquisa foi desenvolvida como continuidade dos estudos realizados no Núcleo de Pesquisas Ambientais Avançadas (nPA) do Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de Viçosa (UFV), que abrangem tratamento de águas residuárias e a produção de biomassa algal em lagoas de alta taxa (LAT), além dos benefícios oriundos dessa integração, com destaque para a geração de biocombustíveis e ação fertilizante. As primeiras pesquisas realizadas pelo grupo abordaram o efeito da radiação solar e da pré-desinfecção com radiação ultravioleta na eficiência do tratamento de água residuária doméstica, na produtividade de biomassa e de lipídeos (ASSEMANY, 2013; ASSEMANY et al., 2014, 2015; SANTIAGO, 2013). Na continuidade das pesquisas, foi avaliado efeito de diferentes profundidades das LATs no tratamento de água residuária doméstica e na produtividade de biomassa, além do estudo de valorização da biomassa produzida por meio do processo de liquefação hidrotérmica (COUTO, 2016; COUTO et al., 2018). Com o passar do tempo e o avanço das pesquisas, o grupo tem buscado cada vez mais otimizar a produção da biomassa seja trabalhando em reatores híbridos, que compreendem o crescimento disperso e aderido (ASSIS, 2016; DE ASSIS et al., 2017, 2019), seja comparando o desempenho de LATs e fotobiorreator coluna de bolhas no tratamento de águas residuárias agroindustrial e a produção de biomassa algal (COSTA A, 2016; TANGO, 2015; TANGO et al., 2018); seja buscando avaliar o comportamento da produção com ingestão de CO<sub>2</sub> puro ou advindo da queima da gasolina (ASSIS B et al., 2019). O aproveitamento da biomassa produzida também vem sendo há algum tempo investigado e pesquisadores do grupo já avaliaram a fabricação de briquetes((COSTA A, 2016; COSTA, 2016), e a ação fertilizante para o solo (CASTRO et al., 2017a). A análise do ciclo de vida foi utilizada para a avaliação dos impactos ambientais da aplicação da biomassa de microalgas como biofertilizante (DE SOUZA et al., 2018). A digestão anaeróbia também foi avaliada como opção de valorização energética (ASSEMANY, 2017). Nesta pesquisa estratégias de melhoria do processo foram abordadas com ênfase na superação da difícil degradabilidade e da desbalanceada composição química da biomassa de microalgas por meio de pré-tratamentos (extração lipídica e pré-tratamento térmico) e uso de efluente da extração de azeite (água ruça) como substrato complementar, além da ampliação de escala do processo de digestão anaeróbia com a operação e monitoramento de um reator híbrido (ASSEMANY et al., 2018; ASSEMANYB et al., 2017).

Das pesquisas realizadas os resultados demonstraram o baixo acúmulo lipídico (~ 10% de lipídeos neutros) da biomassa produzida em águas residuárias, seja em LAT ou em fotobiorreator e apontaram também um elevado teor de cinzas (~ 40%) da biomassa produzida em água residuária doméstica. Rotas de valorização energética a partir da produção de briquetes e da liquefação hidrotérmica apresentaram rendimentos satisfatórios e dentro do esperado para o substrato utilizado. No entanto, a colheita e concentração dessa biomassa continuam representando o principal obstáculo para o seu aproveitamento.

Esse documento foi organizado em três capítulos principais, além de introdução geral, hipóteses, objetivos e conclusão geral. O primeiro capítulo trata da avaliação do comportamento do solo ante à aplicação da biomassa de microalgas, o segundo capítulo trata do comportamento da planta ante à aplicação da biomassa de microalgas e o terceiro capítulo apresenta uma análise de viabilidade econômica da biomassa cultivada em lagoa de alta taxa utilizando água residuária de uma sala de ordenha da bovinocultura leiteira no cenário real de uma propriedade produtora de leite. O primeiro capítulo diz respeito à parte do estudo realizado pela pesquisadora no Laboratório Compostagem da Universidade de Burgos (Espanha), mediante bolsa de doutorado sanduíche concedida pela CAPES (PDSE 88881.135136/2016-01). A partir da organização apresentada procurou-se fechar o ciclo produtivo na pecuária leiteira, com redução de custos e melhoria na qualidade do solo.

## INTRODUÇÃO

A demanda por alimentos tem aumentado cada vez mais, o que implica na intensificação da produção. Na produção intensiva as necessidades fertilizantes já estão mais que comprovadas e, ignorá-las significa antecipar o processo de degradação, com obtenção de baixas produtividades, inviabilizando o uso da terra. A maioria dos fertilizantes utilizados são provenientes de jazidas finitas, além da sua produção, ser grande consumidora de energia. O setor agropecuário, responsável pela produção de alimentos, tem sentido essa pressão e, procurado, de forma mais consciente aumentar a produção sem a ampliação de áreas. A pecuária, seja de corte ou de leite, segue na mesma vertente, cada vez mais buscando produtividade, tendo nas pastagens, devido à sua praticidade e economia, a principal fonte de alimento.

Estima-se que no Brasil existam cerca de 180 milhões de hectares de pastagens, 70% com algum grau de degradação (HUNGRIA; NOGUEIRA; ARAUJO, 2016), cabendo destaque às elevadas taxas de lotação, que impedem a capacidade do pasto de se recuperar do pastejo e do pisoteio (DIAS-FILHO, 2014). Nos últimos tempos tem sido comum a substituição das pastagens naturais por pastagens plantadas (plantio de capins exóticos), devido, principalmente à maior produtividade, se comparadas à algumas pastagens naturais (DIAS-FILHO, 2014). Estima-se que a área coberta por pastagens cultivadas seja de 100 milhões de hectares e, que apenas um pequeno percentual destas recebe algum tipo de fertilização (BARCELOS et al., 2011), o que leva à sua degradação e a baixas taxas de lotação.

Para evitar a degradação, o manejo de pastagens tem como principal finalidade a otimização da produção forrageira e da eficiência de uso visando o desempenho e a produção animal por hectare (BARBOSA; NASCIMENTO JÚNIOR; CECATO, 2006). Além da utilização da adubação, novas tecnologias, que visam o aumento de rendimento das pastagens com baixo custo são essenciais no manejo dessas culturas (ITZIGSOHN et al., 2000).

Na extração do leite, os dejetos gerados são ignorados ante a sua relevância em função da elevada carga orgânica e mineral, principalmente de nitrogênio (N) e fósforo (P). Estes minerais são, assim como para as culturas vegetais tradicionais, a principal fonte de alimento para as microalgas.

No tratamento de águas residuárias em reatores desenvolvidos para esse fim, as microalgas conseguem uma produção intensiva de biomassa, por meio de trocas gasosas,

nas quais sequestram carbono e liberam oxigênio. Este processo permite a remoção de poluentes da água, enquanto recupera nutrientes por meio do crescimento de biomassa (ARCILA e BUITRÓN, 2016; GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ et al., 2011;). (HUANG et al., 2010) ressaltam que microalgas podem transformar o dióxido de carbono do ar e a energia luminosa por meio da fotossíntese em várias formas de energias químicas (polissacarídeos, proteínas, lipídios e hidrocarbonetos), com maior eficiência fotossintética e taxa de crescimento às plantas superiores.

As microalgas têm sido muito pesquisadas e novas rotas de uso tem sido atribuídas a elas. O interesse no uso de microalgas ocorre devido as suas inúmeras vantagens como a possibilidade de serem cultivadas em terras não aráveis, a utilização de água não potável, a sua capacidade de produção ao longo de todo o ano e o rápido crescimento dentre outras. O cultivo de microalgas em águas residuárias permite o fechamento do ciclo produtivo, embora mereça atenção, pois o seu equilíbrio encontra-se em uma linha tênue, devido ao ambiente competitivo entre componentes do processo.

A produção de biomassa de microalgas tem potencial de utilização na produção de biocombustíveis e produtos químicos, alimentação humana e animal, para fixação de CO<sub>2</sub> e purificação da água (WANG et al., 2008; BENEMANN et al., 2003 e KADAM, 1997). Esses múltiplos usos reforçam o conceito da sustentabilidade, princípio-chave na gestão de recursos naturais, e economia no processo.

Em uma fazenda produtora de leite poder conciliar o tratamento da água residuária da sala de ordenha, com produção de biomassa biofertilizante a ser aplicada no solo e a utilização do efluente para irrigação de culturas implica em ganhos ambientais e econômicos.

Na produção de microalgas alguns aspectos ainda precisam ser mais investigados mais a fundo. Um cuidado importante que se deve ter neste tipo de tratamento, com águas residuárias agroindustriais é que existe uma grande variabilidade e sazonalidade das mesmas, cabendo avaliações sistemáticas nos processos a fim de confirmar sua rentabilidade, além do potencial máximo de biodegradação (POSADAS et al., 2013).

Microalgas representam uma fonte de biomassa continuamente renovável que libera para o ambiente substâncias orgânicas solúveis como produtos extracelulares promotores de crescimento e/ou inibidores de outros organismos, incluindo a microflora do solo (ZULPA et al., 2003).

## REFERÊNCIAS

ARCILA, J. S.; BUITRON, G. Microalgae bacteria aggregates: effect of the hydraulic retention time on the municipal wastewater treatment, biomass settleability and methane potential. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v. 91, n. 11, p. 2862–2870, 2016.

ASSEMANY, P. P. **Efeito da radiação solar e pré-desinfecção na caracterização lipídica de biomassa cultivada em lagoas de alta taxa utilizando esgoto doméstico.** [s.l.] Universidade Federal de Viçosa, 2013.

ASSEMANY, P. P. et al. Effect of solar radiation on the lipid characterization of biomass cultivated in high-rate algal ponds using domestic sewage. **Environmental Technology (United Kingdom)**, v. 35, n. 18, p. 2296–2305, 2014.

ASSEMANY, P. P. et al. Algae/bacteria consortium in high rate ponds: Influence of solar radiation on the phytoplankton community. **Ecological Engineering**, v. 77, p. 154–162, 2015.

ASSEMANY, P. P. **Valorização energética de biomassa algal cultivada em águas residuárias via digestão anaeróbia.** [s.l.] Universidade Federal de Viçosa, 2017.

ASSEMANY, P. P. et al. Energetic valorization of algal biomass in a hybrid anaerobic reactor. **Journal of Environmental Management**, v. 209, p. 308–315, 2018.

ASSEMANY, P. P. et al. Energy recovery in high rate algal pond used for domestic wastewater treatment. **Water Sci Technol**, v. 78, n. 1, p. 12–19, 2017.

ASSIS B, T. C. DE et al. Using atmospheric emissions as CO<sub>2</sub> source in the cultivation of microalgae: productivity and economic viability. **Journal of Cleaner Production**, v. 215, p. 1160–1169, 2019.

ASSIS, L. R. DE. **Cultivo de microalgas em estogo doméstico com utilização de sistemas híbridos: lagoas de alta taxa e biorreator em filme.** [s.l.] Universidade Federal de Viçosa, 2016.

BARBOSA, M. A. A. F.; NASCIMENTO JÚNIOR, D.; CECATO, U. Dinâmica da pastagem e desempenho de novilhos em pastagem de capim- tanzânia sob diferentes ofertas de forragem. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 35, n. 4, p. 1594–1600, 2006.

BARCELOS, A. F. et al. **Adubação de capins do gênero Brachiaria.** Belo Horizonte/MG: EPAMIG, 2011.

BENEMANN, J. R. Biofixation of CO<sub>2</sub> and greenhouse gas abatement with microalgae - Technology roadmap. v. 7010000926, p. 1–29, 2003.

- CASTRO, J. DE S. et al. Microalgae biofilm in soil: Greenhouse gas emissions, ammonia volatilization and plant growth. **Science of the Total Environment**, v. 574, p. 1640–1648, 2017.
- COSTA A, L. S. **Tratamento de efluentes primário e secundário da indústria de carnes com microalgas**. [s.l.] Univesidade Federal de Viçosa, 2016.
- COSTA, T. DE O. **Potencial energético de biomassas alagais obtidas em lagoas de alta taxa para a produção de biocombustíveis sólidos**. [s.l.] Universidade Federal de Viçosa, 2016.
- COUTO, E. DE A. DO. **Produção de biomassa em Lagoas de Alta Taxa com diferentes profundidades e seu aproveitamento para geração de energia via liquefação hidrotérmica**. [s.l.] Universidade Federal de Viçosa, 2016.
- COUTO, E. A. et al. Hydrothermal liquefaction of biomass produced from domestic sewage treatment in high-rate ponds. **Renewable Energy**, v. 118, p. 644–653, 2018.
- DE ASSIS, L. R. et al. Microalgal biomass production and nutrients removal from domestic sewage in a hybrid high-rate pond with biofilm reactor. **Ecological Engineering**, v. 106, p. 191–199, 2017.
- DE ASSIS, L. R. et al. Evaluation of the performance of different materials to support the attached growth of algal biomass. **Algal Research**, v. 39, n. January, p. 101440, 2019.
- DE SOUZA, M. H. B. et al. Soil application of microalgae for nitrogen recovery: A life-cycle approach. **Journal of Cleaner Production**, v. 211, p. 342–349, 2018.
- DIAS-FILHO, M. B. **Diagnóstico das Pastagens no Brasil** Belém/ PA, 2014.
- GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, C.; MOLINUEVO-SALCES, B.; GARCÍA-GONZÁLEZ, M. C. Nitrogen transformations under different conditions in open ponds by means of microalgae-bacteria consortium treating pig slurry. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 2, p. 960–966, 2011.
- HUANG, G. et al. Biodiesel production by microalgal biotechnology. **Applied Energy**, v. 87, n. 1, p. 38–46, 2010.
- HUNGRIA, M.; NOGUEIRA, M. A.; ARAUJO, R. S. Inoculation of *Brachiaria* spp. with the plant growth-promoting bacterium *Azospirillum brasilense*: An environment-friendly component in the reclamation of degraded pastures in the tropics. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 221, p. 125–131, 2016.
- ITZIGSOHN, R. et al. Plant-growth promotion in natural pastures by inoculation with *Azospirillum brasilense* under suboptimal growth conditions. **Arid Soil Research**, v. 13, p. 151–158, 2000.

- KADAM, K. L. Power plant flue gas as a source of CO<sub>2</sub> for microalgal cultivation: economic impact of different process options. **Energy Conversion and Management**, v. 38, n. S, p. 505–510, 1997.
- POSADAS, E. et al. Microalgae-based agro-industrial wastewater treatment: a preliminary screening of biodegradability. **Journal of Applied Phycology**, p. 1–11, 2014.
- SANTIAGO, A. DA F. **Avaliação do desempenho de Lagoas de Alta Taxa no tratamento de esgoto pré-desinfestado submetidas a diferentes níveis de radiação solar**. [s.l.] Universidade Federal de Viçosa, 2013.
- TANGO, M. D. **Cultivo de microalgas em efluentes da indústria de beneficiamento de carnes em fotobiorreator do tipo coluna de bolhas**. [s.l.] Universidade Federal de Viçosa, 2015.
- TANGO, M. D. et al. Microalgae cultivation in agro-industrial effluents for biodiesel application: effects of the availability of nutrients. **Water Science and Technology**, v. 78, 2018.
- WANG, L. et al. Anaerobic digested dairy manure as a nutrient supplement for cultivation of oil-rich green microalgae *Chlorella* sp. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 8, p. 2623–2628, 2010.
- ZULPA, G. et al. Bioactivity of intra and extracellular substances from cyanobacteria and lactic acid bacteria on wood blue stain fungi. **Biological Control**, v. 27, p. 345–348, 2003.



## **HIPÓTESE DE PESQUISA**

- A aplicação da biomassa produzida em lagoas de alta taxa durante o tratamento da água residuária da bovinocultura leiteira melhora as propriedades químicas e biológicas de solo cultivado com *Uruchola brizantha*.

## **OBJETIVOS**

### Objetivo geral

Avaliar a biomassa de microalgas produzida em água residuária da bovinocultura leiteira como alternativa fertilizante em pastagens de *Uruchola brizantha* cv. Marandu.

### Objetivos específicos

- Avaliar o desempenho da lagoa de alta taxa no tratamento de efluente da bovinocultura leiteira e na produção de biomassa algal;
- Avaliar a aplicação da biomassa em função das respostas do solo e da cultura de *Uruchola brizantha*;
- Avaliar o efeito da biomassa de microalgas no solo, por meio de estudos da capacidade fertilizante mediante análises enzimáticas;
- Analisar a viabilidade econômica do tratamento da água residuária gerada e dos benefícios advindos deste.

## **CAPÍTULO 1 - BIOMASSA DE MICROALGAS COMO CONDICIONANTE E REGULADORA DA ATIVIDADE ENZIMÁTICA DO SOLO**

### **RESUMO**

Foram avaliadas as características de um argissolo vermelho-amarelo cultivado com *Uruchloa brizantha* cv. Marandu em função de dois tipos de adubação, uma química convencional à base de nitrogênio e potássio e outra biológica, à base de biomassa de microalgas. Considerou-se neste estudo as características químicas, teores de carbono e nitrogênio total, teores de nitrogênio mineral, bem como atividade enzimática do solo. As avaliações foram realizadas entre julho de 2017 e março de 2018, após o estabelecimento da cultura. Adotou-se o delineamento experimental em blocos casualizados, com 3 tratamentos (C- sem adubação, Q - adubação química e B - adubação biológica) com 7 repetições. Em relação às características químicas foram encontradas diferenças significativas ( $P < 0,05$ ) para os teores de soma de bases, capacidade de troca catiônica e teor de matéria orgânica. Para os macro e micronutrientes, foram detectadas diferenças significativas entre os tratamentos ( $P < 0,05$ ) para nitrogênio, cálcio no tratamento controle e fósforo remanescente, enxofre e ferro no tratamento biológico. Os teores de carbono e nitrogênio orgânico não foram afetados pelos tratamentos. O tratamento químico apresentou os maiores valores de nitrato e amônio ( $P < 0,05$ ), sendo que as quantidades de nitrato se sobrepuseram ao amônio. Com relação à atividade enzimática, os valores encontrados se apresentaram comparativamente baixos, e apenas a sulfatase do tratamento biológico se destacou estatisticamente ( $P < 0,05$ ) dos demais tratamentos.

**Palavras-chave:** manejo do solo, ciclagem de nutrientes, matéria orgânica, adubação, microbiota

### **1. INTRODUÇÃO**

Conciliar produção intensiva com redução de impacto é o caminho para um ambiente cada vez mais saudável. Na produção intensiva as necessidades de fertilizantes já estão mais que comprovadas e, ignorá-las significa antecipar o processo de degradação, com obtenção de baixas produtividades, inviabilizando o uso da terra.

O solo se destaca, como um sistema natural, vivo e dinâmico, regulador da produção de alimentos, além de servir para abrigar e fixar as plantas, armazenar e fornecer água e

todos os elementos minerais exigidos pelos vegetais (DORAN; SARRANTONIO; LIEBIG, 1996). Em se tratando de agricultura e meio ambiente, um solo equilibrado proporciona à planta um desenvolvimento vigoroso e oferece condições para expressar todo seu potencial genético de produção (ARAÚJO; MONTEIRO, 2007).

As atuais demandas de produção têm exigido muito dos solos, e estes, quando não bem manejados, ou se utilizados acima da sua capacidade suporte, podem apresentar sinais de desgaste e empobrecimento. As modificações advindas das demandas agrícolas alteram a dinâmica natural dos processos, podendo resultar em aumento ou decréscimo da quantidade de elementos em alguns compartimentos do ciclo biogeoquímico e, mesmo em perdas consideráveis para fora do sistema. Estas perdas se dão por meio da exportação dos elementos contidos nos produtos agrícolas que saem do campo e também, por processos naturais (escoamento e erosão). Esses processos naturais são intensificados nos sistemas de produção intensivos devido às práticas de manejo que incluem movimentação do solo, substituição da vegetação nativa por monocultivos, uso de práticas culturais e adubações (BALOTA et al., 1998; CORREIA; OLIVEIRA, 2005; DE FREITAS et al., 2018; FAO, 2011). Portanto, visando a garantia da manutenção da produtividade em terras agrícolas, a conservação de solos constitui, sem dúvida, um dos aspectos mais importantes da concepção atual de agricultura.

Nos moldes produtivos atuais, o conjunto solo/planta, para se manter dentro da capacidade suporte, necessita de nutrição extra, via fertilização ou adubação com aplicação de produto mineral ou orgânico, natural ou sintético, fornecedor de um ou mais nutrientes aos vegetais (ALCARDE; GUIDOLIN; LOPES, 1998; RODRIGUES et al., 2015).

Atualmente, novas práticas agrícolas, que prezam pela utilização de sistemas conservacionistas, visam a menor degradação do solo e maior sustentabilidade da agricultura a partir do favorecimento da manutenção/melhoria dos atributos físicos, químicos e biológicos do solo. Dentro dessas novas práticas, outros tipos de fertilizantes orgânicos, têm sido pesquisados e ressurgem como promessa de reposição de nutrientes para os solos agricultáveis.

Nestes sistemas conservacionistas, os microrganismos atuam nos processos de decomposição da matéria orgânica, participando diretamente no ciclo biogeoquímico dos nutrientes e, conseqüentemente, mediando a sua disponibilidade no solo (BALOTA et al., 1998; JENKINSON; LADD, 1981; TURCO; KENNEDY; JAWSON, 1994), além de

degradar substâncias tóxicas (KENNEDY; DORAN, 2002). Neste contexto, Santos; Primavesi; Bernardi (2010) apontam que a elevação e a manutenção dos níveis de fertilidade do solo dependem da ciclagem de nutrientes e da adição de mais insumos ao sistema, sendo que a matéria orgânica presente, além de fornecer nutrientes às plantas, interfere em outras características químicas, físicas e biológicas.

Os microrganismos possuem a capacidade de dar respostas rápidas a mudanças na qualidade do solo, característica que não é observada nos indicadores químicos ou físicos (ARAÚJO; MONTEIRO, 2007; ISLAM; WEIL, 2000). sendo o tamanho e a atividade das comunidades microbianas do solo um indicador da saúde, qualidade e fertilidade necessárias para a agricultura sustentável (DORAN; PARKIN, 1994). Enquanto mediadores da síntese e decomposição de matéria orgânica do solo, os microrganismos podem influenciar a capacidade de troca catiônica (CTC), a acidez e toxicidade e capacidade de retenção de água as reservas de N, S, P (BOWLES et al., 2014; SINGH; PANDEY; SINGH, 2011). Adicionalmente, controlam funções chaves no solo, como a decomposição e o acúmulo de matéria orgânica, ou transformações envolvendo os nutrientes minerais que são continuamente assimilados durante os ciclos de crescimento dos diferentes organismos que compõem o ecossistema (ARAÚJO; MONTEIRO, 2007; BOWLES et al., 2014; REIS JUNIOR; MENDES, 2009).

Diferentes adubos orgânicos podem estimular a biomassa microbiana e a atividade enzimática, características que variam dependendo da composição do adubo e da disponibilidade relativa de nutrientes, bem como outros fatores, como o tipo de solo e suas características únicas, por exemplo, pH e textura (STURSOVÁ; BALDRIAN, 2010). As enzimas do solo são geralmente originadas dos microrganismos, mas também podem ter origem animal e vegetal (REIS JUNIOR; MENDES, 2009).

Entre a necessidade de redução de carga poluidora, o esgotamento das fontes minerais, demandas contínuas e aumentadas de fertilizantes e as pesquisas desenvolvidas para atender a todas essas questões, cabe destaque para os biofertilizantes à base de microalgas. As microalgas desempenham funções importantes para os agro ecossistemas e também podem funcionar como bio-indicadores para a qualidade do solo (HASTINGS et al., 2014). Sendo fotossintéticas, microalgas e cianobactérias desempenham papel importante na introdução de matéria orgânica no solo a partir de substâncias inorgânicas e na excreção de polissacarídeos que aumentam a sua agregação, sendo que o ambiente irá determinar o tipo de espécie a se desenvolver.

Nesse contexto, a proposta desta pesquisa foi avaliar as características químicas e da microbiota de um argissolo cultivado com capim-braquiária que recebeu adubação química convencional e adubação biológica, composta por biomassa de microalgas, advindas do tratamento da água residuária de sala de ordenha da bovinocultura leiteira.

## **2. MATERIAIS E MÉTODOS**

A água residuária advinda da sala de ordenha foi tratada em lagoas de alta taxa (LATs) e em seguida aplicada em parcelas experimentais, implantadas em um terreno de argissolo vermelho-amarelo, com textura franco-argilosa. A seguir é detalhada a metodologia utilizada na avaliação.

### **2.1 Tratamento da água residuária da bovinocultura leiteira, produção e caracterização da biomassa de microalgas**

O tratamento e produção da biomassa a partir da água residuária da bovinocultura foi realizado ao longo de um ano (entre fevereiro de 2017 e 2018) na unidade experimental do Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental (LESA) da Universidade Federal de Viçosa (UFV). Durante este período viabilizou-se um tratamento simplificado, com baixo custo.

Para o tratamento e produção de biomassa foram utilizadas 5 (cinco) LATs com as seguintes características: largura = 1,28 m, comprimento = 2,86 m, profundidade total = 0,5 m, profundidade útil = 0,3 m, área superficial = 3,3 m<sup>2</sup> e volume útil = 1 m<sup>3</sup>. Construídas em fibra de vidro, as LATs possuem pedais (pás) em aço inox, com seis lâminas, que são movimentados por motores elétricos de 0,5 cv. Redutores de frequência (marca WEG série CFW-10) acoplados ao motor, são utilizados para reduzir a rotação das pás, no intuito de garantir velocidade de aproximadamente 0,10 a 0,15 m s<sup>-1</sup>. Anteriormente à utilização das LATs, a água residuária passou por um processo de decantação primária. Adotou-se taxa de aplicação superficial de 150 kg DBO ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup> e tempo de detenção hidráulica (TDH) de 12 dias com operação contínua. A vazão de 65 L dia<sup>-1</sup> foi periodicamente regulada (duas vezes ao dia) por controle manual. A separação da biomassa ocorreu via sedimentação gravitacional, com descarte do sobrenadante. Em seguida, essa biomassa foi armazenada para ser aplicada quando o capim atingisse a altura de corte preconizada.

A biomassa aplicada no solo possuía as seguintes características:  $P_{total} = 1992 \text{ mg L}^{-1}$ ;  $NTK = 1657,42 \text{ mg L}^{-1}$ ;  $COT = 67,38 \text{ mg L}^{-1}$ ; Umidade = 97,34%; pH = 8,4 e elementos traço: As =  $<0,01 \text{ mg L}^{-1}$ , Ba =  $1,32 \text{ mg L}^{-1}$ , B =  $0,55 \text{ mg L}^{-1}$ , Cd =  $0,001 \text{ mg L}^{-1}$ , Pb =  $0,022 \text{ mg L}^{-1}$ , Cu =  $0,52 \text{ mg L}^{-1}$ , Cr =  $0,097 \text{ mg L}^{-1}$ , Hg =  $<0,0002$ , Mo =  $<0,050 \text{ mg L}^{-1}$ , Ni =  $0,075 \text{ mg L}^{-1}$ , Zn =  $0,005 \text{ mg L}^{-1}$ . As análises foram realizadas de acordo com metodologias adaptadas de APHA (2012).

## 2.2 Design experimental

O experimento foi conduzido no Setor de Agrostologia do Departamento de Zootecnia, na Universidade Federal de Viçosa, no período de julho de 2017 a março de 2018. Segundo a classificação de Köppen, o município de Viçosa encontra-se no tipo Cwa, com precipitação média anual de 1.221 mm, caracterizada por distribuição estacional, com estações seca e chuvosa bem definidas (Tabela 01).

Tabela 1 - Temperaturas máxima e mínima, precipitação pluvial total e umidade relativa média do ar durante o período experimental.

Mês	Ano	$T_{max}$ (°C)	$T_{min}$ (°C)	Precipitação (mm)	Umidade(%)
		Temperatura (°C)			
Setembro	2017	32.4	7.5	14.0	66.1
Outubro	2017	35.1	13.4	47.0	66.2
Novembro	2017	32.4	14.4	106.0	76.9
Dezembro	2017	34.3	16.0	389.8	79.3
Janeiro	2018	33.9	15.7	134.8	76.0
Fevereiro	2018	31.0	13.6	147.8	82.6
Março	2018	33.0	16.6	259.0	83.4

O terreno encontra-se em solo argissolo vermelho-amarelo, com textura franco-argilosa cujas características químicas são apresentadas na Tabela 02.

Tabela 2 – Características químicas do solo anteriormente à implantação do experimento.

pH	H+Al	SB	CTC (t)	CTC (T)	Ca	Mg
<b>(H<sub>2</sub>O)</b> -----(cmolc/dm <sup>3</sup> ) -----						
4,50	5,78	1,98	2,38	7,76	1,30	0,50
P	K	P-rem	MO	V	m	N
-----(mg/dm <sup>3</sup> ) -----(mg/L) -----(%) -----						
1,00	70,00	15,80	3,99	26,00	17,00	0,23

pH – potencial hidrogeniônico, H+Al – acidez potencial, SB – soma de bases, CTC (t) – capacidade de troca de cátions efetiva, CTC (T) - capacidade de troca de cátions total, MO – matéria orgânica, V- saturação

por bases, m – saturação por alumínio, N – nitrogênio, P – fósforo, K – potássio, Ca – cálcio, Mg – magnésio, P-rem – fósforo remanescente.

Utilizou-se o delineamento experimental em blocos casualizados, com três tratamentos (C – controle, Q – químico e B – biológico) e sete repetições cada. Foi estudada a *Uruchloa brizantha* cv. Marandu, semeada em 18 de abril de 2017, em parcelas de 8,5 x 3,5m (30 m<sup>2</sup>), subdivididas em parcelas de 2,9 x 0,9 m (2,61m<sup>2</sup>), das quais eram coletadas as amostras de solo e planta a serem analisadas.

O preparo do solo para o plantio foi realizado com arado de discos e grade. Foi feita a correção do pH do solo, aplicando-se 4,5 Mg ha<sup>-1</sup> de calcário agrícola dolomítico com poder relativo de neutralização total (PRNT) de 76%, 60 dias antes da semeadura. Realizou-se a semeadura em sulcos de aproximadamente 3 cm de profundidade e espaçamento de 30 cm entre si, utilizando-se 8 kg de sementes por hectare. No plantio foram aplicados 90 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>. O tratamento Q constou da aplicação de 200 Kg ha<sup>-1</sup> de uma mistura N:P:K (20:0:20). O tratamento B constou da aplicação da biomassa de microalgas, calculada com base nas quantidades de N da mesma.

A partir da semeadura a área foi irrigada diariamente para garantir condições favoráveis à germinação das sementes. A adubação de cobertura foi realizada 88 dias após a semeadura, com 250 kg ha<sup>-1</sup> da mistura 20:0:20 no tratamento químico. No tratamento biológico foram aplicadas as mesmas quantidades de N das adubações anteriores. O corte de uniformização foi feito 159 dias após a semeadura e, na oportunidade, foram aplicados 40 Kg de N e 40 Kg de K ha<sup>-1</sup>, utilizando a mistura 20:0:20, adubação esta repetida a cada corte do capim.

Adotou-se o critério de cortar o capim sempre que a altura do horizonte das folhas atingisse 30 cm. A altura das plantas foi realizada com auxílio de régua graduada, a cada 5 dias. O capim foi colhido manualmente, com tesoura de poda, a 5 cm de altura em relação ao nível do solo. Deste modo, foram realizados 3 cortes no tratamento controle, 4 no tratamento biológico e 5 no tratamento químico, entre julho de 2017 e março de 2018. A adubação (química ou biológica) era realizada sempre na linha da semeadura. Para a aplicação da biomassa de microalgas, fez-se uso de um regador, pois a elevada concentração desta, não permitiu o uso de pulverizador.

A adubação (química ou biológica) era realizada sempre na linha da semeadura. Para a aplicação da biomassa de microalgas, fez-se uso de um regador, pois a elevada concentração desta, não permitiu o uso de pulverizador (Figura 03B).



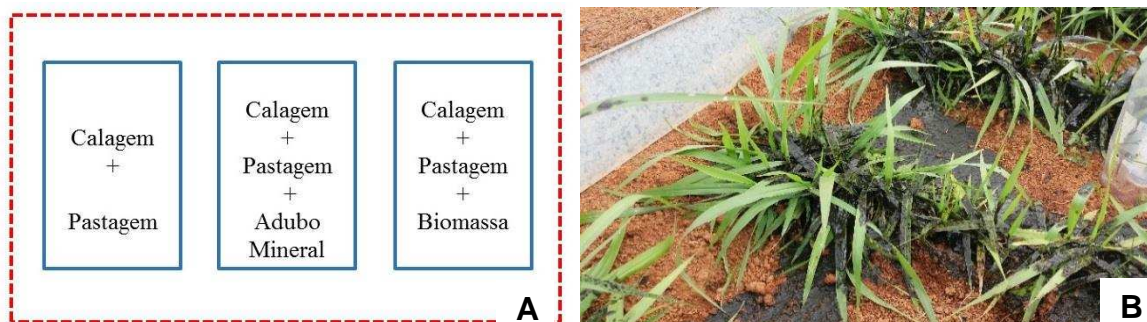


Figura 1 - a) Formatação das parcelas e b) Parcela com aplicação da biomassa de microalgas.

A partir da aplicação dos fertilizantes na cultura iniciou-se o monitoramento dos tratamentos no solo. Para os parâmetros Carbono e Nitrogênio Total, Nitrogênio mineral (amônio, nitrato, nitrito), pH e condutividade foram coletadas amostras nos dias 0, 2, 5, 10, 15, 20, 25 e 30 após aplicação (DAA) a 4 cm de profundidade. Para avaliação da atividade enzimática, as coletas foram realizadas nos dias 24, 40 e 70 DAA. As coletas para avaliação de macro e micronutrientes e matéria orgânica do solo foram realizadas nos dias 21/12/15 (anteriormente à degradação da área – Tabela 1), 06/01/16, 14/08/17, 22/12/17 e 09/07/18 (ao fim do experimento).

Avaliou-se também a propagação das microalgas no solo a partir da coleta de amostras compostas entre as subparcelas, em agosto de 2017 e julho de 2018, de 1 cm<sup>3</sup> de solo, por meio de uma seringa de 10 ml. O solo coletado foi armazenado em Eppendorf com solução de 9 mL de formol a 4 % para análise qualitativa e quantitativa.

### 2.3 Análises do solo

Após coletadas, as amostras foram enviadas para o Laboratório de Fertilidade e Rotina do Solo, do Departamento de Solos da UFV. As caracterizações foram realizadas segundo os métodos descritos por (EMBRAPA, 1997).

A determinação da condutividade elétrica e do pH na solução do solo foi realizada no Laboratório de Compostagem da Universidade de Burgos (Espanha), com o uso de um condutivímetro e um pHmetro de bancada, respectivamente.

Amostras de 3g de solo foram preparadas e os teores totais de C e N foram medidos em um analisador elementar (TrueSpec CN, LECO, Saint Joseph, USA).

Amônia, nitrito e nitrato foram quantificados por digestão de 1 mL de suspensão com 5 mL de reagente oxidante (0,02 M K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub> e 0,075 M NaOH), tamponado com 1 mL de solução de ácido bórico 1 M e analisado via analisador de fluxo segmentado (San ++, Skalar).

A atividade enzimática foi avaliada de acordo com Marx et al. (2001), com base na utilização de substratos fluorados de MUF ou AMC em microplacas de 96 furos. As amostras do solo foram analisadas quanto às fosfatases ácidas e alcalinas (EC 3.1.3.2 / AcPA e EC 3.1.3.3/AlkPA, respectivamente, usando soluções tamponadas MUB – universal modificado sem fosfato, pH 5 e pH 10 em diferentes furos das microplacas),  $\beta$ - e  $\alpha$ -glucosidases (EC 3.2.1.20/aGA e EC 3.2.1.21/bGA, respectivamente), N-acetil- $\beta$ -glucosaminidase (EC 3.2.1.30/bNAG),  $\beta$ -xilossidase (EC 3.2.2.27/bXyl), leucina-aminopeptidase (EC 3.4.11.1 / LeuAMP) e sulfatase (EC 3.1.6.1/AS) com derivados de 4-metilumbeliferone (MUF) ou amino-4-metilcoumarina (AMC) como substratos.

Uma amostra úmida (peso equivalente a 1 g de material seco no forno) foi pesada e misturada em 20 mL de água ultrapura. Esta suspensão foi homogeneizada por 2 minutos de sonicação pulsada (40 Wat). Aliquotas de 50  $\mu$ L foram retiradas e distribuídas em uma microplaca de 96 furos (oito repetições por amostra). Foram adicionados tampões (50  $\mu$ L) (tampão universal modificado constituído por tris-hidroximetilaminometano, ácido málico, ácido cítrico e ácido bórico preparado a 0,05 M e pH 5 para AcPA e BGA; pH 6 para aGA, bXyl, BNAG e AS; pH 9 para AlkPA; pH 10 para LeuAMP). Adicionou-se 100  $\mu$ L de solução de substrato 1 mM perfazendo uma concentração final do substrato de 500  $\mu$ M. As placas foram fechadas para evitar a transpiração e mantidas durante 180 minutos a 30° C sob agitação (150 rpm). A interrupção da reação se deu com a adição de 50  $\mu$ L de tampão Tris a pH 12 e imediatamente realizou-se a leitura em um leitor de placas fluorométricas (GENIOS, TECAN, Suíça) usando filtros de excitação e emissão de 360 e 450 nm. A fluorescência foi convertida em quantidade de MUF (substrato 4-metilumbeliferil) ou AMC (substrato 4-metilcumalar-7-amida) de acordo com os padrões de calibração (0 a 1500 pmol) preparados em cada placa, levando-se em conta o grau de fluorescência por meio das partículas do solo e da matéria orgânica. As atividades enzimáticas foram, então, convertidas em atividade específica normalizada para o teor de carbono do solo de cada fração.

#### 2.4 Análise estatística

Os dados foram interpretados estatisticamente por meio de análises de variância e as médias foram comparadas utilizando-se o teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade, utilizando-se o software IBM SPSS Statistics versão 22, quando o dado apresentou grande variabilidade, optou-se por utilizar estatística descritiva.

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1 Caracterização da água residuária

Ao longo do período de operação e monitoramento das LATs, as variáveis pH, T e OD apresentaram comportamentos similares entre si, mostrando a estabilidade do sistema. Para mais elevadas temperaturas, foram registrados valores mais elevados de pH e OD, sinal de atividade fotossintética mais elevada (JORDÃO, 2014). A temperatura do efluente nas LATs oscilou entre 18 e 33°C, faixa de valores favorável fotossíntese e divisão celular pelas microalgas. A Tabela 03 apresenta o comportamento das variáveis monitoradas no tratamento.

Tabela 3 - Eficiência das lagoas de alta taxa utilizadas no tratamento de água residuária da bovinocultura.

Parâmetros	Número de amostras	Afluente	Efluente	Remoção (%)
<b>pH</b>	23	7.4	8,5 (0,6)	-
<b>Temperatura (° C)</b>	23	24.1	26,4 (3,5)	-
<b>OD (mgL<sup>-1</sup>)</b>	23	-	10 (3)	-
<b>PAR (µmolm<sup>-2</sup>dia<sup>-1</sup>)</b>	23	1289 (625,7)		-
<b>COT (mgL<sup>-1</sup>)</b>	7	623,3 (161,3)	100,1 (12)	83.93
<b>COD (mgL<sup>-1</sup>)</b>	7	361,7 (128,9)	63,7 (13,5)	82.4
<b>DQOt (mgL<sup>-1</sup>)</b>	11	3106,3 (3192,1)	2007 (1579,9)	35.4
<b>DQOs (mgL<sup>-1</sup>)</b>	11	1015 (886.6)	450,1 (371,4)	55.7
<b>N-NH<sub>3</sub> (mgL<sup>-1</sup>)</b>	11	141,8 (40,6)	0,33 (1,1)	99.8
<b>NTK (mgL<sup>-1</sup>)</b>	10	174 (43,5)	37,6 (25,4)	78.4
<b>Norg (mgL<sup>-1</sup>)</b>	11	33,4 (21,4)	37,2 (25,3)	-11.4
<b>Pt (mgL<sup>-1</sup>)</b>	6	1144,1 (324,9)	535,4 (254)	53.2
<b>Ps (mgL<sup>-1</sup>)</b>	6	629,4 (266,9)	208,3 (125)	66.9
<b>SST (mgL<sup>-1</sup>)</b>	13	729,9(450,6)	323 (148,6)	55.7
<b>SSV (mgL<sup>-1</sup>)</b>	13	623,9 (352,1)	266,1 (128,5)	57.4
<b>E.Coli (NMPN*100mL<sup>-1</sup>)</b>	10	1,00x10 <sup>4</sup>	1,00x10 <sup>2</sup>	99

pH – potencial hidrogeniônico, OD – oxigênio dissolvido, PAR – radiação fotossinteticamente ativa, COT – carbono orgânico total, COD – carbono orgânico dissolvido, DQOt – demanda química de oxigênio total, DQOs – demanda química de oxigênio dissolvido, N-NH<sub>4</sub> – amônia, NTK – nitrogênio total kjeldahl, Norg – nitrogênio orgânico, Pt – fósforo total, Ps – fósforo solúvel, SST – sólidos suspensos totais, SSV – sólidos suspensos voláteis, E.Coli – Escherichia coli.

As eficiências de remoção obtidas encontram-se dentro da faixa de valores apresentada pela literatura relativa ao tratamento de água residuária em LATs (ALCANTARA et al., 2015; MOLINUEVO-SALCES; GARCÍA-GONZÁLEZ; GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, 2010; QIN et al., 2014; RIAÑO; MOLINUEVO; GARCÍA-GONZÁLEZ, 2011). Nesta

pesquisa, destacar destaca-se a não necessidade de adição de CO<sub>2</sub>, pois a matéria orgânica da água residuária não tornou C um fator limitante para o tratamento, o que pode implicar na redução do custo de produção da biomassa.

Em relação a água residuária tratada, de acordo com os padrões de lançamento de efluentes apresentados pela Resolução 430 (CONAMA, 2011), parâmetros como pH, T, OD e N-NH<sub>4</sub> encontram-se dentro dos limites estabelecidos. Já para a matéria orgânica, de acordo com a legislação estadual (COPAM, 2008), nesta pesquisa não foi alcançada a remoção esperada (redução de no mínimo 70%). As eficiências de remoção de matéria orgânica e nutrientes deste tipo de tratamento deixam sugestão para um polimento do efluente, anteriormente ao seu descarte.

Em relação à remoção de E. Coli, foram alcançados valores entre 10<sup>3</sup> e 10<sup>4</sup> NMP 100 mL<sup>-1</sup>. As baixas taxas de remoção (Norg, DQOt, Pt) alcançadas nesta pesquisa se deveram, principalmente pela produção de biomassa, que converte matéria orgânica particulada em biomassa de microalgas.

É sabido que a concentração de N nos fertilizantes pode variar desde 82% na amônia anidra até 1% nos adubos orgânicos (KLEIN et al., 2018). O biofertilizante utilizado nesta pesquisa apresentou 5, 2% de N na sua composição. A biomassa de microalgas produzida apresentou uma relação C/N de 7,7. A Tabela 04 apresenta os dados de produção de biomassa ao longo da pesquisa.

Tabela 4 - Produtividade de biomassa do sistema de tratamento.

	Afluente Média (DP)	Efluente Média (DP)
<b>Chl a (mgL<sup>-1</sup>)</b>	-	1,64 (0,68)
<b>SSV (mgL1)</b>	686,06 (338,45)	281,77 (122,10)
<b>Produtividade total (gm<sup>-2</sup>dia<sup>-1</sup>)</b>	-	7,12
<b>Produtividade algal (gm<sup>-2</sup>dia<sup>-1</sup>)</b>	-	0,04

Chla – Clorofila a; SSV – Sólidos suspensos voláteis, DP – desvio padrão.

A produtividade do sistema foi em torno de 7,12gm<sup>-2</sup>dia<sup>-1</sup>, aproximando-se dos valores obtidos por Jiménez et al. (2003), produzindo Spirulina (Arthrospira) em meio de cultivo sintético, no sul da Espanha alcançaram uma produtividade de 8,2 gm<sup>-2</sup>dia<sup>-1</sup>. Park e Craggs (2010) e de Godos et al. (2014), produzindo biomassa em águas residuárias domésticas e da bovinocultura, respectivamente, obtiveram produtividade de 16,7 gm<sup>-2</sup>dia<sup>-1</sup>, ambos com adição de CO<sub>2</sub>. Park; Craggs; Shilton (2011) alcançaram uma produtividade de 24 gm<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup> na unidade experimental (em escala piloto de LATs) em

Hamilton (NZ), em um período de verão. Posadas et al. (2015) tratando águas residuárias domésticas obtiveram produtividades de biomassa que variaram de 4  $\text{gm}^{-2}\text{d}^{-1}$  em dezembro a 17  $\text{gm}^{-2}\text{d}^{-1}$  em julho, sendo que para a maior produtividade, foi fornecido  $\text{CO}_2$ .

### 3.2 Macro e micronutrientes e matéria orgânica

Na Tabela 05 são apresentadas as características do solo ao longo da realização do experimento (valores médios das coletas nos dias 21/12/15, 06/01/16, 14/08/17, 22/12/17 e 09/07/18).

Tabela 5 - Características químicas do solo ao longo do experimento.

Tratamento	pH	H+Al	SB	CTC (t)	CTC (T)	MO	V	m	CE
	H <sub>2</sub> O	----- $\text{cmolc/dm}^3$ -----			-----%-----		dS $\text{m}^{-1}$		
C	5,09a	5,39a	3,58a	3,78a	8,97a	4,19a	40,22a	5,61a	245,01a
Q	4,99a	5,05a	2,85ab	3,23ab	7,89a	3,60b	37,25a	12,50a	221,97b
B	4,79a	5,42a	2,63b	3,02b	8,05a	3,43c	33,21a	13,63a	236,37a

C – Controle, Q – Químico, B – Biológico.

Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem pelo teste de Tukey, a 5 %.

pH – potencial hidrogeniônico, H+Al – acidez potencial, SB – soma de bases, CTC (t) – capacidade de troca de cátions efetiva, CTC (T) - capacidade de troca de cátions total, MO – matéria orgânica, V- saturação por bases, m – saturação por alumínio, CE- condutividade elétrica.

Embora não tenha sido detectado efeito de tratamentos sobre o pH do solo, o valor numérico mais elevado no tratamento controle provavelmente se deve à mineralização do N orgânico com subsequente nitrificação ou ainda pela biodegradação da matéria orgânica decomponível que também pode causar acidificação transiente no solo, em decorrência da produção de ácidos orgânicos (TRANNIN; SIQUEIRA; MOREIRA, 2005). Ao longo do experimento, em todos os tratamentos ocorreu aumento do pH, que foi de 4,5 na implantação do capim, ao contrário do reportado por COSTA et al. (2008), de que a nitrificação reduz o pH do solo, no caso da adubação química. Nos tratamentos biológico e controle pode-se atribuir os aumentos de pH devido ao consumo de prótons no processo de mineralização no Norgânico, com aumento do pH do meio (DECHEN; NACHTIGALL, 2007).

Apesar do pequeno aporte de material, e do curto espaço de tempo de observação, percebe-se que a CTCt apresentou incremento nos três tratamentos, se comparados com os valores do solo no início do experimento (Tabela 1). Acidez potencial (H+Al) e saturação por alumínio (m %), por outro lado, apresentaram valores decrescentes, o que

entende-se como uma boa resposta do solo aos tratamentos. Tranin; Siqueira; Moreira (2005) avaliando aplicação de diferentes doses de lodo de esgoto doméstico detectaram diminuição do pH e aumento da acidez potencial ( $H+Al$ ) e do  $Al$  trocável, com consequente aumento da saturação por alumínio (m%). De acordo com SOUZA et al. (2010), em solos tropicais, a redução da MO é responsável pelo aumento da CTC do solo, pela complexação de alumínio tóxico e pelo bloqueio dos sítios de adsorção do fosfato. Na nossa pesquisa, apenas no tratamento controle ocorreu incremento da MO. Em relação à CTCt, o tratamento biológico, apresentou os menores valores. A menor resposta do tratamento biológico, pode estar associada a um efeito priming devido à estimulação do desenvolvimento da microbiota pelas microalgas, o que causa a mineralização do MO mais instável. Marks et al. (2017) trabalhando com aplicação de microalgas no solo detectaram ativação da respirometria e também associaram tal resposta a um efeito priming. No tratamento biológico, pode-se considerar que a incorporação da biomassa associada ao clima favoreceu a decomposição, o que tornou a elevação da matéria orgânica mais difícil. Araujo; Gil; Tiritan (2009) avaliando efeito de doses crescentes de lodo de esgoto doméstico sobre a fertilidade do solo encontraram diferença significativa para os teores de MO apenas para o tratamento em que utilizaram a maior dose de lodo. De uma forma geral, nesta pesquisa, o incremento de matéria orgânica foi pequeno ao longo do período observado em todos os tratamentos. Balota et al. (1998) estudando o comportamento de solo com diferentes tipos de preparo, em um experimento instalado em 1976, com avaliações entre 1992 e 1994, obtiveram incremento de matéria orgânica em 12%.

No presente estudo, observou-se redução nos valores de saturação por alumínio com incremento dos valores de saturação por bases. A redução nos valores de m (%) provavelmente advém da adição da matéria morta (resíduo do material que foi cortado) – no caso dos tratamentos controle e químico. Para o tratamento biológico um acompanhamento mais aprofundado se faz necessário, tendo em vista que, neste tratamento, a atividade microbiana, que atua sobre frações orgânicas de fácil decomposição, é estimulada (ROCHA; GONÇALVES; MOURA, 2004), embora não tenha sido encontrado diferenças significativas para as enzimas avaliadas entre os tratamentos no presente estudo. A redução nos valores de m (%) implica ainda na redução da quantidade de corretivo para eliminar ou reduzir a concentração de alumínio, já que a reserva de  $Al^+$  trocável está reduzindo (PEREIRA; LOMBARDE NETO, 2004).

É sabido que a elevada concentração de sais solúveis pode afetar o desenvolvimento e a produção de algumas culturas, pois estes provocam a redução do potencial osmótico, requerendo assim uma maior energia da planta para absorver a água do solo. Simeoni; Barbarick; Sabey (1984) verificaram que o lodo, advindo de estações de tratamento de esgoto urbano, empregado não proporcionou alterações significativas no pH do solo. A condutividade elétrica é um parâmetro de fácil mensuração em sistemas de produção e, a partir dos resultados, adequações que evitem a ocorrência de processos de salinização e perdas na quantidade e qualidade da produção podem ser adotadas (MAJOR; SALES, 2012).

A Tabela 6 apresenta os valores médios para macro e micronutrientes do solo nos

Tratamento	N	Ca	Mg	K	S	Fe	P	P-rem
	%	----cmolc/dm <sup>3</sup> ----				-----mg/dm <sup>3</sup> -----		mg/L
C	0,18a	2,72a	0,72a	37,28b	11,34b	91,17b	2,59a	23,24b
Q	0,15b	2,15b	0,52a	52,32a	13,60b	83,86c	3,17a	20,47b
B	0,15b	2,01b	0,42a	29,28b	21,73a	96,46a	4,23a	15,86a

diferentes tratamentos.

Tabela 6 - Macro e micro nutrientes do solo.

C – Controle, Q – Químico, B – Biológico.

N – Nitrogênio; P – fósforo; K – potássio; Ca – cálcio; Mg – magnésio; P-rem – fósforo remanescente; S – enxofre; Fe – ferro. Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem pelo teste de Tukey, a 5 %.

Em relação aos macronutrientes, apenas nitrogênio, potássio, enxofre e cálcio foram afetados ( $P < 0,05$ ) pelos tratamentos. A principal fonte de nitrogênio do solo advém da MO e, portanto, grande parte do N total do solo está na forma orgânica (MALAVOLTA, 2006). O maior conteúdo de nitrogênio no tratamento controle advém da MO presente no solo, que também se destacou neste tratamento.

Em termos numéricos, os teores de fósforo foram mais elevados no tratamento biológico, o que indica que a biomassa de microalgas proporcionou uma reserva de nutrientes a serem liberados após a mineralização da matéria orgânica.

De acordo com Mascarenhas (1977), os teores de enxofre no solo encontram-se correlacionados positivamente aos teores de matéria orgânica e nitrogênio, indicando que a maior porção de S aparece ligado ou associado à matéria orgânica. A principal função deste macronutriente está associada com a síntese e metabolismo do nitrogênio (PAIVA; NICODEMO, 1994), fazendo parte da composição de dois aminoácidos essenciais, a cistina e a metionina. Esses aminoácidos em deficiência tornam a síntese de proteínas ineficiente com consequente interrupção do crescimento das plantas (RAIJ, 1991). Os

mais elevados teores deste nutriente foram encontrados no tratamento biológico, que em média apresentou os mais baixos teores de nitrogênio e matéria orgânica.

O tratamento controle apresentou maior valor de Ca no solo. O conteúdo de cálcio no solo é função do material de origem do mesmo (rocha), sendo influenciado pela sua textura, teor de matéria orgânica e pela remoção do mesmo por parte das culturas. O cálcio promove a redução da acidez do solo, melhora o crescimento das raízes, aumenta a atividade microbiana, além de aumentar a disponibilidade de molibdênio (Mo) e de outros nutrientes. Cálcio e enxofre são componentes essenciais dos microrganismos, podendo influenciar o crescimento e a atividade da população microbiana e desencadear inúmeros processos metabólicos importantes nas transformações dos elementos no solo, favorecendo ou não a disponibilidade dos nutrientes para as plantas (NAHAS; DELFINO; ASSIS, 1997). O cálcio ao reduzir acidez do solo, reduz os teores de alumínio (Al), cobre (Cu) e manganês (Mn). Dentre os micronutrientes apenas o ferro apresentou diferença significativa entre os tratamentos ( $P < 0,05$ ), com destaque para o biológico.

Observa-se na Tabela 7, que os valores de nitrificação foram superiores à amonificação, discordando do reportado por Moreira; Siqueira (2006) que valores de pH entre 4,5 e 6,0 dificultam o desenvolvimento das bactérias nitrificantes. Entre os tratamentos, os valores de pH se mantiveram entre 4,79 e 5,09.

Tabela 7 – Nitrato, nitrito e amônio no solo.

Tratamento	NO <sub>3</sub> NO <sub>2</sub> ppm N	N-NH <sub>4</sub> ppm N
C	3,94c	1,97a
Q	9,41a	2,76a
B	4,3b	1,52a

C – Controle, Q – Químico e B –Biológico. Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem pelo teste de Tukey, a 5 %.

Avaliando-se as quantidades de N no solo, independente da forma, os maiores valores ocorreram no tratamento químico, o que já era esperado, tendo em vista a composição do fertilizante utilizado e a pronta disponibilidade do nutriente para o sistema, ao contrário do nitrogênio orgânico.

A abundância e diversidade dos organismos que compõem a teia alimentar decompositora determinam a velocidade e a magnitude de processos como a mineralização e imobilização dos nutrientes (especialmente carbono e nitrogênio), sendo que a assimilação destes pelas plantas afeta a produtividade das culturas (CORREIA; OLIVEIRA, 2005).



Os teores de nitrato e amônia no solo foram baixos, o que pode ser explicado pelo fato de as gramíneas tropicais serem excelentes extratoras de N do solo (CANTARELLA et al., 2003; COSTA et al., 2008; PRIMAVERSI; CORRÊA; PRIMAVERSI, 2001). COSTA et al. (2008) encontraram os teores de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> no solo sempre superiores aos de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Ao contrário da afirmativa de Silva; Vale (2000), que a redução do pH promove drástica redução da nitrificação e que, em pH de 4,9 a 5,2, pouco N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> é formado, no nosso estudo a nitrificação sobressai à amonificação, em uma faixa de pH baixa (valor máximo entre os tratamentos de 5,09).

### 3.3 Carbono e Nitrogênio Orgânico

Numa tentativa de equilibrar a produtividade com a conservação do meio ambiente, novos conceitos de sistemas de produção agrícola, baseados na conservação do solo, diversificação de culturas, ciclagem de nutrientes, uso sistemático de adubos orgânicos, dentre outras práticas alternativas, têm sido desenvolvidos (SALMI; SALMI; DE SOUZA ABOUD, 2006).

Foi observado efeito (P<0,05) de tratamento sobre os teores carbono do solo (Tabela 8).

Tabela 8 - Carbono e Nitrogênio do solo.

Tratamento	C (mg Kg <sup>-1</sup> )	N (mg Kg <sup>-1</sup> )	C/N
C	22,91a	2,03a	11,3a
Q	21,25b	1,97a	10,96a
B	20,31b	1,9a	10,75a

N- Nitrogênio, C – Carbono, C/N – relação carbono nitrogênio. Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem pelo teste de Tukey, a 5 %.

Os teores de C encontrados nesta pesquisa, estão muito abaixo dos valores encontrados por Vieira et al. (2015) que também avaliaram alterações nos teores de carbono (5,64 g kg<sup>-1</sup>) e de nitrogênio (1,0 g kg<sup>-1</sup>) e na relação C/N em solos sob diferentes coberturas; sendo uma delas pastagens que recebe adubação química. As características do sistema radicular das gramíneas favorecem a qualidade física do solo, fazendo com que elas sejam capazes de manter ou de aumentar os teores de C. Geralmente, as mudanças nos teores de C e N do solo estão atreladas ao sistema de manejo e preparo utilizado (D'ANDRÉA et al., 2004; DE-POLLI; PIMENTEL, 2005; DENARDIN et al., 2014; MORAES et al., 2015; SÁ et al., 2000). O plantio direto, por exemplo, favorece a formação de agregados mais estáveis, aumentando os teores de C no solo e a taxa de sequestro de CO<sub>2</sub> (EVANGELISTA et al., 2012; VIEIRA et al., 2015).

D'Andréa et al. (2002) observaram redução nos teores de carbono microbiano com a adoção de pastagem e plantio convencional, comparado ao sistema de plantio direto e mata nativa.

A relação C/N dos solos dos tratamentos foi inferior a 12, representando uma mineralização mais rápida da matéria orgânica, se comparada à relação C/N elevada, pois nesta os decompositores diminuem a sua eficiência de utilização de C (MAZZILLI et al., 2014), o que permite aumento da produtividade do solo a partir do aumento do potencial de suprimento de nutrientes.

### 3.4 Comunidade fitoplanctônica

Observando a abundância relativa de algumas espécies de microalgas no biofertilizante, e no solo após a aplicação, *Chlorella vulgaris* foi predominante na biomassa, e em todos os tratamentos (controle, químico e biológico). No tratamento biológico foi detectada a presença de *Pseudanabaena limnetica*, com abundância relativa de 21%. É válido lembrar que as cianobactérias promovem a fixação biológica de N<sub>2</sub>, e os seus hormônios podem induzir o crescimento das raízes (auxinas), o desenvolvimento da lâmina foliar (citocininas), o alongamento do caule (giberelinas) (TARAKHOVSHAYA; MASLOV; SHISHHOVA, 2007) dentre outros benefícios para a planta e para o solo.

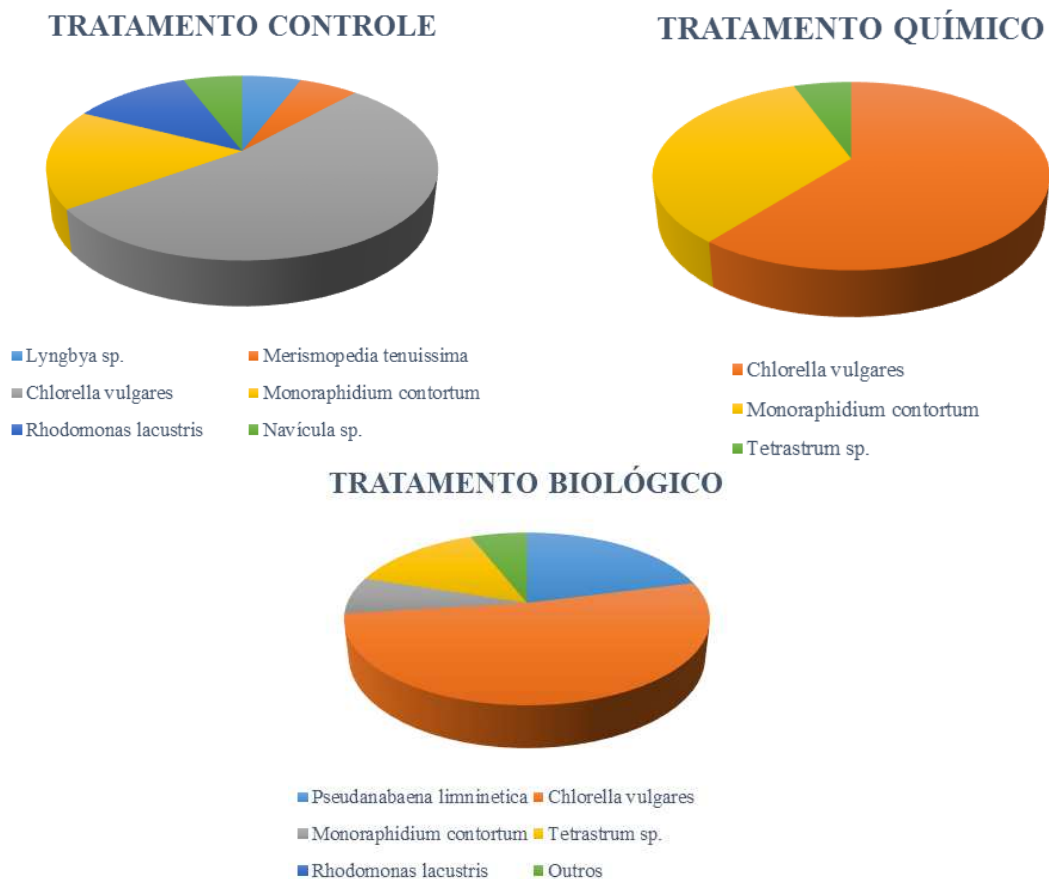


Figura 2 - Abundância relativa da comunidade fitoplanctônica nos tratamentos.

*Rhodomonas lacustres*, embora não tenha apresentado elevada abundância (1%) na biomassa, apresentou considerável abundância relativa nos tratamentos controle e biológico (35 e 38%, respectivamente). Brasil; Huszar (2011), a partir do conceito de espécies estresse-tolerantes de Grime, classificaram a espécie *Rhodomonas* como C-estrategistas, caracterizadas pela relativa facilidade de dispersão, auxiliadas pelo pequeno tamanho ( $v < 103\mu\text{m}^3$ ), pela rápida absorção e assimilação de nutrientes e pelas altas taxas de replicação ( $r_{20} > 10 \times 10^{-6} \text{ s}^{-1}$ ), facilitadas pela alta razão  $sv^{-1}$  ( $> 0,5\mu\text{m}^{-1}$ ).

De acordo com Medeiros Fonseca et al. (2014), as algas pertencentes às classes Euglenophyceae e Cryptophyceae são comumente encontradas em ambientes eutróficos, sendo as espécies do gênero *Cryptomonas* reconhecidas por serem oportunistas (REYNOLDS et al., 2002).

Nos tratamentos avaliados, o biológico foi o que apresentou menor abundância relativa de *Monoraphidium contortum*, que teve destaque no tratamento químico.

Em termos de biovolume, o tratamento biológico apresentou o menor valor  $3,5 \times 10^7 \mu\text{m}^3(\text{cm}^3)^{-1}$ , ante  $6,3 \times 10^7$  e  $6,2 \times 10^7 \mu\text{m}^3(\text{cm}^3)^{-1}$  dos tratamentos controle e químico, respectivamente. O tamanho das algas varia de uma espécie para outra e em uma mesma espécie e durante o crescimento em diferentes fases do ciclo de vida (BELLINGER; SIGEE, 2010). Reynolds (1984) aponta que as diferenças de tamanho estão diretamente relacionadas à forma como as populações exploram os recursos ambientais disponíveis. Fonseca; Bicudo (2008) registraram, variação sazonal de até duas ordens de magnitude no biovolume de cianobactérias coloniais dos gêneros *Microcystis* ou *Sphaerocavum* em represa hipertrófica.

### 3.5 Atividade enzimática

A atividade enzimática, assim como outros atributos biológicos e bioquímicos, têm permitido detectar alterações nos solos pelo seu uso, manejo ou outras influências antrópicas, com maior antecedência do que indicadores químicos e físicos (BETTIOL; CAMARGO, 2006; CHAER; TÓTOLA, 2007; MATSUOKA; MENDES; LOUREIRO, 2003). No nosso estudo, a avaliação da atividade enzimática foi realizada a partir da

premissa de que a adubação orgânica aumenta a atividade enzimática geral (GARCÍA-RUIZ et al., 2008; MOESKOPS et al., 2010). A Tabela 09 apresenta o comportamento de enzimas do grupo das hidrolases, avaliadas devido à relação com a mineralização de nutrientes essenciais do solo (AON; COLANERI, 2001). Devido à grande variabilidade da atividade enzimática, optou-se por utilizar estatística descritiva.

Tabela 9- Atividade enzimática do solo entre os tratamentos.

<b>Tratamento</b>	<b>AcPA (DP)</b>	<b>βGlu (DP)</b>	<b>AlkPA (DP)</b>	<b>αGlu (DP)</b>
-----n mol g <sup>-1</sup> min <sup>-1</sup> -----				
<b>C</b>	904,76 (± 124,26)	173,74 (± 14,02)	353,79 (± 83,56)	67,46 (± 8,38)
<b>Q</b>	948,92 (± 124,26)	152,42 (± 14,02)	389,90 (± 83,56)	67,33 (± 8,38)
<b>B</b>	860,97 (± 124,26)	151,83 (± 14,02)	532,93 (± 83,56)	73,92 (± 8,38)

<b>Tratamento</b>	<b>βXyl (DP)</b>	<b>βNAG (DP)</b>	<b>AS (DP)</b>	<b>LAMP (DP)</b>
-----n mol g <sup>-1</sup> min <sup>-1</sup> -----				
<b>C</b>	174,75 (± 27,35)	1049,17 (± 323,16)	47,58 (± 9,85)	602,65 (± 70,77)
<b>Q</b>	146,79 (± 27,35)	1574,49 (± 323,16)	65,58 (± 9,85)	560,59 (± 70,77)
<b>B</b>	130,25 (± 27,35)	1149,25 (± 323,16)	60,25 (± 9,85)	656,24 (± 70,77)

TC – Tratamento Controle, TQ – Tratamento Químico e TB – Tratamento biológico AcPA – fosfatase ácida, β Glu – β-glucosidase, αGlu – α-glucosidase, βXyl – β-xilosidase, βNAG – Acetilglucosaminidase, AS – Sulfatase, AlkPA – fosfatase alcalina, LAMP – leucina-aminopeptidase.

No tratamento biológico foram verificadas as menores atividades da β-glicosidase, fosfatase ácida, comportamento também destacado por (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006b). De acordo com Sardans; Peñuelas; Estiarte (2008) a β-glicosidase é uma das principais glicosidases do solo e atuam nas primeiras fases da degradação de compostos orgânicos reduzindo o tamanho molecular com produção de estruturas orgânicas menores. Vinhal-Freitas et al. (2010) detectaram influência das enzimas β- glicosidase e as fosfatases (ácida e alcalina) pela adição de composto orgânico doméstico. Segundo os autores a β- glicosidase aumentou significativamente em resposta à adição do composto, e a atividade da fosfatase ácida foi superior à da fosfatase alcalina. Aumentos na atividade da β- glicosidase após a aplicação de biossólidos urbanos foram relatados por Marcote et al. (2001); Ros et al. (2006); Vinhal-Freitas et al. (2010) indicando efeito do substrato. Evangelista et al. (2012) também atribuem o aumento da atividade da β- glicosidase após adubações orgânicas, além do grande aporte de material orgânico proveniente das colheitas bem como da deposição e lenta decomposição da palha sobre o solo. Os menores valores da atividade β-glicosidase detectados no tratamento biológico, podem estar relacionados a um efeito inibidor que o substrato provocou na atividade dessa enzima. Sharma et al. (2017) avaliando a aplicação de

biossólido de estação de tratamento urbano observaram maior atividade de  $\beta$ -glucosidase em solos com a maior relação C/N. Moeskops et al. (2010) analisando o efeito de práticas agrícolas orgânicas e convencionais na dinâmica microbiana do solo, detectaram que a atividade da  $\beta$ -glucosidase sob manejo orgânico aproximou-se dos valores desta enzima em área de floresta. Passos et al. (2010) analisando o efeito da solarização e da biofumigação sobre a comunidade microbiana do solo detectaram que a cama-de-frango estimulou a atividade da  $\beta$ -glucosidase, o que pode ser explicado pela natureza desta enzima, relacionada ao ciclo do carbono.

Trabalhando com o impacto de materiais derivados de lodo nas propriedades microbianas do solo, Mattana et al. (2014) aplicaram lodo de esgoto aerobiamente digerido, fresco (LAF), compostado (LAC) e seco termicamente (LAT), cada um resultante de um processo diferente de pós-tratamento do mesmo lodo. Na maioria dos casos, as atividades enzimáticas do solo aumentaram rapidamente logo após a adição do lodo, mas retornaram aos valores iniciais após 28 dias. As atividades da fosfatase ácida e alcalina foram fortemente aumentadas pela adubação com LAT em ambos os solos estudados (um arenoso e outro areno argiloso);  $\beta$ -glucosidase foi mais elevada em LAT do solo arenoso, enquanto no solo areno argiloso LAC e LAF apresentaram maior efeito estimulante para esta atividade enzimática.

Kizilkaya; Bayrakli (2005) observaram maior atividade de  $\beta$ -glucosidase em solos com a maior relação C/N e a que foi adubado com lodo. A fosfatase alcalina apresentou um aumento, seguido por um decréscimo pronunciado, em comparação com o solo sem adubação.

As fosfatases do solo são derivadas principalmente da população microbiana e têm sido sugeridas como um índice da atividade microbiana (DODOR; TABATABAI, 2003). Estas enzimas hidrolisam compostos de P orgânico transformando-os em diferentes formas de P inorgânico, que são assimiladas pelas plantas (BAKER; WHITE; PIERZYNSKI, 2011). A atividade da fosfatase ácida desempenha um papel fundamental na mineralização do P orgânico e, em geral, esta enzima é ativada quando a disponibilidade de P é baixa (NANNIPIERI, P. PEDRAZZINI; ARCARA; PIOVANELLI, 1979). Em geral, os solos tratados com composto apresentaram maior atividade fosfatase que o controle, sugerindo maiores quantidades de substratos disponíveis nesses solos. Isso é consistente com muitos estudos sobre o aumento da atividade da fosfatase resultante de alterações na matéria orgânica (KREMER; LI, 2003).

Aon et al. (2001) apontam que estas enzimas são afetadas pelas práticas de manejo do solo. No estudo conduzido por Sharma et al. (2017) o tratamento que recebeu uma relação C / N baixa e dose máxima de lodo apresentou valores mais elevados para as atividades urease, fosfatase alcalina e arilsulfatase. Duarte et al. (2015) avaliando as alterações dos atributos biológicos do solo de áreas mineradas, em diferentes estágios de recuperação, concluíram que a atividade enzimática das fosfatases alcalina e ácida apresentaram comportamentos similares.

Bowles et al. (2014) em cultivo intensivo de tomates do tipo Roma organicamente manejados, com variação no manejo de nutrientes, detectaram atividades enzimáticas em todas as amostragens. Os autores detectaram que as atividades das enzimas de ciclagem de carbono aumentaram com a disponibilidade de Ninorgânico, enquanto as enzimas de ciclagem de nitrogênio com a disponibilidade de C.

Dentre as demais atividades enzimáticas avaliadas  $\alpha$ -glicosidase ( $\alpha$ -Glu) e Leucina-aminopeptidase (LAMP), se destacaram no tratamento biológico. Obayashi; Bong; Suzuki (2017) apontam que AlkPA e LAMP são indicadores de limitação de nitrogênio e fosfato na comunidade microbiana. Acetilglucosaminidase ( $\beta$ -NAG) e Sulfatase (AS) se destacaram no tratamento químico;  $\beta$ -glicosidase ( $\beta$ -Glu),  $\beta$ -xilosidase ( $\beta$ -Xyl) se destacaram no tratamento controle. Os baixos valores encontrados para a atividade enzimática nesta pesquisa podem estar ligados aos tempos de avaliação, que se deram em um período de 70 dias de muita seca. O tipo de preparo do solo também pode ter contribuído para tal resultado, pois como mencionado anteriormente, o revolvimento do solo modifica e reduz a atividade microbiana.

#### 4. CONCLUSÕES

- Com base nas características químicas do solo avaliadas, percebeu-se melhorias em todas elas, em relação àquelas antes do plantio do capim, embora o solo do tratamento controle tenha apresentado melhores respostas em relação à matéria orgânica e CTC, reflexo do menor número de colheitas do capim nesse tratamento, promovendo maior deposição de matéria morta;
- As relações C/N mostraram que o solo, independente do tratamento apresentou matéria orgânica de fácil decomposição, facilitando a disponibilização de minerais para as plantas;

- A atividade enzimática, ao contrário do que se esperava, especialmente para o tratamento biológico, foi muito baixa em todos os tratamentos.

## 5. REFERÊNCIAS

- ALCANTARA, C. et al. Microalgae-based Wastewater Treatment. **Handbook of Marine Microalgae: Biotechnology Advances**, p. 439–455, 2015.
- ALCARDE, J. C.; GUIDOLIN, J. A.; LOPES, A. S. Os Adubos E a Eficiência Das Adubações. **Boletim Técnico N°3**, p. 43, 1998.
- AON, M. A. et al. Spatio-temporal patterns of soil microbial and enzymatic activities in an agricultural soil. **Applied Soil Ecology**, v. 18, n. 3, p. 239–254, 2001.
- AON, M. A.; COLANERI, A. C. Temporal and spatial evolution of enzymatic activities and physico-chemical properties in an agricultural soil. **Applied Soil Ecology**, v. 18, p. 255–270, 2001.
- APHA. **Standard Methods for examination of water, and wastewater**. 22. ed. Washington: American Public Health Association, 2012.
- ARAÚJO, A. S. F. DE; MONTEIRO, R. T. R. Indicadores biológicos de qualidade do solo. **Bioscience Journal**, v. 23, n. 3, p. 66–75, 2007.
- ARAUJO, F. F. DE; GIL, F. C.; TIRITAN, C. S. Lodo de esgoto na fertilidade do solo, na nutrição de *Brachiaria decumbens* e na atividade da desidrogenase. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 39, n. 1, p. 1–6, 2009.
- BAKER, L. R.; WHITE, P. M.; PIERZYNSKI, G. M. Changes in microbial properties after manure, lime, and bentonite application to a heavy metal-contaminated mine waste. **Applied Soil Ecology**, v. 48, n. 1, p. 1–10, 2011.
- BALOTA, E. L. L. et al. Biomassa Microbiana e sua atividade em solos sob diferentes sistemas de preparo e sucessão de culturas. **Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**, v. 22, n. 1, p. 641–649, 1998.
- BELLINGER, E. G.; SIGEE, D. C. **Freshwater algae: identification and use as bioindicators**. Nova Delhi, India: Great Britain by Antony Rowe, Ltd. Chippenham, Wilts, 2010.
- BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. **Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura**. Jaguariúna/SP: Embrapa Meio Ambiente, 2006.
- BOWLES, T. M. et al. Soil enzyme activities, microbial communities, and carbon and nitrogen availability in organic agroecosystems across an intensively-managed

agricultural landscape. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 68, p. 252–262, 2014.

BRASIL, J.; HUSZAR, V. L. M. O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton continental. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 4, p. 799–834, 2011.

CANTARELLA, H. et al. Fruit yield of Valencia sweet orange fertilized with different N sources and the loss of applied N. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 67, n. 3, p. 215–223, 2003.

CHAER, G. M.; TÓTOLA, M. R. Impacto do manejo de resíduos orgânicos durante a reforma de plantios de eucalipto sobre indicadores de qualidade do solo. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 31, n. 6, p. 1381–1396, 2007.

CONAMA. **Resolução CONAMA 430/2011** **Diário Oficial da União** Brasil, 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>

COPAM. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N.º 1, de 05 de Maio de 2008**. Brasil. Governo do Estado de Minas Gerais - Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável - Conselho Estadual de Política Ambiental, 2008. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/EFABF603/DeliberaNormativaConjuntaCOPAM-CERHno01-2008.pdf>>

CORREIA, M. E. F.; OLIVEIRA, L. C. M. DE. Importância da fauna de solo para a ciclagem de nutrientes. In: AQUINO, A.M. DE; ASSIS, R. L. DE (Ed.). **Processos biológicos no sistema solo-planta: ferramentas para uma agricultura sustentável**. Seropédica, RJ: Embrapa Agrobiologia, 2005. p. 77–99.

COSTA, K. A. DE P. et al. Doses e fontes de nitrogênio em pastagem de capim-marandu. I - alterações nas características químicas do solo. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 32, n. 4, p. 1591–1599, 2008.

D'ANDRÉA, A F. et al. Estoque de carbono e nitrogênio e formas de nitrogênio mineral em um solo submetido a diferentes sistemas de manejo. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, v. 39, n. 2, p. 179–186, 2004.

D'ANDRÉA, A. F. et al. Indicadores biológicos da qualidade do solo em sistema agrossilvopastoril no noroeste do estado de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, p. 913–923, 2002.

DE-POLLI, H.; PIMENTEL, M. S. Indicadores de Qualidade do Solo. In: AQUINO, A. M. DE; ASSIS, R. L. DE (Ed.). **Processos biológicos no sistema solo-planta: ferramentas para uma agricultura sustentável**. Seropédica, RJ: Embrapa



Agrobiologia, 2005. p. 17–28.

DE FREITAS, L. et al. Estoque de carbono de latossolos em sistemas de manejo natural e alterado. **Ciencia Florestal**, v. 28, n. 1, p. 228–239, 2018.

DE GODOS, I. et al. Evaluation of carbon dioxide mass transfer in raceway reactors for microalgae culture using flue gases. **Bioresource Technology**, v. 153, p. 307–314, 2014.

DENARDIN, R. B. N. et al. Estoque de carbono no solo sob diferentes formações florestais, Chapecó - SC. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 1, p. 59–69, 2014.

DODOR, D.; TABATABAI, A. Effect of cropping systems of phosphatases in soils. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 166, p. 7–13, 2003.

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J. W. et al. (Eds.). **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison: SSSA, 1994. p. 3–21.

DORAN, J. W.; SARRANTONIO, M.; LIEBIG, M. Soil health and sustainability. In: SPARKS, D. L. (Ed.). **Advances in Agronomy**. San Diego: Academic Press, 1996. p. 1–54.

DUARTE, E. DOS S. et al. **Atividade de Fosfatase Ácida e Alcalina do Solo de Área Minerada em Diferentes Estágios de Regeneração Ambiental**. XXXV Congresso Brasileiro de Ciência do Solo. **Anais...**Natal/RN: 2015

EMBRAPA. **Manual de Métodos de análise de solo**. 2a Edição ed. Rio de Janeiro: Embrapa - CNPS, 1997.

EVANGELISTA, C. R. et al. Atividade enzimática do solo sob sistema de produção orgânica e convencional na cultura da cana-de-açúcar em Goiás. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 33, n. 4, p. 1251–1261, 2012.

FAO. **The state of the world's land and water resources for food and agriculture**. Roma, Italy: FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, 2011.

FONSECA, B. M. et al. Biovolume de cianobactérias e algas de reservatórios tropicais do Brasil com diferentes estados tróficos. **Hoehnea**, v. 41, n. 1, p. 9–30, 2014.

FONSECA, B. M.; BICUDO, C. E. D. M. Phytoplankton seasonal variation in a shallow stratified eutrophic reservoir (Garças Pond, Brazil). **Hydrobiologia**, v. 600, n. 1, p. 267–282, 2008.

GARCÍA-RUIZ, R. et al. Suitability of enzyme activities for the monitoring of soil quality improvement in organic agricultural systems. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 40, n.

9, p. 2137–2145, 2008.

HASTINGS, K. L. et al. Effect of microalgae application on soil algal species diversity, cation exchange capacity and organic matter after herbicide treatments. **F1000Research**, v. 281, p. 1–14, 2014.

ISLAM, K. R.; WEIL, R. R. Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v. 79, n. 1, p. 9–16, 2000.

JENKINSON, D. S.; LADD, J. N. Microbial biomass in soils: Measurement and turnover. In: PAUL, E. A.; LADD, J. N. (Eds.). **Soil biochemistry**. v. 5 ed. New York: Marcel Decker, 1981. p. 415–471.

JIMÉNEZ, C. et al. The feasibility of industrial production of *Spirulina* (*Arthrospira*) in Southern Spain. **Aquaculture**, v. 217, p. 179–190, 2003.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 5a. ed. [s.l.] Abes, 2005.

KENNEDY, A.; DORAN, J. Sustainable agriculture: role of microorganisms. In: BITTON, G. (Ed.). **Encyclopedia of Environmental Microbiology**. New York: John Wiley & Sons, 2002. p. 3116–3126.

KIZILKAYA, R.; BAYRAKLI, B. Effects of N-enriched sewage sludge on soil enzyme activities. **Applied Soil Ecology**, v. 30, n. 3, p. 192–202, 2005.

KLEIN, C. et al. **Eficiência agrônômica do milho sob diferentes fontes de nitrogênio em cobertura**. XII Reunião Sul Brasileira de Ciência do Solo. **Anais...Xanxerê, SC: 2018**

KREMER, R. J.; LI, J. Developing weed-suppressive soils through improved soil quality management. **Soil Till. Res.**, v. 72, p. 193–202, 2003.

MAJOR, I.; SALES, J. C. **Mudanças Climáticas e Desenvolvimento Sustentável**.

MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição de plantas**. São Paulo: Ceres, 2006.

MARCOTE, I. et al. Influence of one or two successive annual applications of organic fertilisers on the enzyme activity of a soil under barley cultivation. **Bioresource. Technology**, v. 79, p. 147–154, 2001.

MARKS, E. A. N. et al. Application of a microalgal slurry to soil stimulates heterotrophic activity and promotes bacterial growth. **Science of the Total Environment**, v. 605–606, p. 610–617, 2017.

MASCARENHAS, H. A. A. **Cálcio, enxofre e ferro no solo e na planta**. [s.l.] Fundação Cargill, 1977.

MATSUOKA, M.; MENDES, I. C.; LOUREIRO, M. F. Biomassa microbiana e atividade

enzimática em solos sob vegetação nativa e sistemas agrícolas anuais e perenes na região de Primavera do Leste (MT). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 3, p. 425–433, 2003.

MATTANA, S. et al. Sewage sludge processing determines its impact on soil microbial community structure and function. **Applied Soil Ecology**, v. 75, p. 150–161, 2014.

MAZZILLI, S. R. et al. Priming of soil organic carbon decomposition induced by corn compared to soybean crops. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 75, p. 273–281, 2014.

MOESKOPS, B. et al. Soil microbial communities and activities under intensive organic and conventional vegetable farming in West Java, Indonesia. **Applied Soil Ecology**, v. 45, n. 2, p. 112–120, 2010.

MOLINUEVO-SALCES, B.; GARCÍA-GONZÁLEZ, M. C.; GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, C. Performance comparison of two photobioreactors configurations (open and closed to the atmosphere) treating anaerobically degraded swine slurry. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 14, p. 5144–5149, 2010.

MORAES, A. R. A. DE et al. **Teores de Carbono, Nitrogênio e Relação C : N em solos cultivados com soja em sistema plantio direto e convencional em Paragominas, Pará 1**. Natal/RN: [s.n.].

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e Bioquímica do Solo**. 2a edição ed. Lavras/MG: Editora UFLA, 2006.

NAHAS, E.; DELFINO, J. H.; ASSIS, L. C. Atividade microbiana e propriedades bioquímicas do solo resultantes da aplicação de gesso agrícola na cultura cultura do repolho. **Scientia Agricola**, v. 54, n. 3, p. 160–166, 1997.

NANNIPIERI, P. PEDRAZZINI, F.; ARCARA, P. G.; PIOVANELLI, C. Changes in amino acids, enzyme activities, and biomass during soil microbial growth. **Soil Science**, v. 127, p. 26–34, 1979.

OBAYASHI, Y.; BONG, C. W.; SUZUKI, S. Methodological considerations and comparisons of measurement results for extracellular proteolytic enzyme activities in seawater. **Frontiers in Microbiology**, v. 8, n. OCT, p. 1–13, 2017.

PAIVA, P. J. R.; NICODEMO, M. L. F. **Enxofre no sistema solo-planta-animal**. Campo Grande/MS: Embrapa - CNPGC, 1994.

PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J. Wastewater treatment and algal production in high rate algal ponds with carbon dioxide addition. **Water Science and Technology**, v. 61, n. 3, p. 633–639, 2010.

PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J.; SHILTON, A. N. Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 1, p. 35–42, 2011.

PASSOS, S. R. et al. Atividade enzimática e perfil da comunidade bacteriana em solo submetido à solarização e biofumigação. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, n. 7, p. 879–885, 2010.

PEREIRA, L.; LOMBARDE NETO, F. Avaliação da aptidão agrícola das terras: proposta metodológica. **Embrapa Meio Ambiente. ...**, v. 43, 2004.

POSADAS, E. et al. Influence of pH and CO<sub>2</sub> source on the performance of microalgae-based secondary domestic wastewater treatment in outdoors pilot raceways. **Chemical Engineering Journal**, v. 265, n. October, p. 239–248, 2015.

PRIMAVESI, O.; CORRÊA, L. A.; PRIMAVESI, A. C. **Adubação com uréia em pastagem de cv. Coastcross sob manejo rotacionado: eficiência e perdas**. Circular T ed. São Carlos/SP: Embrapa Pecuária Sudeste, 2001.

QIN, L. et al. Cultivation of *Chlorella vulgaris* in dairy wastewater pretreated by UV irradiation and sodium hypochlorite. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 172, n. 2, p. 1121–1130, 2014.

RAIJ, B. V. **Fertilidade do solo e adubação**. Piracicaba/SP: CERES, POTAFOS, 1991.

REIS JUNIOR, F. B. DOS; MENDES, I. DE C. **Atividade enzimática e a qualidade dos solos**. Disponível em: <<http://www.grupocultivar.com.br/noticias/artigo-atividade-enzimatica-e-a-qualidade-dos-solos>>.

REYNOLDS, C. S. **The Ecology of Freshwater Phytoplankton**. [s.l.] Cambridge University Press, Cambridge, 1984.

RIAÑO, B.; MOLINUEVO, B.; GARCÍA-GONZÁLEZ, M. C. Treatment of fish processing wastewater with microalgae-containing microbiota. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 23, p. 10829–10833, 2011.

ROCHA, G. N.; GONÇALVES, J. L. M.; MOURA, I. M. Mudanças da fertilidade do solo e crescimento de um povoamento de *Eucalyptus grandis* fertilizado com biossólido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 4, p. 623–639, 2004.

RODRIGUES, R. B. et al. Opção de troca de produto na indústria de fertilizantes. **Revista de Administração**, v. 50, n. 2, p. 129–140, 2015.

ROS, M. et al. Hydrolase activities, microbial biomass and bacterial community in a soil after long-term amendment with different composts. **Soil Biology Biochemistry**, v. 38, p. 3443–3452, 2006.

SÁ, T. C. L. L. et al. Envolvimento de dióxido de carbono e mineralização de nitrogênio em latossolo vermelho-escuro com diferentes manejos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 35, p. p.581-589, 2000.

SALMI, G. P.; SALMI, A. P.; DE SOUZA ABBOUD, A. C. Dinâmica de decomposição e liberação de nutrientes de genótipos de guandu sob cultivo em aléias. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, v. 41, n. 4, p. 673–678, 2006.

SANTOS, P. M.; PRIMAVESI, O. M.; BERNARDI, A. C. DE C. Adubação de pastagens. In: **Bovinocultura de Corte**. [s.l.: s.n.]. p. 15.

SARDANS, J.; PEÑUELAS, J.; ESTIARTE, M. Changes in soil enzymes related to C and N cycle and in soil C and N content under prolonged warming and drought in a Mediterranean shrubland. **Applied Soil Ecology**, v. 39, n. 2, p. 223–235, 2008.

SHARMA, B. et al. Agricultural utilization of biosolids : A review on potential effects on soil and plant grown. **Waste Management**, v. 64, p. 117–132, 2017.

SILVA, C. A.; VALE, F. R. Disponibilidade de nitrato em solos brasileiros sob efeito da calagem e de fontes e doses de nitrogênio. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 35, p. 2461–2471, 2000.

SIMEONI, L. A.; BARBARICK, K. A.; SABEY, B. R. Effect of small-scale composting of sewage sludge on heavy metal availability to plants. **Journal of Environmental Quality Abstract**, v. 13, p. 264–268, 1984.

SINGH, J. S.; PANDEY, V. C.; SINGH, D. P. Efficient soil microorganisms: A new dimension for sustainable agriculture and environmental development. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 140, n. 3–4, p. 339–353, 2011.

SOUZA, R. F. DE et al. Influência de esterco bovino e calcário sobre o efeito residual da adubação fosfatada para a *Brachiaria brizantha* cultivada após o feijoeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo ISSN:**, v. 34, n. 1, p. 143–150, 2010.

STURSOVÁ, M.; BALDRIAN, P. Effects of soil properties and management on the activity of soil organic matter transforming enzymes and the quantification of soil-bound and free activity. **Plant and Soil**, v. 338, p. 99–110, 2010.

TARAKHOVSHAYA, E. R.; MASLOV, Y. I.; SHISHHOVA, M. F. Phytohormones in algae. **Rus. J. Plant Physiol.**, v. 54, p. 163–170, 2007.

TRANNIN, I. C. D. B.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. D. S. Avaliação agronômica de um biossólido industrial para a cultura do milho. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, v. 40, n. 3, p. 261–269, 2005.

TURCO, R. F.; KENNEDY, A. C.; JAWSON, M. D. Microbial indicators of soil quality. In: DORAN, J. W. et al. (Eds.). **Defining soil quality for a sustainable environment**. SSSA Special ed. [s.l.] Madison, Soil Science Society of America, 1994. p. 73–90.

VIEIRA, C. R. et al. Alterações da relação C/N de um Latossolo Vermelho-Amarelo sob diferentes coberturas vegetais em Brasnorte MT. **Revista do Instituto Florestal**, v. 26, n. 2, p. 183–191, 2015.

VINHAL-FREITAS, I. C. et al. Microbial and enzymatic activity in soil after organic composting. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 3, p. 757–764, 2010.

## **CAPÍTULO 2 – PRODUÇÃO E COMPOSIÇÃO QUÍMICA DE PASTAGEM DE *Urochloa brizantha* CV. MARANDU ADUBADA COM BIOMASSA DE MICROALGAS E FERTILIZANTE QUÍMICO**

### **RESUMO**

Foi avaliado o desempenho de uma pastagem de *Urochloa brizantha* cv. Marandu, em função da sua composição química e bromatológica, adubada com fertilizante químico convencional à base de nitrogênio e potássio e um fertilizante biológico à base de biomassa de microalgas. Avaliou-se o período de cortes entre os tratamentos, a produção de matéria seca, as características bromatológicas da gramínea, bem como a sua composição mineral. Adotou-se o delineamento experimental em blocos casualizados, com 3 tratamentos (C- sem adubação, Q - adubação química e B - adubação biológica) com 7 repetições. Os dados foram interpretados estatisticamente por meio de análises de variância e as médias foram comparadas utilizando-se o teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade, utilizando-se o software IBM SPSS Statistics versão 22, quando o dado apresentou grande variabilidade, optou-se por utilizar estatística descritiva. Em função dos cortes, o tratamento químico apresentou melhor desempenho, seguido do biológico. A produtividade de massa seca acumulada foi maior no tratamento químico, seguida do tratamento biológico. A produtividade de massa seca se destacou no tratamento químico, seguido do tratamento biológico. Em relação à composição bromatológica, o tratamento químico apresentou menor teor de matéria seca, seguido do tratamento biológico. Para os teores de proteína bruta e matéria mineral, o tratamento químico apresentou os maiores valores, seguido pelo tratamento biológico. Os menores teores de fibra em detergente neutro foram encontrados no tratamento químico, seguido do tratamento biológico. O tratamento biológico apresentou desempenho superior ao químico ( $P < 0,05$ ) em relação à composição química da forrageira, com valores de nutrientes dentro da faixa de recomendação. A biomassa de microalgas apresentou bom desempenho, podendo ser utilizada como condicionante de pastagens além do seu uso ser uma excelente prática ambiental, ao transformar em insumo um resíduo a ser descartado.

**Palavras-chave:** tratamento de águas residuárias, biofertilizante, bovinocultura leiteira, matéria seca, proteína bruta, matéria mineral.

## 1. INTRODUÇÃO

As demandas por alimentos têm aumentado cada vez mais, o que implica na intensificação da produção. A pecuária, seja de corte ou de leite, segue na mesma vertente, cada vez mais buscando aumento da produção sem necessidade de ampliação de áreas.

O pasto, devido à sua praticidade e economia, é a principal fonte de alimento da maior parte do rebanho bovino constituindo, a base de sustentação da pecuária brasileira (CASTAGNARA et al., 2011; DE BEM et al., 2015; PACIULLO et al., 2003).

A pecuária leiteira é uma das atividades mais tradicionais do meio rural brasileiro (MAPA, 2014). Existem no Brasil aproximadamente 5,2 milhões de estabelecimentos rurais dos quais, 25% (aproximadamente 1,35 milhões) produzem leite, envolvendo cerca de cinco milhões de pessoas (IBGE, 2017).

A área total de pastagens (naturais e plantadas) no Brasil é de aproximadamente 160 milhões de hectares (IBGE, 2017). Nos últimos tempos tem sido comum a substituição das pastagens naturais por pastagens plantadas (plantio de capins exóticos), devido, principalmente à maior produtividade, se comparadas às naturais (DIAS-FILHO, 2014). Estima-se que a área coberta por pastagens cultivadas seja de 100 milhões de hectares, sendo que apenas um pequeno percentual destas recebe algum tipo de fertilização (BARCELOS et al., 2011), o que leva à sua degradação e baixas taxas de lotação. Para evitar a degradação, o manejo de pastagens tem como principal finalidade a otimização da produção forrageira e da eficiência de uso da forragem produzida visando o desempenho e a produção animal por hectare.

O gênero *Uruchloa* destaca-se das demais gramíneas, devido à sua boa adaptação às condições adversas de clima e solo, com melhor distribuição de forragem ao longo do ano, mesmo ocorrendo períodos mais prolongados de estresse hídrico (COSTA et al., 2005; COUTINHO FILHO; JUSTO; PERES, 2005; MEDEIROS; MIELNICZUK; PEDO, 1987).

A adubação das pastagens, independente do gênero da forrageira, tem por finalidade aumentar a produção animal por meio do incremento do valor nutritivo e produção de forragem (CECATO et al., 2004). A adubação nitrogenada incrementa o vigor de rebrota e a produtividade (CECATO et al., 2004; LANGER, 1979; PACIULLO; GOMIDE; RIBEIRO, 1988), bem como influencia o valor nutritivo das forrageiras, promovendo variações na composição química da matéria seca (FRANÇA et al., 2007).



O setor agrícola depende do uso de fertilizantes minerais, formulados à base de nitrogênio, fósforo e potássio, os principais macronutrientes requeridos pelas plantas. A elevada demanda de consumo dos mesmos tem implicado no comprometimento das jazidas de fósforo e potássio (MACDONALD et al., 2011). Os fertilizantes à base de fósforo e potássio são provenientes de jazidas finitas, cuja produção gera grande impacto ambiental, consumindo muita energia com produção significativa de resíduos. Em relação aos fertilizantes de fontes nitrogenadas, estima-se um consumo de 1,2% a 1,8% de energia fóssil para a produção destes (CANTARELLA, 2007).

Dados da FAO (2015) apontam um crescimento sucessivo em relação ao consumo mundial de fertilizantes, considerando nitrogênio, fósforo e potássio de 1,8% ao ano. No Brasil, de acordo com Petrobras (2014), o consumo de fertilizantes passou de 22,8 milhões de toneladas para 29,6 milhões, configurando entre os anos de 2003 e 2012, um crescimento de 30%. Fertilizantes biológicos estão surgindo como alternativa de reposição de nutrientes para os solos agricultáveis (COPPENS et al., 2016; FAHEED; FATTAH, 2008; MUÑOZ; BENAVIDES, 2010; TOUMI et al., 2015), pois permitem a fixação de nitrogênio, a solubilização de fosfato, o desenvolvimento de microrganismos promotores do crescimento (GOEL et al., 1999), além de estimular o crescimento radicular e produzir bons rendimentos das culturas (BOUSSIBA et al., 1987; MANDIMBA et al., 1998).

O tratamento de águas residuárias, de forma geral, permite a remoção de poluentes. A partir do tratamento destes águas residuárias, é possível recuperar o lodo (biossólido, biomassa) como fertilizante biológico e o sobrenadante para irrigação de culturas (ROVIROSA et al., 1995).

Além do uso de fertilizantes biológicos advindos de processos de compostagem ou de outras formas de transformação dos resíduos, o uso de biomassa de cianobactérias, bactérias fototróficas anoxigênicas e macroalgas tem sido bastante pesquisado como adubo promotor de crescimento bioativo. Os resultados encontrados até o momento têm apontado esta biomassa com estimulante para crescimento das plantas bem como o rendimento de culturas (ARIOLI; MATTNER; WINBERG, 2015; KHAN et al., 2009; KUMARI; KAUR; BHATNAGAR, 2011; MICHALAK et al., 2016; TRIPATHI et al., 2008), tornando-a uma opção promissora de biofertilização na agricultura moderna (RENUKA et al., 2018).

Portanto, a proposta desta pesquisa foi de avaliar o comportamento da *Uruchloa brizantha* cv. Marandu recebendo doses fertilizantes de fonte orgânica, uma biomassa de microalgas produzida durante o tratamento da água residuária da sala de ordenha da bovinocultura leiteira, e compará-lo às mesmas doses de fertilizante químico convencional, quanto à composição química e bromatológica da pastagem.

## **2. MATERIAIS E MÉTODOS**

A água residuária advinda da sala de ordenha foi tratada em lagoas de alta taxa (LATs) e em seguida aplicada em parcelas experimentais, implantadas em um terreno de argissolo vermelho-amarelo, com textura franco-argilosa. A seguir é detalhada a metodologia utilizada na avaliação.

### **2.1 Tratamento de água residuária da bovinocultura leiteira, produção e caracterização de biomassa de microalgas**

O tratamento e produção da biomassa a partir da água residuária da bovinocultura foi realizado ao longo de um ano (entre fevereiro de 2017 e 2018) na unidade experimental do Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental (LESA) da Universidade Federal de Viçosa (UFV). Durante este período procurou-se viabilizar um tratamento simplificado e com baixo custo.

Para o tratamento e produção de biomassa foram utilizadas 5 (cinco) LATs com as seguintes características: largura = 1,28 m, comprimento = 2,86 m, profundidade total = 0,5 m, profundidade útil = 0,3 m, área superficial = 3,3 m<sup>2</sup> e volume útil = 1 m<sup>3</sup>. Construídas em fibra de vidro, as LATs possuem pedais (pás) em aço inox, com seis lâminas, que são movimentados por motores elétricos de 0,5 cv. Redutores de frequência (marca WEG série CFW-10) acoplados ao motor, são utilizados para reduzir a rotação das pás, no intuito de garantir velocidade de aproximadamente 0,10 a 0,15 m s<sup>-1</sup>. Anteriormente à utilização das LATs, a água residuária passou por um processo de decantação primária. Adotou-se taxa de aplicação superficial de 150 kg DBO ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup> e tempo de detenção hidráulica (TDH) de 12 dias com operação contínua. A vazão de 65 L dia<sup>-1</sup> foi periodicamente regulada (duas vezes ao dia) por controle manual. A separação da biomassa ocorreu via sedimentação gravitacional, com descarte do sobrenadante. Em seguida, essa biomassa foi armazenada para ser aplicada quando o capim atingisse a altura de corte preconizada.

## 2.2 Monitoramento da aplicação da biomassa na planta

O experimento foi conduzido no Setor de Agrostologia do Departamento de Zootecnia, na Universidade Federal de Viçosa (Viçosa/MG), no período de julho de 2017 a março de 2018. Segundo a classificação de Köppen, o município de Viçosa encontra-se no tipo Cwa, com precipitação média anual, de 1.221 mm, caracterizada por distribuição estacional, com estações seca e chuvosa bem definidas (Tabela 01).

Tabela 10 – Temperaturas máxima e mínima, precipitação pluvial total e umidade relativa média do ar durante o período experimental.

Mês	Ano	Temperatura (°C)		Precipitação (mm)	Umidade (%)
		Máxima	Mínima		
Setembro	2017	32,4	7,5	14,0	66,1
Outubro	2017	35,1	13,4	47,0	66,2
Novembro	2017	32,4	14,4	106,0	76,9
Dezembro	2017	34,3	16,0	389,8	79,3
Janeiro	2018	33,9	15,7	134,8	76,0
Fevereiro	2018	31,0	13,6	147,8	82,6
Março	2018	33,0	16,6	259,0	83,4

O terreno encontra-se em solo argissolo vermelho-amarelo, com textura franco-argilosa cujas características químicas são apresentadas na Tabela 02.

Tabela 11 - Características químicas médias do solo.

pH	H+Al	SB	CTC (t)	CTC (T)	Ca	Mg
(H <sub>2</sub> O) -----(cmolc/dm <sup>3</sup> ) -----						
4,50	5,78	1,98	2,38	7,76	1,30	0,50
P	K	P-rem	MO	V	m	N
----(mg/dm <sup>3</sup> ) ----		(mg/L)		-----(% ) -----		
1,00	70,00	15,80	3,99	26,00	17,00	0,23

pH - potencial hidrogeniônico, H+Al – acidez potencial, SB – soma de bases, CTC (t) – capacidade de troca de cátions efetiva, CTC (T) - capacidade de troca de cátions total, MO – matéria orgânica, V- saturação por bases, m – saturação por alumínio. Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem pelo teste de Tukey, a 5 %.

Utilizou-se o delineamento experimental em blocos casualizados, com três tratamentos (C – controle, Q – químico e B – biológico) e sete repetições. Foi estudada a *Uruchloa brizantha* cv. Marandu, semeada em 18 de abril de 2017, em parcelas de 8,5 x 3,5m (30 m<sup>2</sup>), subdivididas em parcelas de 2,9 x 0,9 m (2,61m<sup>2</sup>).

O preparo do solo para o plantio foi realizado com arado de discos e grade. Foi feita a correção do pH do solo, aplicando-se 4,5 Mg ha<sup>-1</sup> de calcário agrícola dolomítico com poder relativo de neutralização total (PRNT) de 76%, 60 dias antes da semeadura. Realizou-se a semeadura em sulcos de aproximadamente 3 cm de profundidade e espaçamento de 30 cm entre si, utilizando-se 8 kg de sementes por hectare. No plantio, foram aplicados 90 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>. O tratamento Q constou da aplicação de 200 Kg ha<sup>-1</sup> de uma mistura N:P:K (20:0:20). O tratamento B constou da aplicação da biomassa de microalgas, calculada com base nas quantidades de N da mesma.

A partir da semeadura a área foi irrigada diariamente para garantir condições favoráveis à germinação das sementes. A adubação de cobertura foi realizada 88 dias após a semeadura, com 250 kg ha<sup>-1</sup> da mistura 20:0:20 no tratamento químico. No tratamento biológico foram aplicadas as mesmas quantidades de N das adubações anteriores. O corte de uniformização foi feito 159 dias após a semeadura e, na oportunidade, foram aplicados 40 Kg de N e 40 Kg de K ha<sup>-1</sup>, utilizando a mistura 20:0:20, adubação esta repetida a cada corte do capim.

Adotou-se o critério de cortar o capim sempre que a altura do horizonte das folhas atingisse 30 cm. A altura das plantas foi realizada com auxílio de régua graduada, a cada 5 dias. O capim foi colhido manualmente, com tesoura de poda, a 5 cm de altura em relação ao nível do solo. Deste modo, foram realizados 3 cortes no tratamento controle, 4 no tratamento biológico e 5 no tratamento químico, entre julho de 2017 e março de 2018. Após a coleta de material para análises, por meio do quadrado de amostragem, a gramínea das parcelas recebeu um corte a uma altura de 5 cm do solo e em seguida todo o material vegetal foi retirado da área, de maneira a simular o pastejo e evitar a liberação de nutrientes pela decomposição desse material.

A adubação (química ou biológica) era realizada sempre na linha da semeadura. Para a aplicação da biomassa de microalgas, fez-se uso de um regador, pois a elevada concentração desta, não permitiu o uso de pulverizador.

### 2.3 Análises da planta

Todo o material proveniente do quadro de amostragem foi pesado. A forragem colhida foi acondicionada em sacos de papel e submetida à secagem em estufa de ventilação forçada a 55°C por 72 horas. Após secagem, as amostras foram pesadas para determinação da produção de matéria seca.

Foram analisados na forrageira os teores de matéria seca (%MS), proteína bruta (% PB), fibra em detergente neutro (FDN) e matéria mineral (%MM), segundo metodologia descrita por Detmann; Souza; Valadares Filho (2012). Também foi avaliada a produção de massa seca (PMS) (kg ha<sup>-1</sup>) por corte e acumulada.

Analisou-se também as frações químicas da planta. As quantidades de N foram mensuradas pelo Método Kjeldahl (digestão com ácido sulfúrico na presença de selênio, cobre e sódio) e destilação (Destilador de Nitrogênio MA 036 – MARCONI) utilizando hidróxido de sódio e recebendo ácido clorídrico. Ca, Mg, Fe, Zn, Cu, Mn foram analisados a partir de digestão nitroperclórica, seguido de determinação pelo espectrofotômetro de absorção atômica (Varian Mod. Spect. A 20). As quantidades de P foram obtidas a partir de digestão nitroperclórica, seguido de determinação em espectrofotômetro (CELM Mod. E 225 D) no comprimento de onda 725 nm. K e Na foram mensurados a partir de digestão nitroperclórica, seguido de determinação por fotometria com emissão de chama (Micronal Mod. B 462). S, a partir da digestão nitroperclórica, seguido de determinação em espectrofotômetro (CELM Mod. E 225 D) no comprimento de onda 420 nm. B, a partir de secagem em mufla a 600° C, com posterior determinação em espectrofotômetro (CELM Mod. E 225 D) no comprimento de onda 420 nm, utilizando azometina H). O Cl foi determinado a partir de banho maria (FANEM – Mod. 102) a 45°C por 1 hora, seguido de titulação com nitrato de prata e indicador cromato de potássio.

#### 2.4 Análises estatísticas

Os dados foram interpretados estatisticamente por meio de análises de variância e as médias foram comparadas utilizando-se o teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade, utilizando-se o software IBM SPSS Statistics versão 22.

### **3. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

#### 3.1 Caracterização da água residuária

Ao longo do período de operação e monitoramento das LATs, as variáveis pH, T e OD apresentaram comportamentos similares entre si, mostrando a estabilidade do sistema. Para mais elevadas temperaturas, foram registrados valores mais elevados de pH e OD, sinal de atividade fotossintética mais elevada (JORDÃO, 2014). A temperatura do

efluente nas LATs oscilou entre 18 e 33°C, faixa de valores favorável à fotossíntese e divisão celular pelas microalgas. A Tabela 03 apresenta o comportamento das variáveis monitoradas no tratamento.

Tabela 12 - Eficiência das lagoas de alta taxa utilizadas no tratamento de água residuária da bovinocultura.

Parâmetros	Número de amostras	Afluente	Efluente	Remoção (%)
<b>pH</b>	23	7.4	8,5 (0,6)	-
<b>Temperatura (° C)</b>	23	24.1	26,4 (3,5)	-
<b>OD (mgL<sup>-1</sup>)</b>	23	-	10 (3)	-
<b>PAR (µmolm<sup>-2</sup>dia<sup>-1</sup>)</b>	23	1289 (625,7)		-
<b>COT (mgL<sup>-1</sup>)</b>	7	623,3 (161,3)	100,1 (12)	83.93
<b>COD (mgL<sup>-1</sup>)</b>	7	361,7 (128,9)	63,7 (13,5)	82.4
<b>DQOt (mgL<sup>-1</sup>)</b>	11	3106,3 (3192,1)	2007 (1579,9)	35.4
<b>DQOs (mgL<sup>-1</sup>)</b>	11	1015 (886.6)	450,1 (371,4)	55.7
<b>N-NH<sub>3</sub> (mgL<sup>-1</sup>)</b>	11	141,8 (40,6)	0,33 (1,1)	99.8
<b>NTK (mgL<sup>-1</sup>)</b>	10	174 (43,5)	37,6 (25,4)	78.4
<b>Norg (mgL<sup>-1</sup>)</b>	11	33,4 (21,4)	37,2 (25,3)	-11.4
<b>Pt (mgL<sup>-1</sup>)</b>	6	1144,1 (324,9)	535,4 (254)	53.2
<b>Ps (mgL<sup>-1</sup>)</b>	6	629,4 (266,9)	208,3 (125)	66.9
<b>SST (mgL<sup>-1</sup>)</b>	13	729,9(450,6)	323 (148,6)	55.7
<b>SSV (mgL<sup>-1</sup>)</b>	13	623,9 (352,1)	266,1 (128,5)	57.4
<b>E.Coli (NMPN*100mL<sup>-1</sup>)</b>	10	1,00x10 <sup>4</sup>	1,00x10 <sup>2</sup>	99

pH – potencial hidrogeniônico, OD – oxigênio dissolvido, PAR – radiação fotossinteticamente ativa, COT – carbono orgânico total, COD – carbono orgânico dissolvido, DQOt – demanda química de oxigênio total, DQOs – demanda química de oxigênio dissolvido, N-NH<sub>4</sub> – amônia, NTK – nitrogênio total kjeldahl, Norg – nitrogênio orgânico, Pt – fósforo total, Ps – fósforo solúvel, SST – sólidos suspensos totais, SSV – sólidos suspensos voláteis, E.Coli – Escherichia coli.

As eficiências de remoção obtidas encontram-se dentro da faixa de valores apresentada pela literatura relativa ao tratamento de água residuária em LATs (ALCANTARA et al., 2015; MOLINUEVO-SALCES; GARCÍA-GONZÁLEZ; GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, 2010; QIN et al., 2014; RIAÑO; MOLINUEVO; GARCÍA-GONZÁLEZ, 2011).

Em relação a água residuária tratada, de acordo com os padrões de lançamento de efluentes apresentados pela Resolução 430 (CONAMA, 2011), parâmetros como pH, T, OD e N-NH<sub>4</sub> encontram-se dentro dos limites estabelecidos. Já para a matéria orgânica, de acordo com a legislação estadual (COPAM, 2008), nesta pesquisa não foi alcançada a remoção esperada (redução de no mínimo 70%). As eficiências de remoção de matéria orgânica e nutrientes deste tipo de tratamento deixam sugestão para um polimento do efluente, anteriormente ao seu descarte.

Em relação à remoção de E. Coli, foram alcançados valores entre  $10^3$  e  $10^4$  NMP  $100 \text{ mL}^{-1}$ . As baixas taxas de remoção (Norg, DQOt, Pt) alcançadas nesta pesquisa se deveram, principalmente pela produção de biomassa, que converte matéria orgânica particulada em biomassa de microalgas.

É sabido que a concentração de N nos fertilizantes pode variar desde 82% na amônia anidra até 1% nos adubos orgânicos (KLEIN et al., 2018). A biomassa de microalgas utilizada nesta pesquisa apresentou 5,2% de N na sua composição, com uma relação C/N de 7,7. A Tabela 04 apresenta os dados de produção de biomassa ao longo da pesquisa.

Tabela 13 - Produtividade de biomassa do sistema de tratamento.

	Afluente Média (DP)	Efluente Média (DP)
Chl a ( $\text{mgL}^{-1}$ )	-	1,64 (0,68)
SSV ( $\text{mgL}^{-1}$ )	686,06 (338,45)	281,77 (122,10)
Produtividade total ( $\text{gm}^{-2}\text{dia}^{-1}$ )	-	7,12
Produtividade algal ( $\text{gm}^{-2}\text{dia}^{-1}$ )	-	0,04

Chla – Clorofila a; SSV – Sólidos suspensos voláteis, DP – desvio padrão.

A produtividade do sistema foi em torno de  $7,12 \text{ gm}^{-2}\text{dia}^{-1}$ , aproximando-se dos valores obtidos por Jiménez et al. (2003), produzindo Spirulina (Arthrospira) em meio de cultivo sintético, no sul da Espanha alcançaram uma produtividade de  $8,2 \text{ gm}^{-2}\text{dia}^{-1}$ . Park e Craggs (2010) e de Godos et al. (2014), produzindo biomassa em águas residuárias domésticas e da bovinocultura, respectivamente, obtiveram produtividade de  $16,7 \text{ gm}^{-2}\text{dia}^{-1}$ , ambos com adição de  $\text{CO}_2$ . Park; Craggs; Shilton (2011) alcançaram uma produtividade de  $24 \text{ gm}^{-2} \text{ d}^{-1}$  na unidade experimental (em escala piloto de LATs) em Hamilton (NZ), em um período de verão. Posadas et al. (2015) tratando águas residuárias domésticas obtiveram produtividades de biomassa que variaram de  $4 \text{ gm}^{-2} \text{ d}^{-1}$  em dezembro a  $17 \text{ gm}^{-2} \text{ d}^{-1}$  em julho, sendo que para a maior produtividade, foi fornecido  $\text{CO}_2$ .

A biomassa aplicada no solo apresentou as seguintes características:  $P_{\text{total}} = 1992 \text{ mg L}^{-1}$ ;  $\text{NTK} = 1657,42 \text{ mg L}^{-1}$ ;  $\text{COT} = 67,38 \text{ mg L}^{-1}$ ; Umidade = 97,34%; pH = 8,4 e metais pesados: Ar =  $<0,01 \text{ mg L}^{-1}$ , Ba =  $1,32 \text{ mg L}^{-1}$ , B =  $0,55 \text{ mg L}^{-1}$ , Cd =  $0,001 \text{ mg L}^{-1}$ , Pb =  $0,022 \text{ mg L}^{-1}$ , Cu =  $0,52 \text{ mg L}^{-1}$ , Cr =  $0,097 \text{ mg L}^{-1}$ , Me =  $<0,0002$ , Mo =  $<0,050 \text{ mg L}^{-1}$ , Ni =  $0,075 \text{ mg L}^{-1}$ , Zn =  $0,005 \text{ mg L}^{-1}$ . As análises foram realizadas de acordo com metodologias adaptadas de APHA (2012). A dose de biomassa em base úmida foi determinada em função do teor de  $N_{\text{total}}$  ( $\text{g kg}^{-1}$ ).

### 3.2 Aplicação da biomassa de microalgas e acompanhamento da planta

O primeiro corte do capim nos tratamentos químico e biológico ocorreu 52 dias após o corte de uniformização, enquanto que no tratamento controle foi realizado aos 62 dias após o corte de uniformização. Pereira et al. (2012) reportaram que a taxa de crescimento, bem como a eficiência fotossintética das gramíneas podem ser influenciadas pelo período entre cortes e senescência foliar, além da maior deposição de material fibroso e diminuição do valor nutritivo, o que acarreta um menor consumo da gramínea.

O maior período (52 dias) para as plantas adubadas atingirem a altura preconizada para a realização do primeiro corte pode ser justificada pelas condições climáticas desfavoráveis (pouca chuva) durante o período, resultando no crescimento lento da pastagem em todos os tratamentos. O segundo corte nos tratamentos químico e biológico aconteceu com 31 dias de rebrotação e no tratamento controle, aos 45 dias. A partir do terceiro corte o tratamento químico apresentou maior crescimento das plantas, reduzindo o tempo de corte em relação aos tratamentos biológico e controle, sendo que o tratamento biológico sempre apresentou tempos de corte mais curtos que o controle. Entre os cortes, em relação à PMS, não houve diferença significativa ( $P>0,05$ ). A Tabela 05 apresenta o resumo da produtividade da MS e composição bromatológica da *Uruchloa brizantha* cv. Marandu por corte.

Tabela 14 – Produtividade de MS e composição bromatológica da *Uruchloa brizantha* cv. Marandu.

Tratamento	Corte	Época corte (dia)	Produtividade MS ( $\text{kg ha}^{-1}$ )	MS (%)	PB (%)	FDN (%)	MM (%)
C	1	62	3974.24	24.84	10.68	63.04	5.54
C	2	45	3114.93	19.47	11.68	66.64	5.66
C	3	58	3088.27	19.30	8.52	68.26	6.77
Q	1	52	3740.75	23.38	11.86	60.14	7.40
Q	2	31	3731.68	23.32	12.95	58.70	9.95
Q	3	24	2544.09	15.90	15.31	62.45	9.23
Q	4	44	2705.27	16.91	12.43	67.72	7.86
Q	5	36	2830.13	17.69	11.48	63.75	9.08
B	1	52	4532.20	28.33	12.38	59.74	6.25
B	2	31	3636.33	22.73	11.39	60.90	8.85
B	3	40	3212.11	20.08	8.48	64.33	6.34
B	4	49	3476.47	21.73	8.61	66.46	7.22

MS – massa seca, PB – proteína bruta, FDN – fibra em detergente neutro, MM – matéria mineral. C - tratamento controle, Q - tratamento químico, B- tratamento biológico.



Com o suceder dos cortes, todos os tratamentos apresentaram declínio na PMS, que apresentou produção total de 15550, 14856 e 10828 kg ha<sup>-1</sup>, para os tratamentos químicos, biológico e controle, em 5; 4 e 3 cortes, respectivamente.

Os menores teores de MS concentraram-se nas gramíneas cortadas nos meses de maior disponibilidade hídrica (janeiro, fevereiro e março de 2018), independentemente dos tratamentos. A Tabela 04 apresenta a PMS acumulada, ao longo do período de avaliação, e a composição bromatológica média dos tratamentos.

Tabela 15 - PMS acumulada, média e composição bromatológica dos tratamentos.

<b>Tratamento</b>	<b>Produtividade MS (kg ha<sup>-1</sup>)* (DP)</b>	<b>MS (%) (DP)</b>	<b>PB (%) (DP)</b>	<b>FDN (%) (DP)</b>	<b>MM (%) (DP)</b>
<b>C</b>	10177,45 (± 575,99)	21,20 (± 3,6)	10,29 (± 2,02)	65,98 (± 3,25)	5,99 (± 1,48)
<b>Q</b>	15551,92 (± 575,99)	19,44 (± 3,6)	12,81 (± 2,02)	62,55 (± 3,25)	8,71 (± 1,48)
<b>B</b>	14857,10 (± 575,99)	23,21 (± 3,6)	10,27 (± 2,02)	62,85 (± 3,25)	7,166 (± 1,48)

\*produtividade acumulada durante o período de avaliação

O tratamento químico apresentou os menores teores de matéria seca (%), proteína bruta e fibra em detergente neutro (FDN). De acordo com Mertens (1994), as bactérias ruminais necessitam de 6 a 8% de PB na MS, para atender suas necessidades de manutenção. Os valores médios de PB encontrados nesta pesquisa, estão próximos aos 9,07% registrados por Silva et al. (2016). Segundo De Bem et al. (2015), o avanço da maturidade nas gramíneas forrageiras tropicais, proporciona lignificação precoce de seus tecidos, com alterações no citoplasma da planta com o declínio dos teores de PB e outros nutrientes, devido ao aumento gradativo dos constituintes da parede celular. De uma forma geral, a utilização de fertilizantes nitrogenados aumenta a produtividade, a qualidade das espécies e o teor de PB da forragem (DA SILVA et al., 2015), cabendo destaque à adubação química com N, pois esta disponibiliza mais facilmente esse nutriente para as plantas, se comparada com fertilizante orgânico, que apresenta liberação de nutrientes mais lenta. Os resultados da nossa pesquisa vão de encontro ao trabalho de Burton (1998), que concluiu que, as adubações, principalmente a nitrogenada, aumentam a produção de MS, o teor de PB e, em alguns casos, diminui o teor de fibra, contribuindo para a melhoria da qualidade da forragem.

A exemplo da PB, os teores de FDN foram semelhantes entre os tratamentos químico e biológico, cujos valores médios estão abaixo dos encontrados por Santos et al. (2003), cultivando a mesma gramínea (74,80%) e Benett et al. (2008), que, registrou teor médio de FDN de 70,45%. De acordo com van Soest (1994) o teor de FDN define a qualidade da forragem, sendo que valores acima de 60% correlacionam-se negativamente com o

consumo voluntário de MS pelos animais. O aumento nos teores de FDN podem estar associados ao aumento da lignificação da parede celular bem como à maior atividade metabólica da planta, que converte mais rapidamente o conteúdo celular em compostos estruturais (COSTA et al., 2007; DE BEM et al., 2015).

Os teores de cinzas ou matéria mineral fornecem uma indicação da concentração dos nutrientes minerais da gramínea (RIBEIRO; PEREIRA, 2011), dando uma ideia da necessidade de reposição desses nutrientes para o solo. Em relação à matéria mineral (MM) da forragem, foi observado maior valor na adubação química, comparada ao tratamento controle. Isto se deve a adição de alguns minerais via adubação, favorecendo o crescimento do capim, tanto, que neste tratamento foram realizados mais cortes, em intervalos mais curtos. Portanto, pode-se inferir que ocorreu maior utilização da matéria mineral, além da quantidade de N prontamente disponível para a planta neste tipo. Araujo et al. (2013) analisando produção e composição química de *Uruchloa decumbens* em função da altura de corte encontraram valores de MM que variaram entre 7,03 e 8,98%. Mcroberts et al. (2017) avaliando os efeitos do nitrogênio mineral (uréia) e do esterco bovino compostado sobre o rendimento e valor nutritivo da *Uruchloa* cv. Mulato II no litoral centro-sul do Vietnã detectaram que a adubação com o esterco compostado aumentou a concentração de cinzas.

O acúmulo de minerais pela planta apresenta a quantidade destes extraída do solo e, indica a necessidade de reposição para atender às exigências nutricionais e manutenção da produtividade da planta e fertilidade do solo (RIBEIRO; PEREIRA, 2011). A Tabela 07 mostra os teores de macronutrientes na planta em função dos tratamentos.

Tabela 16 - Teor de macronutrientes nas folhas.

Tratamento	N	P	K	Ca	Mg	S
	g Kg <sup>-1</sup>					mg Kg <sup>-1</sup>
C	22,7a	2,05b	1,37b	5,3b	5,1a	0,17a
Q	26,3a	1,82b	2,58a	4,1b	2,2b	0,19a
B	20,3b	2,94a	1,28b	6,7a	4,5a	0,18a

Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem pelo teste de Tukey, a 5 %.

Dentre os fatores limitantes para o desenvolvimento das forrageiras, a água se destaca como o principal, seguido pelo N (JARVIS; SCHOLEFIELD; PAIN, 1995). A composição do fertilizante químico utilizado nesta pesquisa foi baseada em nitrogênio e potássio N:P:K:20:0:20. Foi observada maior concentração de N na forragem fertilizada com adubo químico, comparada ao tratamento biológico. Isto provavelmente se deve ao fato do N na parcela biológica encontrar-se na forma orgânica, cuja liberação é mais lenta,

devido ao processo de decomposição microbiológica, que permite sua disponibilidade às plantas por um período mais longo (CANCELLIER et al., 2016; LU; HE; STOFFELLA, 2012). Alexandrino et al. (2004) apontam que as plantas adubadas com N atingirão número máximo de folhas vivas por perfilho mais precocemente em relação às não adubadas, possibilitando maior frequência de pastejos ou cortes. Corroborando com Alexandrino et al. (2004), a parcela do tratamento controle, que não recebeu qualquer tipo de fertilização, apresentou menor crescimento e conseqüente menor número de cortes. Foi observado maior teor de P na forragem adubada com fertilizante biológico, comparado aquela que recebeu adubo químico, o que pode ser atribuído a ausência deste elemento na formulação usada. Os valores de P foliares, a partir da aplicação do fertilizante biológico, encontram-se dentro da faixa (0,8-3 g Kg<sup>-1</sup>) preconizada por Werner; Paulino; Cantarella (1996). Foi observado maior teor de K (%MS) na forragem do tratamento químico, cujos valores encontram-se dentro daqueles recomendados por Werner; Paulino; Cantarella (1996) para gramíneas forrageiras (12-30 g Kg<sup>-1</sup>). Apesar dos menores valores de K nos tratamentos biológico e controle, estes se encontram também na faixa adequada, segundo esses autores. No entanto, cabe reportar, que González et al. (2011); Mcroberts et al. (2017) relataram incrementos na concentração de com a aplicação de adubo orgânico.

Em relação aos elementos traço pesados, apesar da composição da biomassa de microalgas apresentar estes elementos, apenas o Mn apresentou efeito entre os tratamentos (P<0,05) entre os tratamentos (Tabela 08). Chang et al. (1987) relataram que em culturas adubadas com lodo de esgoto a absorção de metais pelas culturas é geralmente pequena, menos de 1% da quantidade fornecida.

Tabela 17- Teor de elementos traço nas folhas.

Tratamento	Zn	Mn	Cu	B
	(mg Kg <sup>-1</sup> )			
C	24,58a	105,11b	8,02a	8,57a
Q	25,8a	140,64b	7,15a	10,64a
B	26,04a	204,44a	7,08a	11,67a

C – Controle, Q – Químico, B – Biológico. Médias seguidas da mesma letra na coluna não diferem pelo teste de Tukey, a 5 %

Não foram encontrados estudos que utilizaram fertilizantes biológicos à base de microalgas na fertilização de pastagens, que de certa forma limitou a discussão dos resultados. Geralmente, os estudos com gramíneas estão voltados para avaliação de doses adequadas de fertilizantes minerais, especialmente N e também às idades de corte das

plantas, sempre visando otimização da produção. A aplicação de biossólidos tem sido avaliada em algumas culturas: trigo, milho, arroz, feijão, girassol, algodão, mamona, soja (BACKES et al., 2009; BETTIOL; CAMARGO, 2006; BEZERRA et al., 2005; GUEDES et al., 2006; JUNIO et al., 2013; RIBEIRINHO et al., 2012; TRANNIN; SIQUEIRA; MOREIRA, 2005; VIEIRA; SILVA, 2004). Um fato relevante nestes trabalhos é que o biossólido utilizado geralmente advém de estações de tratamento de efluentes domésticos, sendo necessário o transporte até o local, o que encarece e, muitas vezes inviabiliza o uso deste biossólido, restando aos aterros sanitários o recebimento de um material rico em nutrientes.

A partir dos resultados do nosso estudo, é possível inferir que o tratamento da água residuária reduz o impacto ambiental do seu despejo irregular, além de permitir a produção da biomassa in loco, facilitando assim a sua aplicação. Não foram encontrados estudos que tratam da aplicação de fertilizante biológico de biomassa de microalgas advindo do tratamento da água residuária da bovinocultura leiteira em pastagem. A forma mais comum das fazendas produtoras de leite disporem este resíduo é com a fertirrigação da pastagem, o que pode implicar, quando em excesso e mal manejada, em sérios danos ambientais. Espera-se com este trabalho uma contribuição para a melhoria do manejo de adubação das pastagens, com redução do impacto ambiental, sem implicar em grandes custos para o produtor.

#### **4. CONCLUSÕES**

- A adubação química e o tratamento biológico apresentaram produções totais semelhantes de matéria seca, sem comprometer os teores de proteína bruta e de fibra em detergente neutro da forragem, indicando potencial uso do biofertilizante na adubação de *U. brizantha*. Portanto, com base nos resultados obtidos, recomenda-se a realização de novos estudos testando diferentes doses do fertilizante biológico, em períodos mais longos de aplicação.
- O uso da biomassa de microalgas é uma excelente prática ambiental, pois elimina a necessidade de fertilizantes minerais.

#### **5. REFERÊNCIAS**

ALCANTARA, C. et al. Microalgae-based Wastewater Treatment. **Handbook of Marine Microalgae: Biotechnology Advances**, p. 439–455, 2015.

- ALEXANDRINO, E. et al. Características Morfogênicas e Estruturais na Rebrotação da *Brachiaria brizantha* cv . Marandu Submetida a Três Doses de Nitrogênio Morphogenesis and Structural Characteristics of Regrowth of *Brachiaria brizantha* cv . Marandu Assigned to Three Nitrogen Lev. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 33, n. 6, p. 1372–1379, 2004.
- APHA. **Standard Methods for examination of water, and wastewater**. 22. ed. Washington: American Public Health Association, 2012.
- ARAÚJO, R. P. et al. Produção e composição química de *brachiaria decumbens* cv. basilik em sistema silvipastoril sob diferentes espaçamentos com *Eucalyptus urophylla* s.t. Blake. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável**, v. 3, n. 1, p. 90–98, 2013.
- ARIOLI, T.; MATTNER, S. W.; WINBERG, P. C. Applications of seaweed extracts in Australian agriculture: past, present and future. **Journal of Applied Phycology**, v. 27, n. 5, p. 2007–2015, 2015.
- BACKES, C. et al. Efeito do lodo de esgoto e nitrogênio na nutrição e desenvolvimento inicial da mamoeira. **Bioscience Journal**, v. 25, n. 1, p. 90–98, 2009.
- BARCELOS, A. F. et al. **Adubação de capins do gênero *Brachiaria***. Belo Horizonte/MG: EPAMIG, 2011.
- BENETT, C. G. S. et al. Produtividade e composição bromatológica do capim-marandu a fontes e doses de nitrogênio. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 32, p. 1629–1636, 2008.
- BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. **Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura**. Jaguariúna/SP: Embrapa Meio Ambiente, 2006.
- BEZERRA, L. J. D. et al. Análise de crescimento do algodão colorido sob os efeitos da aplicação de água residuária e biossólidos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. Suplemento, n. 1999, p. 333–338, 2005.
- BOUSSIBA, S. et al. Lipid and Biomass Production by the Halotolerant Microalga *Nannochloropsis-Salina*. **Biomass**, v. 12, p. 37–47, 1987.
- BURTON, G. W. Registration of Tifton 78 Bermuda grass. **Crop Science**, v. 28, n. 2, p. 187–188, 1998.
- CANCELLIER, E. L. et al. Ammonia volatilization from enhanced-efficiency urea on no-till maize in brazilian cerrado with improved soil fertility. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 40, n. 2, p. 133–144, 2016.
- CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS, R. F. et al. (Eds.). **Fertilidade do solo**. 1ª ed. Viçosa/ MG: SBCS, 2007. p. 375–470.

CASTAGNARA, D. D. et al. Valor nutricional e características estruturais de gramíneas tropicais sob adubação nitrogenada. **Archivos de Zootecnia**, v. 60, n. 232, p. 931–942, 2011.

CECATO, U. et al. Influência das adubações nitrogenada e fosfatada sobre a produção e características da rebrota do capim Marandu (*Brachiaria brizantha* (Hochst) Stapf cv. Marandu). **Acta Scientiarum, Animal Sciences**, v. 26, n. 3, p. 399–407, 2004.

CHANG, A. C. et al. Effects of long-term sludge application on accumulation of trace elements by crops. In: PAGE, A. L.; LOGAN, T. G.; RYAN, J. A. (Eds.). **Land application of sludge**. Chelsea: Lewis Publishers, 1987. p. 53–66.

CONAMA. **Resolução CONAMA 430/2011. Diário Oficial da União**. Brasil, 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>

COPAM. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N.º 1, de 05 de Maio de 2008**. Brasil. Governo do Estado de Minas Gerais - Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável - Conselho Estadual de Política Ambiental, , 2008. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/EFABF603/DeliberaNormativaConjuntaCOPAM-CERHno01-2008.pdf>>

COPPENS, J. et al. The use of microalgae as a high-value organic slow-release fertilizer results in tomatoes with increased carotenoid and sugar levels. **Journal of Applied Phycology**, p. 2367–2377, 2016.

COSTA, K. A. DE P. et al. Efeito da estacionalidade na produção de matéria seca e composição bromatológica da *Brachiaria brizantha* cv. Marandu. **Ciência Animal Brasileira**, v. 6, n. 3, p. 187–193, 2005.

COSTA, K. A. DE P. et al. Intervalo de corte na produção de massa seca e composição químico-bromatológica da *Brachiaria brizantha* cv. MG-5. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 31, n. 4, p. 1197–1202, 2007.

COUTINHO FILHO, J. L. V.; JUSTO, C. L.; PERES, R. M. Desenvolvimento ponderal de bezerras desmamadas em pastejo de *Brachiaria decumbens* com suplementação protéica e energética. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 40, n. 8, p. 817–823, 2005.

DA SILVA, P. T. D. et al. Avaliação do teor de proteína bruta de pastagem consorciada submetida a diferentes fontes de adubação nitrogenada. **Getec**, v. 4, n. 8, p. 41–51, 2015.

DE BEM, C. M. et al. Dinâmica e valor nutritivo da forragem de sistemas forrageiros submetidos à produção orgânica e convencional. **Revista Brasileira de Saúde e**

**Produção Animal**, v. 16, n. 3, p. 513–522, 2015.

DE GODOS, I. et al. Evaluation of carbon dioxide mass transfer in raceway reactors for microalgae culture using flue gases. **Bioresource Technology**, v. 153, p. 307–314, 2014.

DETMANN, E.; SOUZA, M. A.; VALADARES FILHO, S. C. **Métodos para análise de alimentos - INCT - Ciência Animal**. 1. ed. Viçosa, MG: Suprema, 2012.

DIAS-FILHO, M. B. **Diagnóstico das Pastagens no Brasil** Belém/ PA, 2014.

FAHEED, F. A.; FATTAH, Z. A.-E. Effect of *Chlorella vulgaris* as Bio-fertilizer on Growth Parameters and Metabolic Aspects of Lettuce Plant. **Journal of Agriculture & Social Sciences**, v. 4, n. 1965, p. 165–169, 2008.

FAO. **World fertilizer trends and outlook to 2018** Roma Food and Agriculture Organization of the United Nations, , 2015.

FRANÇA, A. F. S. et al. Parâmetros Nutricionais Do Capim-Tanzânia Sob Doses. **Ciência Animal Brasileira**, v. 8, n. 4, p. 695–703, 2007.

GOEL, A. K. et al. Use of bio-fertilizers: potential, constraints and future strategies review. **International Journal of Tropical Agriculture**, v. 17, p. 1–18, 1999.

GONZÁLEZ, P. J. et al. Efecto de la inoculación de la cepa de hongo micorrízico arbuscular *Glomus hoi*-like en la respuesta de *Brachiaria* híbrido cv. Mulato II (CIAT 36087) a la fertilización orgánica y nitrogenada. **Cultivos Tropicales**, v. 32, n. 4, p. 5–12, 2011.

GUEDES, M. C. et al. Propriedades químicas do solo e nutrição do eucalipto em função da aplicação de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 30, n. 2, p. 267–280, 2006.

IBGE. **Censo Agropecuário**. Disponível em: <<https://censos.ibge.gov.br/agro/2017/resultados-censo-agro-2017.html>>. Acesso em: 2 mar. 2018.

JARVIS, S. C.; SCHOLEFIELD, D.; PAIN, B. Nitrogen cycling in grazing systems. In: BACON, P. E. (Ed.). **Nitrogen fertilization in the environment**. New York: M. Dekker, 1995. p. 381–420.

JIMÉNEZ, C. et al. The feasibility of industrial production of *Spirulina* (*Arthrospira*) in Southern Spain. **Aquaculture**, v. 217, p. 179–190, 2003.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. [s.l.: s.n.].

JUNIO, G. R. Z. et al. Produtividade de milho adubado com composto de lodo de esgoto e fosfato natural de Gafsa Yield of corn fertilized with sewage sludge compost and Gafsa

rock phosphate. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 7, p. 706–712, 2013.

KHAN, W. et al. Seaweed extracts as biostimulants of plant growth and development. **Journal of Plant Growth Regulation**, v. 28, n. 4, p. 386–399, 2009.

KLEIN, C. et al. **Eficiência agrônômica do milho sob diferentes fontes de nitrogênio em cobertura**. XII Reunião Sul Brasileira de Ciência do Solo. **Anais...**Xanxerê, SC: 2018

KUMARI, R.; KAUR, I.; BHATNAGAR, A. K. Effect of aqueous extract of *Sargassum johnstonii* Setchell & Gardner on growth, yield and quality of *Lycopersicon esculentum* Mill. **Journal of Applied Phycology**, v. 23, p. 623–633, 2011.

LANGER, R. H. **How grasses grow**. 2a. ed. Londres: Edward Arnold, 1979.

LU, Q.; HE, Z. L.; STOFFELLA, P. J. Land application of biosolids in the USA: A review. **Applied and Environmental Soil Science**, v. 2012, p. 11, 2012.

MACDONALD, G. et al. **Agronomic phosphorus imbalances across the world's croplands**. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. **Anais...**2011

MANDIMBA, G. R. et al. Nodulated Legumes as green manure: an alternative source of nitrogen for non-fixing and poor fixing crops. **International Journal of Tropical Agriculture**, v. 16, p. 131–145, 1998.

MAPA. **Plano Mais Pecuária**. Brasília, 2014.

MCROBERTS, K. C. et al. Urea and composted cattle manure affect forage yield and nutritive value in sandy soils of south-central Vietnam. **Grass and Forage Science**, v. 73, n. 1, p. 132–145, 2017.

MEDEIROS, J. C.; MIELNICZUK, J.; PEDO, F. Sistema de culturas adaptadas à produtividade, recuperação e conservação do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 11, n. 2, p. 199–204, 1987.

MERTENS, D. R. Regulation of forage intake. In: FAHEY JR., G. C.; COLLINS, M.; MERTENS, D. R. (Eds.). **Forage quality, evaluation and utilization**. Nebraska: American Society of Agronomy, Crop Science of America, Soil Science of America, 1994. p. 450–493.

MICHALAK, I. et al. Evaluation of Supercritical Extracts of Algae as Biostimulants of Plant Growth in Field Trials. **Frontiers in plant science**, v. 7, n. October, p. 1591, 2016.

MOLINUEVO-SALCES, B.; GARCÍA-GONZÁLEZ, M. C.; GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, C. Performance comparison of two photobioreactors configurations



(open and closed to the atmosphere) treating anaerobically degraded swine slurry. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 14, p. 5144–5149, 2010.

MUÑOZ, J. S. C.; BENAVIDES, A. C. M. Fertilización biológica: técnicas de vanguardia para el desarrollo agrícola sostenible. **Producción + limpia**, v. 5, n. 2, p. 79–95, 2010.

PACIULLO, D. S. C. et al. Morfogênese e acúmulo de biomassa foliar em pastagem de capim-elefante avaliada em diferentes épocas do ano. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, v. 38, n. 7, p. 881–887, 2003.

PACIULLO, D. S. C.; GOMIDE, J. A.; RIBEIRO, K. G. Adubação nitrogenada do capim elefante cv. Mott. 1. Rendimento forrageiro e características morfofisiológicas ao atingir 80 e 120 cm de altura. **Revista da Sociedade Brasileira Zootecnia**, v. 27, n. 6, p. 1069–1075, 1988.

PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J. Wastewater treatment and algal production in high rate algal ponds with carbon dioxide addition. **Water Science and Technology**, v. 61, n. 3, p. 633–639, 2010.

PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J.; SHILTON, A. N. Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 1, p. 35–42, 2011.

PEREIRA, O. G. et al. Crescimento do capim-tifton 85 sob doses de nitrogênio e altura de corte. **Revista Brasileira De Zootecnia**, v. 41, n. 1, p. 30–35, 2012.

PETROBRAS. **Petrobras - Fatos e Dados - Entenda por que investimos em fertilizantes**. Disponível em: <<http://www.petrobras.com.br/fatos-e-dados/entenda-por-que-investimos-em-fertilizantes.htm>>. Acesso em: 11 jul. 2017.

POSADAS, E. et al. Influence of pH and CO<sub>2</sub> source on the performance of microalgae-based secondary domestic wastewater treatment in outdoors pilot raceways. **Chemical Engineering Journal**, v. 265, n. October, p. 239–248, 2015.

QIN, L. et al. Cultivation of *Chlorella vulgaris* in dairy wastewater pretreated by UV irradiation and sodium hypochlorite. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 172, n. 2, p. 1121–1130, 2014.

RENUKA, N. et al. Microalgae as multi-functional options in modern agriculture: current trends, prospects and challenges. **Biotechnology Advances**, v. 36, n. 4, p. 1255–1273, 2018.

RIAÑO, B.; MOLINUEVO, B.; GARCÍA-GONZÁLEZ, M. C. Treatment of fish processing wastewater with microalgae-containing microbiota. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 23, p. 10829–10833, 2011.

- RIBEIRINHO, V. S. et al. Fertilidade do solo, estado nutricional e produtividade de girassol, em função da aplicação de lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuaria Tropical**, v. 42, n. 2, p. 166–173, 2012.
- RIBEIRO, K. G.; PEREIRA, O. G. Produtividade de matéria seca e composição mineral do Capim-Tifton 85 sob diferentes doses de nitrogênio e idades de rebrotação. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 35, n. 4, p. 811–816, 2011.
- ROVIROSA, N. et al. An integrated system for agricultural wastewater treatment. **Water Science and Technology**, v. 32, n. 12, p. 165–171, 1995.
- SANTOS, M. V. F. et al. Produtividade e composição química de gramíneas tropicais na Zona da Mata de Pernambuco. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 32, n. 4, p. 821–827, 2003.
- SILVA, J. DE L. et al. Massa de forragem e características estruturais e bromatológicas de cultivares de Brachiaria e Panicum. **Ciencia Animal Brasileira**, v. 17, n. 3, p. 342–348, 2016.
- TOUMI, J. et al. Microbial ecology overview during anaerobic codigestion of dairy wastewater and cattle manure and use in agriculture of obtained bio-fertilisers. **Bioresource Technology**, v. 198, p. 141–149, 2015.
- TRANNIN, I. C. D. B.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. D. S. Avaliação agronômica de um biossólido industrial para a cultura do milho. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, v. 40, n. 3, p. 261–269, 2005.
- TRIPATHI, R. D. et al. Role of blue green algae biofertilizer in ameliorating the nitrogen demand and fly-ash stress to the growth and yield of rice (*Oryza sativa* L.) plants. **Chemosphere**, v. 70, n. 10, p. 1919–1929, 2008.
- VAN SOEST, P. J. **Nutritional ecology of the ruminant**. 2. ed. Ithaca: [s.n.].
- VIEIRA, R. F.; SILVA, C. M. M. S. **Utilização de Lodo de Esgoto na Cultura da Soja** *Microbiologia (Madrid)*, 2004.
- VILLALBA, H. A. G. et al. Fertilizantes nitrogenados: Novas tecnologias. **Informações Agronômicas**, v. 148, n. Dezembro/2014, p. 12–20, 2014.
- WERNER, J. C.; PAULINO, V. T.; CANTARELLA, H. Recomendação de adubação e calagem para forrageiras. In: RAIJ, B. VAN et al. (Eds.). **Recomendação de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. Boletim, 1 ed. Campinas/SP: IAC, 1996. p. 263–271.

**CAPÍTULO 3 - RECUPERAÇÃO DE NUTRIENTES DA ÁGUA RESIDUÁRIA DA  
BOVINOCULTURA LEITEIRA: ANÁLISE ECONÔMICA DA IMPLANTAÇÃO DE UM SISTEMA  
DE TRATAMENTO E PRODUÇÃO DE BIOFERTILIZANTE**

**RESUMO**

O aumento da demanda por alimentos tem implicado no aumento dos impactos ambientais. Atividades agropecuárias, como a produção de leite, têm gerado, ante às demandas, um grande volume de água residuária, rica em nutrientes e, que geralmente é descartada sem qualquer tipo de tratamento. Este descarte incorreto pode causar degradação dos corpos d'água, contribuindo para a eutrofização dos mesmos. Na produção intensiva de culturas, a demanda fertilizante é sempre necessária, o que pode contribuir com o aumento dos custos de produção. A ciclagem de nutrientes pode se tornar uma alternativa para a agricultura em sistemas intensivos. No caso de uma fazenda produtora de leite, o tratamento da água residuária da sala de ordenha, por meio de lagoas de alta taxa, pode viabilizar a produção de biomassa com características fertilizantes, e um efluente com menor carga de nutrientes. Esta pesquisa apresenta um estudo de caso que compreende a análise da viabilidade econômica da produção de biomassa de microalgas como biofertilizante para a pastagem, a partir do tratamento da água residuária de sala de ordenha, em lagoas de alta taxa, em uma propriedade rural. Foram considerados dois cenários na análise, um que considera a atual situação na propriedade e um outro que considera a implantação de uma estação de tratamento da água residuária produzida na sala de ordenha. Procurou-se, por meio dos índices valor presente líquido, taxa interna de retorno, payback e relação custo/benefício, avaliar alternativas que evidenciassem a viabilidade econômica. A partir desta análise, pôde-se concluir que a instalação de um sistema de tratamento é viável economicamente, sem contar o ganho ambiental, a partir do momento em que não mais será descartada água residuária rica em matéria orgânica e nutrientes.

Palavras-chave: tratamento de águas residuárias, economia circular, análise de viabilidade econômica, produção de leite.

## 1. INTRODUÇÃO

Neste trabalho buscou-se avaliar os custos da produção e aplicação, em pastagem, de biofertilizante de microalgas, a partir do tratamento de água residuária da bovinocultura leiteira. Para isso, realizou-se uma análise de viabilidade econômica da implantação de um sistema de tratamento de águas residuárias com produção de biomassa em uma propriedade rural produtora de leite. Procurou-se integrar novas tecnologias a antigos conceitos, no intuito de contribuir para a redução do impacto advindo do crescimento populacional e suas demandas.

Seguindo as demandas mundiais, os países maiores produtores de leite, desde o ano 2000 têm apresentado crescimento na produção. No Brasil, o quarto maior produtor mundial de leite, esta produção se destaca como importante componente da economia rural, assim como as produções de milho, soja, café, dentre outros. Por não apresentar fatores limitantes para a produção, a pecuária leiteira apresenta duas características marcantes: a primeira é que a produção ocorre em todo o território nacional e a segunda, que não existe um padrão de produção. A alimentação do rebanho advém dos volumosos (pasto, silagem e feno), geralmente acrescidos de uma mistura de concentrados, minerais e algumas vitaminas.

O setor agrícola depende do uso de fertilizantes minerais, formulados à base de nitrogênio, fósforo e potássio e, a alta demanda dos mesmos tem implicado no comprometimento das jazidas de fósforo e potássio (MACDONALD et al., 2011).

Em 2008 o consumo mundial de fertilizantes girava em torno de 61.829 milhões de toneladas por ano, com um crescimento estimado de 1,8% ao ano, considerando nitrogênio, fósforo e potássio (FAO, 2015). No Brasil, de acordo com (PETROBRAS, 2014), o consumo de fertilizantes passou de 22,8 milhões de toneladas para 29,6 milhões, entre 2003 e 2012, configurando crescimento de 30%. De acordo com Zhang et al.(2010) o uso contínuo e a longo prazo de fertilizantes minerais, para aumentar a produtividade das culturas, pode levar a deficiências de macro e micronutrientes no solo. Neste contexto, os fertilizantes biológicos estão surgindo como promessa de reposição de nutrientes para os solos agricultáveis, buscando superar os problemas advindos do uso de fertilizantes químicos convencionais. Pesquisas sobre a utilização de fertilizantes biológicos têm mostrado que o seu uso permite a fixação de nitrogênio, a solubilização de fosfato, o desenvolvimento de microrganismos promotores do crescimento (GOEL et al., 1999),

além de estimular o crescimento radicular e produzir bons rendimentos de plantas (BOUSSIBA et al., 1987; MANDIMBA et al., 1998).

O tratamento de águas residuárias, de uma forma geral, apresenta a possibilidade de remoção de poluentes. A água residuária das fazendas leiteiras apresenta elevada carga orgânica e mineral, principalmente de nitrogênio (N) e fósforo (P). Acredita-se que, durante a ordenha, as vacas excretem cerca de 10% da urina e das fezes produzidas ao longo do dia, gerando uma quantidade de água residuária com características dependentes do tipo de manejo adotado. É comum a aplicação dessa água residuária diretamente no solo, sem qualquer tipo de tratamento, ou com algum tratamento que não consiga eliminar o excesso de nutrientes e contaminantes de origem fecal. Um outro problema advindo dessa prática é a disposição em excesso de sais e sódio, que pode acarretar no aumento da salinidade do solo, bem como deficiência hídrica das plantas (BERTONCINI, 2008). O tratamento de águas residuárias permite a recuperação do lodo (biomassa) como biofertilizante e o sobrenadante como fonte para irrigação de culturas (ROVIROSA et al., 1995), reduzindo a pegada hídrica da atividade. A implementação de tecnologias inovadoras que permitam aumento de produtividade com o menor impacto ambiental possível pode ser a saída ambiental para a produção agrícola. Nesse contexto, a ciclagem de nutrientes, fertilizantes verdes e práticas avançadas de cultivo surgem como possibilidades para aumentar ainda mais a produção agrícola, melhorar a eficiência do uso de nutrientes e reduzir perdas nestes sistemas.

O uso de biomassa de cianobactérias, bactérias fototróficas anoxigênicas e macroalgas tem sido bastante pesquisado como adubo promotor de crescimento bioativo, com resultados que têm apontado, até o momento, esta biomassa como agente estimulante para crescimento das plantas bem como o rendimento de culturas (KUMARI; KAUR; BHATNAGAR, 2011; TRIPATHI et al., 2008), tornando-a uma opção promissora de biofertilização na agricultura moderna (RENUKA et al., 2018). A utilização desta biomassa facilita a mineralização do solo a partir da alteração em condições como potencial redox, pH, etc., por meio da atividade microbiana e do aumento da biodisponibilidade de nutrientes como consequência da quimiotaxia bacteriana (RENUKA et al., 2018).

As lagoas de alta taxa (LATs) são os reatores que mais se adequam ao contexto do tratamento de águas residuárias a partir da produção de biomassa algal, devido aos reduzidos custos de implantação e operação (DE GODOS et al., 2009; PITTMAN;

DEAN; OSUNDEKO, 2011). O tratamento águas residuárias nesse sistema se dá pela assimilação dos nutrientes do meio pela biomassa algal que, quando coletada, conseqüentemente, contribui com a remoção dos nutrientes da água residuária em um processo simples e econômico (DE GODOS et al., 2009).

O potencial das microalgas já é bastante conhecido embora, os estudos sobre esses microrganismos estejam aumentando a cada dia. Análises econômicas de produção vêm sendo implementadas, pois são necessárias para o conhecimento da viabilidade de uma proposta e para que a nova tecnologia ou produto possa se tornar competitivos no mercado. A partir de uma análise como esta conhece-se a viabilidade ou não de um projeto, bem como sua rentabilidade e tempo de retorno do investimento.

Diante deste contexto, propõe-se a análise de viabilidade econômica da implantação de uma estação de tratamento de águas residuárias da sala de ordenha de uma propriedade produtora de leite.

## **2. REVISÃO DE LITERATURA**

Neste item será apresentada uma breve revisão em relação à produção de leite, seus impactos e suas necessidades, o tratamento dos resíduos gerados na atividade, a produção de biomassa de microalgas de uma forma geral e a produção biomassa de microalgas no âmbito da bovinocultura leiteira com um panorama da imersão destes microrganismos na agricultura.

### **2.1 A produção do leite**

Nos países produtores de leite, o crescimento da produção foi de 34% em 2000 para 44% em 2015. Os dez países maiores produtores (Estados Unidos, Índia, China, Brasil, Alemanha, Rússia, França, Nova Zelândia, Turquia e Reino Unido) são responsáveis por 57% do total, cabendo aos EUA a maior produtividade média por vaca de 10.150 litros/ano (ZOCCAL, 2017).

O leite está entre os seis produtos mais importantes da agropecuária brasileira, ficando à frente de produtos tradicionais como o café beneficiado e o arroz (FBB; IICA, 2010), tendo produzido em 2017, 35,1 bilhões de litros de leite (ROCHA; CARVALHO, 2018). Minas Gerais, Goiás e Paraná possuem a maior quantidade de vacas ordenhadas (IBGE, 2017). Em 2017, o estado de Minas Gerais produziu, 8,9 bilhões de litros de leite, o que corresponde a 77,0% de toda a produção da Região Sudeste e a 26,6% do total da

produção nacional (IBGE, 2017). O último censo agropecuário realizado no país, apontou a existência de aproximadamente 5,1 milhões de estabelecimentos rurais dos quais 50% (aproximadamente 2,5 milhões) produzem leite (IBGE, 2017), sendo a região sul aquela com maior produção nacional.

Entre as 100 maiores fazendas produtoras de leite, Minas Gerais possui 40 delas, seguido pelo Paraná, São Paulo, Goiás e Rio Grande do Sul (ZOCCAL, 2018). Nestas fazendas, as características variam desde a forma de alojamento, sendo que 64% utilizam o confinamento total, enquanto 14% possuem sistemas baseados em pastagens e 22% possuem sistemas mistos, nos quais a pastagem é a principal fonte de alimento (ZOCCAL, 2018). Dentre os sistemas de confinamento, o free-stall predomina, seguido do compost barn e, com menor representatividade, os sistemas de piquete, além dos produtores sem qualquer alojamento para as vacas (ZOCCAL, 2018).

Nos sistemas tipo free-stall ocorre uma elevada produção de resíduos. Já o compost barn (estábulo com material de compostagem), permite a produção de um composto estabilizado, a partir do uso dos dejetos (fezes e urina) depositados sobre a cama (palha, serragem de madeira). Desta deposição inicia-se um processo de fermentação aeróbia da matéria orgânica, que a partir do revolvimento diário (duas a três vezes por dia) permite a circulação de ar e a presença de umidade, fatores que favorecem a rápida degradação, além de proporcionar uma superfície seca e confortável para o rebanho.

Na pecuária leiteira a heterogeneidade dos sistemas de produção é muito grande, ocorrendo em todas as Unidades da Federação, com propriedades de subsistência, utilizando técnicas rudimentares e produção diária menor que dez litros. De forma contraditória, os grandes produtores se comparam aos mais competitivos do mundo, fazendo uso de tecnologias avançadas e com produção diária superior a 60 mil litros (ZOCCAL, 2018).

Nas fazendas produtoras de leite, independente da opção do sistema de criação, a sala de ordenha apresenta elevado consumo de água e consequente geração de resíduo com elevada carga orgânica e de nutrientes. As características e composição das águas residuárias produzidas dependem de vários fatores, como: tipo e peso médio do animal, tipo de exploração, sistema de alojamento, dieta alimentar, sistema de distribuição de alimentos, consumos de água para ingestão e operações de lavagem das instalações, prática de desinfecção das instalações, sistema de limpeza das instalações e sistema de coleta e manipulação das águas residuárias (PEREIRA et al., 2005). Estas águas

residuárias são caracterizadas por elevada carga orgânica (possuem alta demanda química de oxigênio – DQO e alta demanda bioquímica de oxigênio – DBO) e mineral (N e P, principalmente) (PETERSEN et al., 2007), além de potássio, cálcio, sódio, magnésio, ferro, zinco, cobre e outros elementos constituintes das dietas dos animais.

O tratamento tradicional dos resíduos produzidos na atividade leiteira é sua aplicação ao solo como fertilizante, levando ao acúmulo de nutrientes no solo, o que pode aumentar as perdas por meio de escoamento superficial, resultando na eutrofização das águas superficiais receptoras (BOLAN et al., 2009; CAI; PARK; LI, 2013; RUANE et al., 2011) ou lixiviação com contaminação de águas subterrâneas. Sua adequada destinação deve ser pensada não só com o intuito de evitar a poluição ambiental, mas também proporcionar ganhos para o sistema produtivo.

## 2.2 Produção de resíduos e regulação da atividade leiteira

A água residuária das fazendas leiteiras apresenta elevada carga orgânica e mineral, principalmente de nitrogênio (N) e fósforo (P) (PETERSEN et al., 2007; PRAJAPATI et al., 2014; RUANE et al., 2011; WILKIE; MULBRY, 2002). Acredita-se que, durante a ordenha, as vacas excretam cerca de 10% da urina e das fezes produzidas ao longo do dia (DAIRYNZ, 2017). Mason (1997) e Selvarajah (1999) apontam uma produção média diária de água residuária em fazendas de leite de 50 L/vaca., valor próximo aos 60L/vaca nas fazendas leiteiras neozelandesas (DAIRYNZ, 2016; PAYEN; FALCONER; LEDGARD, 2018). Na Finlândia, Luostarinen; Rintala (2005) informam uma produção diária de 700 L de água residuária numa fazenda com rebanho leiteiro de 30 vacas.

O tratamento tradicional dado a este dejetos é a sua aplicação no solo como fertilizante (CAI; PARK; LI, 2013; RICO; GARCÍA; RICO, 2011; RUANE et al., 2011). Recentemente, o tratamento dos dejetos tem sido mais comum, buscando redução na carga poluidora das águas residuárias. Assim, o uso de lagoas de estabilização, biodigestores, filtros aeróbios, reatores UASB, lagoas de alta taxa e wetlands construídos tem sido adotado (BOLAN et al., 2009; CAI; PARK; LI, 2013; COMINO; RIGGIO; ROSSO, 2012; GOTTSCHALL et al., 2007; LEDDA et al., 2013, 2016; LUOSTARINEN; RINTALA, 2005; RICO; GARCÍA; RICO, 2011; RUANE et al., 2011). O efluente tratado, independente do processo utilizado, pode ser aproveitado na irrigação e o lodo, após sua estabilização pode ser usado como biofertilizante.



O excesso de nutrientes no solo advindo do lançamento da produção agropecuária obrigou a Comunidade Europeia (CE) a lançar em 1991 uma Diretiva (91/676/CEE) relativa à disposição de nitrato no solo. Em 2006, o governo italiano lançou regulamentação interna (DGLS 152/99.DM.04/07/2006) limitando a carga de nitrogênio em solos agrícolas a 170 Kg N ha<sup>-1</sup> (LEDDA et al., 2013). Em 2010, a CE alterou o regulamento de Boas Práticas Agrícolas para Proteção das Águas (SI n° 610 de 2010) com uma série de restrições sobre estas águas residuárias, como por exemplo, taxa máxima de aplicação de 50.000 L ha<sup>-1</sup> em um intervalo de 48 dias (RUANE et al., 2011).

Os Estados Unidos, criaram em 1972, por meio do Clean Water Act, o Sistema Nacional de Eliminação de Descarga de Poluentes (NPDES) que aborda a poluição da água, regulando fontes pontuais de descargas poluentes nos corpos d'água. Neste país são produzidos anualmente aproximadamente 450 milhões de toneladas de dejetos da bovinocultura leiteira (CAI; PARK; LI, 2013).

Na Nova Zelândia existem requisitos legais específicos para a atividade leiteira e que devem ser cumpridos desde o projeto até a operação (DAIRYNZ, 2013).

No Brasil, o arcabouço legal que regula as atividades agropecuárias está pautado em Leis, Decretos, Normas e Resoluções dos diversos órgãos de interesse na atividade e seus possíveis impactos. O Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) por meio de Instruções Normativas (IN) regula a produção, identidade e qualidade do leite. Na IN-62 (MAPA, 2011), que trata da regulamentação, classificação e localização das granjas leiteiras aponta as principais características para os estabelecimentos produtores. Dentre alguns aspectos, a normativa preconiza que os estabelecimentos devem estar situados distante de fontes poluidoras e ofereçam facilidades para o fornecimento de água de abastecimento, bem como para a eliminação de resíduos e águas servidas. Todas as dependências do estabelecimento devem ser providas de redes de esgotos e de resíduos orgânicos para fácil escoamento até as fossas esterqueiras devidamente afastadas, não sendo permitida a deposição em estrumeiras abertas.

O Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), órgão colegiado brasileiro responsável pela adoção de medidas de natureza consultiva e deliberativa acerca do Sistema Nacional do Meio Ambiente, por meio de resoluções define critérios e procedimentos que, direta e indiretamente, afetam a bovinocultura leiteira. Dentre elas destaca-se a Resolução 430/2011 (CONAMA, 2011) que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de águas residuárias; Resolução 54/2005 (CONAMA, 2005) que

estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reuso direto não potável de água. Nos Estados maiores produtores de leite do país, os seus órgãos ambientais classificam e enquadram, de acordo com o porte, o impacto da atividade em complementação à legislação federal pertinente.

### 2.3 Tratamentos utilizados para as águas residuárias da bovinocultura leiteira

Na Nova Zelândia e Austrália o processo de tratamento mais utilizado para o tratamento das águas residuárias da bovinocultura leiteira é o de duas lagoas (uma anaeróbia e uma facultativa, o chamado sistema australiano) (BOLAN et al., 2009). Ledda et al. (2013, 2016) inicialmente propuseram via digestão anaeróbia (DA), com produção de energia e calor o tratamento destas águas residuárias. Os pesquisadores avaliaram duas rotas para de tratamento e concluíram que além da produção de energia e calor, é possível ainda a produção de amônia e microalgas com o sobrenadante da DA.

Rovirosa et al. (1995) utilizaram efluentes de filtros anaeróbios em lagoas de alta taxa para produção de biomassa algal obtiveram remoções entre 95 e 98% para nitrogênio amoniacal, NTK e fósforo. Comino; Riggio; Rosso (2012) e Rico; García; Rico, (2011) lançaram mão da DA para tratar as águas residuárias da bovinocultura de leite com eficiências de remoção de carbono orgânico dissolvido (COD) de 83,6 e 62%. Gottschall et al.(2007) utilizaram wetland construído, para o tratamento destas águas e concluíram que as wetlands ajudaram a reduzir a carga de nutrientes. Luostarinen; Rintala (2005) utilizaram reatores UASB para águas residuárias da bovinocultura e alcançaram remoção de 80% de COD.

Nesta pesquisa, por meio do uso de lagoas de alta taxa (LATs), para o tratamento das águas residuárias da bovinocultura leiteira, as eficiências de remoção obtidas encontram-se dentro da faixa de valores apresentada pela literatura relativa ao tratamento de água residuária nestes reatores (ALCANTARA et al., 2015; MOLINUEVO-SALCES; GARCÍA-GONZÁLEZ; GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, 2010; QIN et al., 2014; RIAÑO; MOLINUEVO; GARCÍA-GONZÁLEZ, 2011).

### 2.4 Microalgas

As microalgas são organismos fotossintéticos unicelulares ou coloniais, naturalmente presentes em diferentes ambientes aquáticos/úmidos, incluindo rios, lagos, oceanos e solos (BRASIL; SILVA; SIQUEIRA, 2017). As microalgas apresentam elevadas taxas

de crescimento, tolerância a ambientes extremos, além de apresentarem excelente adaptabilidade a cultivos intensivos, o que as torna eficazes na redução do CO<sub>2</sub> atmosférico (KURANO et al., 1995). Devido à alta produtividade, ao rápido crescimento de muitas espécies e ao grande número de substâncias de interesse econômico por elas produzidas, pesquisas sobre microalgas têm aumentado (OHSE et al., 2009).

As microalgas tem sido utilizadas na alimentação de animais aquáticos ornamentais; como fonte de proteínas na forma de suplementação alimentar; como fonte de pigmentos (ficocianinas, astaxantinas e  $\alpha$ -caroteno); como adubo orgânico e como combustível, devido ao alto teor de lipídeos que algumas espécies conseguem acumular (OHSE et al., 2009; PITTMAN; DEAN; OSUNDEKO, 2011; RENUKA et al., 2015; SEUFERT; RAMANKUTTY; FOLEY, 2012). SÁNCHEZ MIRÓN et al. (2003) destacam que além de óleos, a biomassa de microalgas contém quantidades significativas de proteínas, carboidratos e outros nutrientes. Para usos mais nobres como na indústria farmacêutica, cosmética e alimentícia, a produção destes organismos se dá com a adição de nutrientes e água potável nos reatores, visando um cultivo axênico com obtenção de produtos com elevado valor agregado.

As microalgas também podem exercer um papel importante na biorremediação de águas residuárias, devido à capacidade de assimilar nitrogênio e fósforo, além de outros nutrientes a partir das mesmas (ARBIB et al., 2013; BOELEEE et al., 2012; CRAGGS et al., 2011; PIRES et al., 2013; RAWAT et al., 2011; RENUKA et al., 2016). A utilização de águas residuárias e de emissões atmosféricas provocadas por atividades agroindustriais, além de reduzir os custos de produção da biomassa algal, contribui para redução dos impactos ambientais negativos oriundos de tais empreendimentos.

Geralmente, o cultivo de microalgas é realizado sob condições fotoautotróficas, tendo a fotossíntese como via metabólica para captura de energia da luz e fixação de carbono inorgânico (CHEN et al., 2011; WANG et al., 2014). Algumas espécies de microalgas também podem se desenvolver na ausência de luz, usando compostos orgânicos de carbono como fonte de energia, em uma condição conhecida como cultivo heterotrófico (CHEN et al., 2011; CHOJNACKA; MARQUEZ-ROCHA, 2004). Além das condições fotoautotróficas e heterotróficas, as algas também podem se desenvolver em cultivo mixotrófico (combinação dos modos fotoautotróficos e heterotróficos) no qual fontes de carbono (orgânicas e inorgânicas) são metabolizadas na presença de luz (WANG et al., 2014).

Na produção de biomassa de microalgas, o cultivo fotoautotrófico, por meio de fotobioreatores abertos ou fechados, é o modo mais utilizado (CHEN et al., 2011; GOUVEA et al., 2009; MANDAL; MALLICK, 2009; YOO et al., 2010). De acordo com (BRASIL; SILVA; SIQUEIRA, 2017), para aplicações comerciais, ainda não está claro qual sistema de produção é o melhor, mas devido ao baixo custo de implantação e operação, os fotobioreatores abertos (como as LATs) têm sido relatados como menos onerosos.

Ante à capacidade na recuperação e valorização dos nutrientes das águas residuárias, a utilização de microalgas na biorremediação de águas residuárias tem ganhado importância (ARBIB et al., 2013; CRAGGS et al., 2011; PIRES et al., 2013; RAWAT et al., 2011). A Tabela 01 apresenta trabalhos que realizaram o tratamento de águas residuárias de explorações leiteiras com produção de biomassa de microalgas.

Tabela 18 - Água residuária da bovinocultura como meio de cultivo para a produção de biomassa de microalgas.

Autor	Objetivo	Resultados
Wilkie e Mulbry (2002)	Águas residuárias de explorações leiteiras de três processos: uma com separação de sólidos grosseiros, outra com separação de sólidos grosseiros e anaerobiamente digerido e outra mais diluída em câmaras de crescimento de algas aderidas (BAGCs) em escala laboratorial.	Redução de DQO, Nitrogênio total Fósforo total (%): 95,90,77; 60,62,39; 93,70,51, respectivamente nos tratamentos.
Kebede-Westhead et al. (2004)	Investigaram o comportamento da composição elementar das algas em resposta a diferentes taxas de carregamento de águas residuárias de explorações leiteiras.	Teor de cinzas no peso seco se manteve constante (entre 90 e 93%). Os teores médios de N e P na massa seca aumentaram com o aumento da taxa de aplicação de $6\text{Lm}^{-2}\text{dia}^{-1}$ .
Mulbry et al. (2005)	Avaliaram o valor fertilizante da biomassa de algas secas cultivadas em estrume anaerobicamente digerido.	Obtiveram níveis crescentes de produtividade com o aumento das taxas de carregamento de nitrogênio e fósforo ao tratar ARB utilizando algas. A massa seca das plantas e o conteúdo de nutrientes aumentaram com o aumento das doses do fertilizante de algas e do fertilizante químico convencional.
Mulbry et al. (2009)	Compararam método de extração de alta temperatura/pressão (extração acelerada de solvente) (ASE) com método de extração manual (extração Folch modificada) quanto à capacidade de extrair óleo total de algas produzidas a partir do tratamento de águas residuárias de exploração leiteira.	Em relação ao teor de óleo total o Método ASE se sobressaiu ao método Folch, embora os dois métodos tenham apresentado valores semelhantes para o teor e composição de FA após quatro ciclos de extração com clorofórmio/metanol. O método ASE produziu quantidades maiores de FA no primeiro ciclo (85–95% do total extraído) em comparação com o método Folch (44–55% do total extraído no primeiro ciclo). A eficiência de extração do método ASE para AF foi dependente do solvente de extração.
Woertz et al. (2009)	Investigaram a produtividade de lipídios e remoção de nutrientes por algas cultivadas durante o tratamento de águas residuárias da bovinocultura leiteira (digerida anaerobiamente) e águas residuárias municipais suplementadas com $\text{CO}_2$ .	Produtividade de $17\text{mgdia}^{-1}\text{L}^{-1}$ e remoção de 96% de $\text{NH}_4$ e 98% P (AR) e $24\text{mgdia}^{-1}\text{L}^{-1}$ e remoção de 99% de $\text{NH}_4$ e P. Culturas de algas suplementadas com $\text{CO}_2$ em águas residuárias simultaneamente remover o nitrogênio e fósforo para níveis baixos, gerando uma matéria-prima potencialmente útil para a produção de biocombustíveis líquidos.

Autor	Objetivo	Resultados
Wang et al. (2010)	Investigaram a eficácia do uso de tratamento de águas residuárias da bovinocultura leiteira digeridas como suplemento nutricional para o cultivo de <i>Chlorella</i> sp. (microalgas ricas em óleo).	Observaram taxas de crescimento mais lentas com amostras de estrume menos diluídas, com maior turbidez nos dias iniciais de cultivo. As algas removeram amônia, nitrogênio total, fósforo total e DQO em 100%, 75,7-82,5%, 62,5-74,7% e 27,4-38,4%, respectivamente, em diferentes diluições da água residuária da bovinocultura leiteira. Observaram também um aumento no teor total de ácidos graxos do peso seco de 9,00% para 13,7%, juntamente com os aumentos nas taxas de diluição. Autores apontam, com base nos resultados, que um processo que combina digestão anaeróbica e cultivo de algas pode ser proposto como uma maneira eficaz de converter águas residuárias de alta resistência em subprodutos lucrativos, bem como reduzir as contaminações para o meio ambiente.
Levine et al. (2011)	Utilizaram estrume anaerobicamente digerido no cultivo de <i>Neochloris oleoabundans</i> .	O conteúdo lipídico celular e a concentração de N no meio de cultivo foram inversamente correlacionados. A proporção de ácidos gordos polinsaturados diminuiu com a concentração de N ao longo do tempo enquanto a proporção de ácido graxo C18: 1 aumentou. Deficiência de N seja provavelmente o principal responsável por trás do acúmulo de lipídios, a influência do pH da cultura confundiu os resultados e requer mais estudos. Não se observou que outros microrganismos vivos no efluente do digestor afetassem o crescimento de algas e a produtividade lipídica, embora a quebra do nitrogênio orgânico possa ter impedido o acúmulo de lipídios tradicionalmente obtidos em meios sintéticos.
Quaye et al. (2011)	Lodo da indústria papelreira, uréia e esterco bovino utilizados separadamente e combinados na produção de biomassa da árvore do salgueiro.	A fertilização não aumentou a produção de biomassa. No tratamento que recebeu o lodo da indústria papelreira, pobre em N também não reduziu o rendimento. O solo e a química foliar não foram influenciados pelas fertilizações, salvo algumas exceções. Autores relacionaram a falta de respostas ao estado nutricional do local ou às perdas de nutrientes aplicados.
Ledda et al. (2013)	Apresetaram um novo processo de tratamento caracterizado pela integração dos processos de separação sólido/líquido, ultrafiltração, osmose reversa e remoção de amônia à frio (Processo N-Free©) que foi testado em águas residuárias de explorações leiteiras e da suinocultura (DCM e DSM).	Como principais resultados os pesquisadores encontraram uma redução substancial do volume de digestato (38 e 51% em DCM e DSM respectivamente), elevada remoção de N-NH <sub>4</sub> (47 e 71% em DCM e DSM respectivamente). A tecnologia N-Free© demonstrou ser uma candidata valiosa para o caminho em direção à ciclagem de nutrientes, em um novo conceito sustentável de agricultura e agropecuária.

Autor	Objetivo	Resultados
Prajapati et al. (2014)	Testaram o potencial de quatro algas na produção de biomassa em águas residuárias de explorações leiteiras.	Chroococcus sp. Se destacou na produção de biomassa sob condições controladas. O potencial estimado de geração de energia renovável do processo de co-digestão foi de cerca de 333,79 – 576,57 kWh d <sup>-1</sup> para uma fazenda produtora de leite com 100 bovinos adultos. Autores informam que escalas maiores e novos testes são necessários para tornar o processo uma realidade.
Qin et al. (2014)	Avaliaram dois métodos de pré-tratamento, irradiação UV e hipoclorito de sódio (NaClO), em várias doses e concentrações em águas residuárias de explorações leiteiras.	Concluíram pela utilização do NaClO na concentração de 30 ppm, que apresentou maior de biomassa e a lipídica de <i>Chlorella vulgaris</i> .
Hena et al. (2015)	Avaliar a capacidade de produção de biodiesel a partir de consórcio de culturas de microalgas nativas em águas residuárias de explorações leiteiras.	Um consórcio de cepas nativas foi capaz de remover mais de 98% dos nutrientes das águas tratadas. A produção de biomassa e o conteúdo lipídico do consórcio foi de 153,54 t ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> e 16,89%, respectivamente. 72,70% dos lipídeos obtidos do consórcio de algas podem ser convertidos em biodiesel.
Toumi et al. (2015)	Co-digestão anaeróbia de águas residuárias de explorações leiteiras e esterco bovino examinada e associada com a estrutura da comunidade microbiana usando Eletroforese em Gel de Gradiente Desnaturante (DGGE).	O perfil DGGE apresentou associações sintróficas essenciais nos digestores anaeróbios, permitindo que elas mantenham baixa pressão parcial de hidrogênio. A aplicação do efluente anaeróbio estabilizado no solo mostrou efeitos benéficos significativos sobre o crescimento de culturas de milho e tomate forrageiro.
Zhu e Hiltunen (2016)	Avaliaram a viabilidade do cultivo de microalgas com composto de águas residuárias de explorações leiteiras para a produção contínua de múltiplos bioprodutos, biodiesel e biogás.	Segundo os autores, por meio de biorrefinaria de microalgas, a melhoria da economia dos biocombustíveis de microalgas pode ser potencialmente alcançada. A utilização de dejetos bovinos para cultivar microalgas aparece como uma solução sustentável para realizar a gestão de resíduos pecuários e a recuperação de bioprodutos, conduzindo assim a indústria para o crescimento sustentável.
Labbé et al. (2017)	Avaliaram o desenvolvimento de culturas mistas de <i>Chlorella</i> e <i>Scenedesmus</i> (CMC e SMC) em águas residuárias de explorações leiteiras como meios de cultivo em condições ambientais e laboratoriais.	<i>Chlorella</i> desenvolveu satisfatoriamente em efluentes com altas cargas orgânicas e de amônia, enquanto <i>Scenedesmus</i> SMC se desenvolveu melhor em efluentes com alta carga química e detergente. Os autores apontam que apesar do crescimento microalgal, são necessárias análises para determinar com precisão a redução de nutrientes, uma vez que a condutividade elétrica não pode ser estabelecida como um indicador de eficiência de remediação. Ainda de acordo com os autores, os resultados mostram que existe um potencial para tratar águas residuárias de explorações leiteiras com cultivo de microalgas.

Como podemos perceber pelos trabalhos apresentados, a maioria deles foi realizado em escala laboratorial, geralmente em ambientes controlados. Com base nestas pesquisas tem-se uma grande evolução em relação aos parâmetros que envolvem o crescimento de biomassa em tratamentos biológicos, embora mais investigações sejam necessárias dada a complexidade do sistema. Em relação ao crescimento das microalgas, sabe-se que é diretamente afetado pela disponibilidade de nutriente, luz, estabilidade do pH e temperatura (WANG et al., 2010). A espécie cultivada, bem como as cargas de águas residuárias aplicadas influenciam o crescimento destas, bem como a remoção de nutrientes por elas (CABANELAS et al., 2013). Para que nitrogênio e fósforo, principais nutrientes requeridos para o crescimento das microalgas, sejam utilizados de forma simultânea, a relação entre eles (N/P) deve se encontrar em uma faixa adequada, que pode variar em até 250 vezes para ambientes de águas doces saudáveis a até valores muito baixos (4-5) em águas residuárias (CAI; PARK; LI, 2013). Ainda em relação a estes nutrientes, altas concentrações dos mesmos podem prejudicar suas taxas de remoção (CABANELAS et al., 2013). O metabolismo mixotrófico, que contribui para a degradação de matéria orgânica e para o maior crescimento de biomassa apresenta maior eficiência quando a água residuária apresenta boa biodegradabilidade.

## 2.5 Biomassa de microalgas na agricultura

As microalgas representam importante fontes de matéria orgânica no agro ecossistema, pois estão diretamente envolvidas na assimilação do CO<sub>2</sub> atmosférico na biomassa por meio da fotossíntese, além de aumentar o reservatório de carbono orgânico do solo pela excreção de carbono (exopolissacarídeos) que aumenta o crescimento de microflora e fauna (RENUKA et al., 2018). Cianobactérias e microalgas também auxiliam na mineralização e na solubilização de macro e micronutrientes primários no solo, importantes para o crescimento das plantas (COPPENS et al., 2016; YILMAZ; SÖNMEZ, 2017).

O alto custo dos fertilizantes nitrogenados químicos aliado ao baixo poder aquisitivo da maioria dos agricultores, além das perdas naturais após sua aplicação, restringem o seu máximo aproveitamento, dificultando a produção de culturas e causando poluição ambiental. O tamanho do impacto desse uso, bem como de outros que possam intervir negativamente no sistema solo/planta podem ser medidos por meio da microbiota do solo. Os microrganismos possuem a capacidade de dar respostas rápidas a mudanças na



qualidade do solo, característica que não é observada nos indicadores químicos ou físicos (ARAÚJO; MONTEIRO, 2007; ISLAM; WEIL, 2000). Assim, o tamanho e a atividade das comunidades microbianas do solo podem ser considerados como indicadores da saúde, qualidade e fertilidade necessárias para a agricultura sustentável (DORAN; PARKIN, 1994).

Pesquisas sobre a aplicação de biofertilizantes no solo, têm sido cada vez mais utilizadas, e os seus resultados destas aplicações medidos por meio das respostas destes microrganismos e das interações que eles provocam na saúde do solo. Singh; Pandey; Singh (2011) relatam as cianobactérias diazotróficas como microflora dominante na cultura do arroz e, que têm sido utilizadas como suplemento aos fertilizantes nitrogenados minerais nos países produtores desta cultura.

Mulbry et al. (2005) avaliaram a biomassa de microalgas como fertilizante orgânico de liberação lenta na cultura de pepino e milho. Em 20 dias de cultivo em substrato de algas as plantas apresentaram 15–20% de N aplicado, 46–60% de N disponível e 38–60% de P. Os pesquisadores concluíram que a adubação com biomassa de microalgas permitiu resultados similares ao da adubação química convencional, em relação ao peso seco de plantas e teor de nutrientes, podendo levar à substituição do primeiro pelo último.

Prasana et al. (2014), a partir da aplicação de um composto à base de cianobactérias em cultura de algodão, avaliaram o comportamento deste como promotor de crescimento de plantas (PGP) e agente de biocontrole. Os autores relataram que tal composto se mostrou promissor tanto como promotor de crescimento quanto como agente de biocontrole, quando as formulações de biomassa aplicadas reduziram substancialmente a mortalidade de plantas de algodão em parcelas doentes.

Renuka et al. (2015) avaliaram duas formulações de biofertilizante, uma com microalgas unicelulares e uma com microalgas filamentosas, cultivadas em águas residuárias, na cultura do trigo (*Triticum aestivum* L. HD2967) sob condições controladas. Ambas as formulações aumentaram significativamente o conteúdo de N, P e K de raízes, brotos e grãos, além do aumento no peso seco da planta e das sementes, revelando os consórcios de microalgas como promessas de biofertilizante.

Em uma produção de tomates, Coppens et al. (2016) compararam economicamente, o uso de fertilizante químico convencional e biomassa de microalgas. Os pesquisadores perceberam que o crescimento inicial da planta foi mais rápido no tratamento que recebeu fertilizante químico. Não foram encontradas diferenças significativas entre o crescimento

das plantas cultivadas com a biomassa de microalgas e o fertilizante químico. A análise foliar mostrou conteúdo de nitrogênio significativamente maior para os tratamentos com a biomassa de microalgas, além do menor teor de cinzas das folhas.

Trabalhando com a cultura de *Pennisetum glaucum*, Castro et al. (2017b) avaliaram a emissão de gases de efeito estufa, volatilização de amônia do solo e o crescimento da planta sob o efeito da biomassa de microalgas, ureia comercial e um tratamento controle (sem a aplicação de uma fonte nitrogenada). Os pesquisadores puderam concluir que as emissões de CH<sub>4</sub> foram iguais para os três tratamentos, as emissões de CO<sub>2</sub> aumentaram significativamente no tratamento com biofilme de microalgas, além deste tratamento ter sido o maior emissor de N<sub>2</sub>O. Em relação à volatilização de amônia (N-NH<sub>3</sub>) os pesquisadores detectaram maiores perdas no tratamento com ureia convencional. Relativamente às características químicas do solo, coube destaque ao aumento do teor de nitrogênio e da capacidade de troca de cátions, e matéria orgânica causados pela aplicação de biomassa de algas no solo. Em relação à planta, os pesquisadores observaram diferenças significativas para a massa seca da parte aérea e teor de nitrogênio nas plantas com adubação nitrogenada, cabendo destaque ao tratamento com ureia.

Marks et al. (2017) investigaram a potencial persistência de microalgas unicelulares no solo após aplicação de biomassa, bem como a influência da atividade fotossintética sobre o carbono orgânico. Os autores observaram que houve um aumento de C e P no solo que recebeu biomassa sem filtração, contrastando com o N total, que permaneceu abundante, especialmente na biomassa filtrada. Avaliando atividades enzimáticas hidrolítica, os pesquisadores não detectaram efeitos estatisticamente significativos nestas, sendo detectada alguma diferença em relação à profundidade.

Diante deste cenário, e a partir de experimentos realizados com o tratamento de água residuária da sala de ordenha da bovinocultura leiteira, com produção de biomassa de microalgas e monitoramento do solo e da planta que receberam tal fertilizante, apresenta-se o estudo de caso no qual avaliou-se a viabilidade da implantação de uma estação e tratamento de águas residuárias para a produção de biomassa de microalgas a ser utilizada em substituição aos fertilizantes químicos convencionais em uma propriedade rural produtora de leite, com 30 vacas ordenhadas diariamente.

### **3. ESTUDO DE CASO**

### 3.1 Características da propriedade em estudo

A propriedade avaliada localiza-se no município de Teófilo Otoni/MG (17° 49' 58.2" S, 41° 32' 34.3" W e 414 m de altitude). Segundo a classificação de Köppen a propriedade encontra-se no tipo Aw, com temperatura média de 23.2 °C, variando 5.2 °C, durante o ano e pluviosidade média de 1081 mm. A diferença de precipitação entre o mês mais seco e o mês mais chuvoso é de 179 mm.

A propriedade ocupa uma área de 70 ha, com 30 vacas holandesas em lactação, criadas em sistema semi-intensivo, no qual as vacas pastejam no período da noite e permanecem confinadas em uma área de descanso, com cocheiras de água e alimentação ao longo do dia, produzindo uma média 340 litros de leite por dia, em duas ordenhas. A higienização da sala de ordenha gera aproximadamente, 1.500 L de água residuária por dia, que é descartada sem qualquer tipo de tratamento.

A alimentação básica do rebanho está baseada em silagem de sorgo, capim-mombaça e brachiaria, além de uma ração seca (milho, soja, núcleo e uréia). Os alimentos volumosos: sorgo, capim-mombaça e capim-braquiaria são produzidos na própria fazenda, ocupando uma área de 2,3 ha.

O sistema de pastejo se dá de forma rotacionada, com uma taxa de lotação de 1,38 rezes por m<sup>2</sup>. A adubação dos piquetes é realizada sempre que o gado é retirado dos mesmos. Um corte de uniformização é realizado com uma roçadeira e, em seguida, procede-se a adubação nitrogenada. Por mês, são consumidos aproximadamente 150 kg de fertilizante nitrogenado, gerando uma despesa de R\$ 300,00/mês.

### 3.2 Análise de viabilidade econômica

Na administração financeira, a análise de um projeto permite a avaliação de que a receita futura compensará os investimentos no ativo imobilizado (GITMAN, 2010). Este tipo de análise, em qualquer projeto, auxilia na avaliação dos pontos em que podem ocorrer perdas financeiras, a fim de garantir a viabilidade econômica do mesmo (ALVES, 1999). Tendo em vista os impactos causados pela bovinocultura leiteira, e as dificuldades encontradas pelos pequenos produtores rurais, foi realizado-se a análise de viabilidade econômica (AVE) considerando-se dois cenários: um no qual o produtor permanece com sistema de produção atual (POL) e outro, no qual o produtor implanta uma estação de tratamento para a água residuária da sala de ordenha (ETAR), tendo como resultados uma água residuária tratada e a produção de biomassa de microalgas que poderá ser utilizada

como fonte fertilizante para a pastagem. No cenário ETAR, os investimentos consideram a implantação do projeto e as despesas da sua operação estão contempladas nos custos de manutenção.

Os índices utilizados para a análise foram: valor presente líquido (VPL), taxa interna de retorno (TIR), payback e relação custo/benefício. Para o cálculo destes índices, foram usados os valores estimados para a implantação da unidade de tratamento da água residuária (Figura 01). A fonte de investimento foi baseada na renda da produção de leite, principal entrada de recursos neste tipo de exploração.

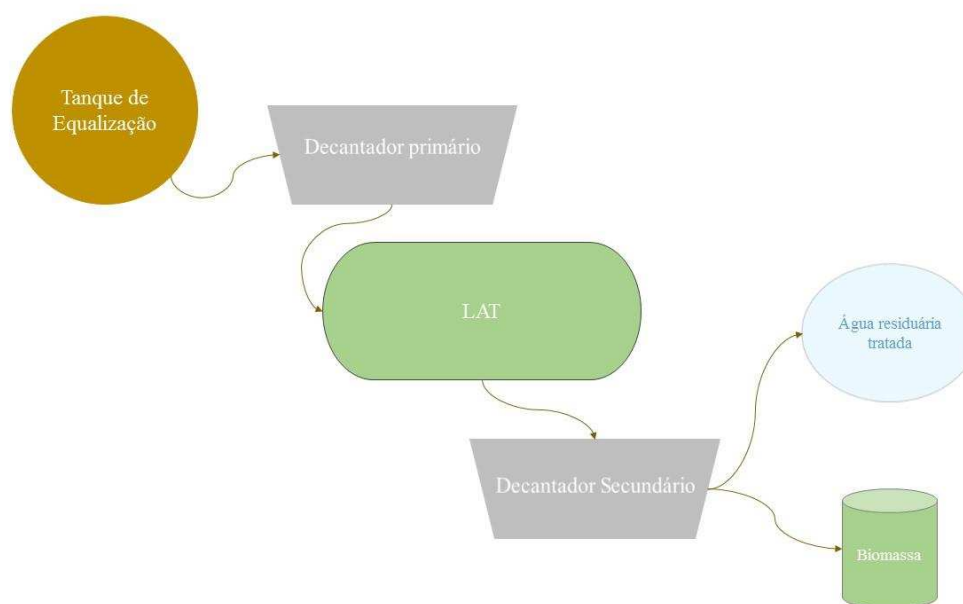


Figura 3 - Unidade de tratamento de águas residuárias e produção de biomassa.

### 3.3 Avaliação dos custos

Para a avaliação econômico-financeira do projeto, foram consideradas a estrutura de custos e receitas do cenário sem a implantação do sistema de tratamento (POL) e o cenário com a implantação do sistema de tratamento (ETAR). No cenário ETAR, os investimentos consideram a implantação do projeto e as despesas da sua operação estão contempladas nos custos de manutenção.

### 3.3.1 Cenário sem a implantação do sistema de tratamento (POL)

A Figura 02 mostra o ciclo produtivo do leite dentro da propriedade rural e os fluxos que relacionam os subprodutos gerados e utilizados entre as duas fases. Na propriedade o resíduo sólido produzido (estrupe) na área de descanso é armazenado e aplicado duas vezes ao ano na pastagem, sendo que a utilização deste não dispensa a utilização do fertilizante químico convencional.

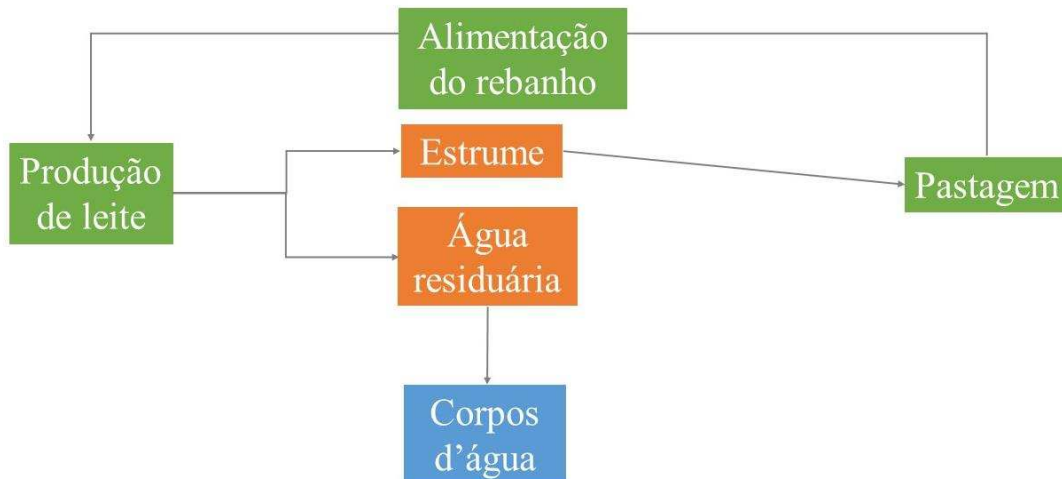


Figura 4 – Cenário 1: produção de leite, resíduos e destinação dos mesmos na atividade.

A ordenha ocorre diariamente, 2 vezes ao dia. Neste processo ocorre consumo de água, energia e geração de resíduos. A água é utilizada para limpeza das peças utilizadas e da sala de ordenha, além da irrigação. A produção anual de resíduos, considerando água residuária e estrume, está em torno de 550m<sup>3</sup> de água de limpeza e 275.000 Kg de estrume. A água residuária gerada apresenta uma elevada carga orgânica e com potencial poluidor, embora o produtor a descarte, sem qualquer tratamento prévio.

Os valores de manutenção do sistema, consideram, no caso do fertilizante mineral, a aquisição do produto e a sua aplicação e, no caso da biomassa, o custo da produção, o custo de aplicação, consumo de energia e mão de obra.

### 3.3.2 Cenário com a implantação do sistema de tratamento

A propriedade gera anualmente, no processo de ordenha, aproximadamente 550 m<sup>3</sup> de água residuária. Tendo em vista a produção contínua e diária, em todos os dias do ano, a Figura 03 ilustra o sistema proposto.

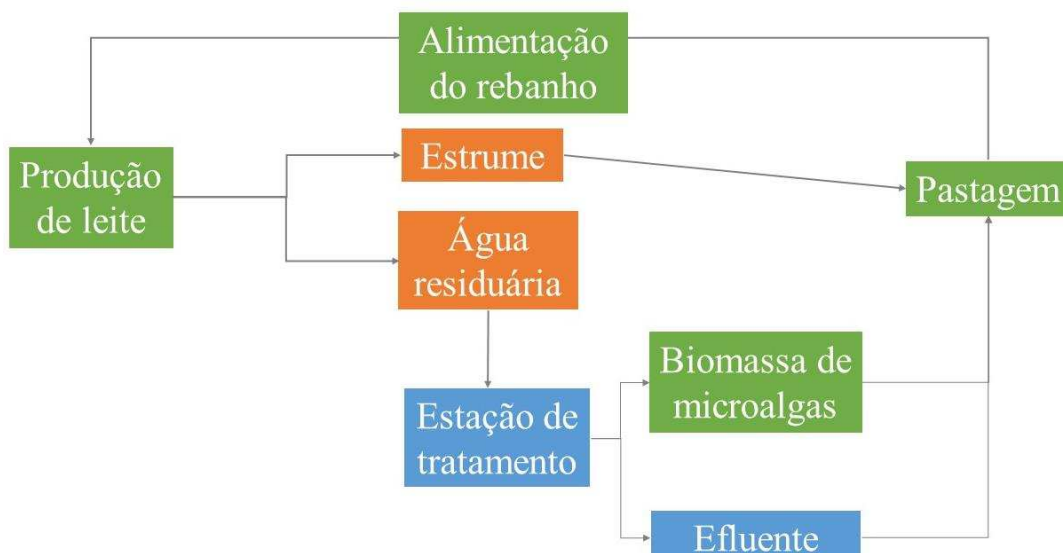


Figura 5 - Cenário 2: produção de leite, tratamento da água residual gerada.

A biomassa produzida no sistema de tratamento proposto apresenta as seguintes características  $P_{total} = 1992 \text{ mg L}^{-1}$ ;  $NTK = 1657,42 \text{ mg L}^{-1}$ ;  $COT = 67,38 \text{ mg L}^{-1}$ ; Umidade = 97,34%;  $pH = 8,4$  e elementos traço:  $As = <0,01 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $Ba = 1,32 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $B = 0,55 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $Cd = 0,001 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $Pb = 0,022 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $Cu = 0,52 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $Cr = 0,097 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $Hg = <0,0002$ ,  $Mo = <0,050 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $Ni = 0,075 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $Zn = 0,005 \text{ mg L}^{-1}$ .

O custo de produção desta biomassa ficou em torno de R\$ 11,00 (onze reais) por quilo produzido, preço este bem acima dos fertilizantes nitrogenados ofertados no mercado R\$ 3,5 (três reais e cinquenta centavos), aproximadamente.

A biomassa produzida a partir do tratamento da água residual da sala de ordenha da propriedade, suprirá a demanda de adubação para a pastagem, sem contar que o efluente poderá ser utilizado na irrigação, economizando o uso de água azul.

Os custos de implantação da estação de tratamento de água residual (ETAR) e produção de biomassa foram agrupados em materiais, mão-de-obra de construção e horas-máquina de escavação e ficaram em torno de R\$ 43.300,00, e compõem o valor do investimento. Também compõem o investimento uma taxa de risco de 5%. Para fins de cálculo, o investimento foi considerado no ano zero. A mão-de-obra ocupada na estação de tratamento, bem como no espalhamento do adubo foi considerada custo operacional. No caso do fertilizante mineral, o custo operacional envolveu a aquisição e aplicação do mesmo. A Tabela 2 apresenta os valores utilizados na AVE.

Tabela 19 - Dados para análise de viabilidade econômica.

<b>30 vacas</b>		
<b>Investimento (estrutura da estação de tratamento)</b>		
Pás+Motor	R\$	10.000,00
m <sup>2</sup> geomembrana	R\$	1.320,00
Movimentação de terra	R\$	1.150,00
Compactação	R\$	1.000,00
Encanamentos	R\$	847,00
Elétrica	R\$	5.000,00
Kit fotovoltaico	R\$	10.000,00
Decantador	R\$	6.000,00
Solo para construção	R\$	1.500,00
Irrigação	R\$	5.000,00
Bombas colheita	R\$	1.500,00
Preço das vacas	R\$	90.000,00
<b>Investimento</b>	R\$	133.317,00
<b>Manutenção</b>	R\$	142.800,00
<b>Total</b>	R\$	276.117,00
<b>Custo (m<sup>3</sup>/R\$)</b>	R\$	6.018,24

A taxa de juros utilizada foi de 6% ao ano, de acordo com valores praticados pelo Banco Central do Brasil. A taxa mínima de atratividade (TMA), ou seja, o valor mínimo que o investidor se propõe a ganhar, foi de 6,5% (de acordo com a Taxa Selic em janeiro de 2018). A análise de sensibilidade para os cenários foi realizada, avaliando a variação do investimento ( $\pm 15\%$ ), dos fluxos de caixa ( $\pm 10\%$ ) e de vida útil do projeto (entre 10 e 15 anos).

Na busca de uma análise de viabilidade mais consistente e, considerando comentários apresentados na literatura (AZEVEDO FILHO, 1995; ROSS; WESTERFIELD; JAFFE, 1996) que sugerem, devido à algumas limitações, que a TIR não deve ser utilizada como o único método de avaliação de projetos, mas, sim, acompanhada do VPL, e comparada à TMA para a conclusão sobre a aceitação ou não da proposta; sendo esta atrativa quando excede a TMA. Da mesma forma, Azevedo Filho (1995) aponta que o projeto se torna economicamente inviável se o VPL for menor que zero e que quanto maior ele for, mais atrativo é o projeto. A relação custo/benefício, ou seja, o quociente entre o somatório dos benefícios e custos, também foi avaliada e, segundo Azevedo Filho (1995), quando esta for maior ou igual a 1 o projeto é atrativo. Como pode-se perceber pela Tabela 3, o cenário da implantação da ETAR mostrou-se viável.

Tabela 20 - Resultado AVE.

Parâmetros	30 vacas	
	Fertilizante Mineral	Biomassa de microalgas
<b>TMA (%)</b>	6,5	6,5
<b>TIR (%)</b>	14,79	9,96
<b>VPL (R\$)</b>	R\$ 108.020,11	R\$ 103.400,26
<b>Vida útil projeto (anos)</b>	15	15
<b>Custo/benefício</b>	1,2	0,77
<b>Payback (anos)</b>	6	7

TMA – taxa mínima de atratividade, TIR – taxa interna de retorno, VPL – valor presente líquido.

Ante ao cenário econômico encontrado, cabe ressaltar que, a implantação da ETAR, permitirá a transformação de um resíduo em insumo, impactando positivamente nos custos, e mais ainda no meio ambiente. Outro fato relevante da proposta é que, a biomassa produzida, a partir do tratamento da água residuária da sala de ordenha atenderá ao consumo de fertilizante nitrogenado da propriedade. Em se tratando de ganhos ambientais é válido ressaltar que toda a água residuária produzida será tratada, permitindo o seu uso para irrigação, evitando-se assim a utilização de água limpa (azul, dentro dos conceitos de pegada hídrica) para a manutenção das condições favoráveis para o desenvolvimento da pastagem.

A análise de sensibilidade para os dois cenários apresentou resultados favoráveis, cabendo destaque ao cenário em que o investimento 15% maior que o previsto, trabalhará com 10% a menos com o fluxo de caixa, em um tempo de vida útil de 15 anos.

Análises de viabilidade econômica utilizando estes mesmos índices (TIR, TMA, VPL) foram realizadas também por outros pesquisadores, que conseguiram resultados favoráveis em suas pesquisas.

Machado Neto et al. (2018) analisaram o cultivo de duas cultivares de tomate com adubação orgânica e em ambiente protegido, utilizando a mesma metodologia desta pesquisa, buscando uma proposta de rentabilidade e com menor impacto social. Concluíram que o cultivo de ambas as cultivares é viável, cabendo destaque agro econômico para a cultivar Siluet.

Santanna et al. (2016) avaliando o uso de nitrato de cálcio em substituição ao farelo de soja na dieta de ruminantes sobre a mitigação do metano entérico visando determinar os custos com a dieta do animal e os custos marginais de abatimento de carbono concluíram, a partir de uma AVE que, a venda de crédito de carbono não alterou o VPL, embora a inclusão de nitrato a 1,5 e 3% na dieta animal tenha se mostrado economicamente viável, com redução no valor das dietas (R\$ 5,89 e 5,81 vaca<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup>, respectivamente) em comparação com a dieta controle (R\$ 6,13 vaca<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup>), além de contribuir para redução de gases de efeito estufa.



Em relação à quantidade de fertilizante aplicado numa cultura, cabe a consideração de que, se o manejo for feito de forma correta, a tendência é que cada vez mais o solo reduza a necessidade de nutrientes. Cabe a consideração que estamos trabalhando com um produto (biomassa algal), que tem, na sua essência a presença de microrganismos de fundamental importância para a atividade microbiológica do solo, além de propriedades diferenciadas em relação aos fertilizantes minerais.

Para a realização desta proposta, foram realizadas avaliações em relação ao tratamento de águas residuárias da bovinocultura leiteira em LATs, aplicação da biomassa algal produzida, bem como monitoramento do solo e da pastagem. A adubação com a biomassa de microalgas comparativamente ao fertilizante químico convencional se mostrou viável também pelo rendimento da planta, bem como pelas características químicas do solo.

#### 4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

- A implantação de sistemas de tratamento de águas residuárias em fazendas produtoras de leite é economicamente viável;
- Do ponto de vista econômico, os custos de produção de biomassa de microalgas ainda não são competitivos em comparação com os fertilizantes minerais, embora o uso desta biomassa seja ambientalmente correto;
- A aplicação da biomassa de microalgas como condicionante do solo merece investigações;
- A aplicação da biomassa de microalgas como biofertilizante para a cultura de *Brachiaria brizantha* produziu efeitos similares aos de um fertilizante mineral convencional.

#### 5. REFERÊNCIAS

ALCANTARA, C. et al. Microalgae-based Wastewater Treatment. **Handbook of Marine Microalgae: Biotechnology Advances**, p. 439–455, 2015.

ALVES, E. Leite: o que determinam os custos. **Revista Balde Branco**, v. 35, p. 38–40, 1999.

ARAÚJO, A. S. F. DE; MONTEIRO, R. T. R. Indicadores biológicos de qualidade do solo. **Bioscience Journal**, v. 23, n. 3, p. 66–75, 2007.

ARBIB, Z. et al. Long term outdoor operation of a tubular airlift pilot photobioreactor and a high rate algal pond as tertiary treatment of urban wastewater. **Ecological Engineering**, v. 52, p. 143–153, 2013.

AZEVEDO FILHO, A. J. B. . **Elementos de matemática financeira e análise de projeto de investimento**. Série didá ed. Piracicaba, SP: ESALQ, 1995.

BERTONCINI, E. I. T Ratamento De Efluentes E Reúso Da Água No Meio Agrícola. **Revista Tecnologia e Inovação Agropecuária**, p. 152–169, 2008.

BOELEEE, N. C. et al. Scenario analysis of nutrient removal from municipal wastewater by microalgal biofilms. **Water**, v. 4, p. 460–473, 2012.

BOLAN, N. S. et al. Integrated treatment of farm effluents in New Zealand’s dairy operations. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 22, p. 5490–5497, 2009.

BOUSSIBA, S. et al. Lipid and Biomass Production by the Halotolerant Microalga *Nannochloropsis-Salina*. **Biomass**, v. 12, p. 37–47, 1987.

BRASIL, B. S. A. F.; SILVA, F. C. P.; SIQUEIRA, F. G. Microalgae biorefineries: The Brazilian scenario in perspective. **New Biotechnology**, v. 39, n. February, p. 90–98, 2017.

CABANELAS, I. T. D. et al. Comparing the use of different domestic wastewaters for coupling microalgal production and nutrient removal. **Bioresource Technology**, v. 131, p. 429–436, 2013.

CAI, T.; PARK, S. Y.; LI, Y. Nutrient recovery from wastewater streams by microalgae: Status and prospects. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 19, p. 360–369, 2013.

CASTRO, J. DE S. et al. Microalgae biofilm in soil: Greenhouse gas emissions, ammonia volatilization and plant growth. **Science of the Total Environment**, v. 574, p. 1640–1648, 2017.

CHEN, C. Y. et al. Cultivation, photobioreactor design and harvesting of microalgae for biodiesel production: a critical review. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 1, p. 71–81, 2011.

CHOJNACKA, K.; MARQUEZ-ROCHA, F. J. Kinetic and stoichiometric relationships of the energy and carbon metabolism in the culture of microalgae. **Biotechnology**, v. 3, n. 1, p. 21–34, 2004.

COMINO, E.; RIGGIO, V. A.; ROSSO, M. Biogas production by anaerobic co-digestion of cattle slurry and cheese whey. **Bioresource Technology**, v. 114, p. 46–53, 2012.

CONAMA. **Resolução Conama 54/2005** BrasilDiário Oficial da União, , 2005.

CONAMA. **Resolução CONAMA 430/2011**Diário Oficial da UniãoBrasil, 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>

COPPENS, J. et al. The use of microalgae as a high-value organic slow-release fertilizer results in tomatoes with increased carotenoid and sugar levels. **Journal of Applied Phycology**, p. 2367–2377, 2016.

CRAGGS, R. J. et al. Algal biofuels from wastewater treatment high rate algal ponds. **Water Science and Technology**, v. 63, n. 4, p. 660–665, 2011.

DAIRYNZ. **Practice Note 27 - Dairy Farm Infrastructure** DairyNZ, , 2013.

DAIRYNZ. **A farmer's Guide to Building a New Effluent Storage Pond**. Version 3 ed. Hamilton, NZ: [s.n.].

DAIRYNZ. **Stand-off pads**. Version 2 ed. Hamilton, NZ: DairyNZ, 2017.

DE GODOS, I. DE et al. Long-term operation of high rate algal ponds for the bioremediation of piggery wastewaters at high loading rates. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 19, p. 4332–4339, 2009.

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J. W. et al. (Eds.). . **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison: SSSA, 1994. p. 3–21.

FAO. **World fertilizer trends and outlook to 2018** Roma Food and Agriculture Organization of the United Nations, , 2015.

FBB, F. B. DO B.; IICA, I. I. DE C. PARA A. Desenvolvimento Regional Sustentável - Bovinocultura de leite. v. 1, p. 60, 2010.

GITMAN, L. J. **Princípios de administração financeira**. 12. ed. ed. São Paulo/SP: Pearson Prentice Hall, 2010.

GOEL, A. K. et al. Use of bio-fertilizers: potential, constraints and future strategies review. **International Journal of Tropical Agriculture**, v. 17, p. 1–18, 1999.

GOTTSCHALL, N. et al. The role of plants in the removal of nutrients at a constructed wetland treating agricultural (dairy) wastewater, Ontario, Canada. **Ecological Engineering**, v. 29, n. 2, p. 154–163, 2007.

GOUVEA, L. et al. *Neochloris oleabundans* UTEX #1185: a suitable renewable lipid source for biofuel production. **Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology**, v. 36, p. 821–826, 2009.

IBGE. **Censo Agropecuário**. Disponível em: <<https://censos.ibge.gov.br/agro/2017/resultados-censo-agro-2017.html>>.

HENA, S.; FATIMAH, S.; TABASSUM, S. “Cultivation of Algae Consortium in a Dairy Farm Wastewater for Biodiesel Production.” *Water Resources and Industry* 10. Elsevier: 1–14. 2015. doi:10.1016/j.wri.2015.02.002.

ISLAM, K. R.; WEIL, R. R. Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v. 79, n. 1, p. 9–16, 2000.

KUMARI, R.; KAUR, I.; BHATNAGAR, A. K. Effect of aqueous extract of *Sargassum*

johnstonii Setchell & Gardner on growth, yield and quality of *Lycopersicon esculentum* Mill. **Journal of Applied Phycology**, v. 23, p. 623–633, 2011.

KURANO, N. et al. Fixation and utilization of carbon dioxide by microalgal photosynthesis. **Energy Conversion and Management**, v. 36, p. 689–692, 1995.

LABBÉ, J. I. et al. Microalgae Growth in Polluted Effluents from the Dairy Industry for Biomass Production and Phytoremediation. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 5: 635–643. 2017. doi:10.1016/j.jece.2016.12.040.

LEDDA, C. et al. Nitrogen and water recovery from animal slurries by a new integrated ultrafiltration, reverse osmosis and cold stripping process: A case study. **Water Research**, v. 47, n. 16, p. 6157–6166, 2013.

LEDDA, C. et al. Integration of microalgae production with anaerobic digestion of dairy cattle manure: an overall mass and energy balance of the process. **Journal of Cleaner Production**, v. 112, p. 103–112, 2016.

LEVINE, R. B., CONSTANZA-ROBINSON, M. S., SPATAFORA, G. A. Neochloris Oleoabundans Grown on Anaerobically Digested Dairy Manure for Concomitant Nutrient Removal and Biodiesel Feedstock Production. **Biomass and Bioenergy**, v. 35 n. 1, p. 40–49. 2011. doi:10.1016/j.biombioe.2010.08.035.

LUOSTARINEN, S. A.; RINTALA, J. A. Anaerobic on-site treatment of black water and dairy parlour wastewater in UASB-septic tanks at low temperatures. **Water Research**, v. 39, n. 2–3, p. 436–448, 2005.

MACDONALD, G. et al. **Agronomic phosphorus imbalances across the world's croplands**. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. **Anais...**2011

MACHADO NETO, A. DA S. et al. Costs, viability and risks of organic tomato production in a protected environment. **Revista Ciência Agronômica**, v. 49, n. 4, p. 584–591, 2018.

MANDAL, S.; MALLICK, N. Microalga *Scenedesmus obliquus* as a potential source for biodiesel production. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 84, p. 281–291, 2009.

MANDIMBA, G. R. et al. Nodulated Legumes as green manure: an alternative source of nitrogen for non-fixing and poor fixing crops. **International Journal of Tropical Agriculture**, v. 16, p. 131–145, 1998.

MAPA. **Instrução Normativa 62** Brasil Diário Oficial da União, , 2011.

MARKS, E. A. N. et al. Application of a microalgal slurry to soil stimulates heterotrophic activity and promotes bacterial growth. **Science of the Total Environment**, v. 605–606, p.

610–617, 2017.

MASON, I. G. Performance of a facultative waste stabilization pond treating dairy shed wastewater. **Transactions of the ASAE**, n. 40, p. 211–218, 1997.

MOLINUEVO-SALCES, B.; GARCÍA-GONZÁLEZ, M. C.; GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, C. Performance comparison of two photobioreactors configurations (open and closed to the atmosphere) treating anaerobically degraded swine slurry. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 14, p. 5144–5149, 2010.

MULBRY, W. et al. Recycling of manure nutrients: Use of algal biomass from dairy manure treatment as a slow release fertilizer. **Bioresource Technology**, v. 96, n. 4, p. 451–458, 2005.

MULBRY, W. et al. Optimization of an Oil Extraction Process for Algae from the Treatment of Manure Effluent. **Journal of the American Oil Chemists Society**, v. 86, n. 9, p. 909–915. 2009. doi:10.1007/s11746-009-1432-1.

NATEL, A. S. et al. Otimização da pecuária nacional de forma sustentável Optimization of the national livestock sustainably. **Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal**, v. 17, n. 3, p. 529–544, 2016.

OHSE, S. et al. Produção de biomassa e teores de carbono, hidrogênio, nitrogênio e proteína em microalgas. **Ciência Rural**, v. 39, n. 6, p. 1760–1767, 2009.

PAYEN, S.; FALCONER, S.; LEDGARD, S. F. Science of the Total Environment Water scarcity footprint of dairy milk production in New Zealand – A comparison of methods and spatio-temporal resolution. **Science of the Total Environment**, v. 639, p. 504–515, 2018.

PEREIRA, N. R. et al. COSTA, T. C. C. et al. Favorabilidade de terras para a agricultura familiar... 5. p. 5–47, 2005.

PETERSEN, S. O. et al. Recycling of livestock manure in a whole-farm perspective. **Livestock Science**, v. 112, n. 3, p. 180–191, 2007.

PETROBRAS. **Petrobras - Fatos e Dados - Entenda por que investimos em fertilizantes**. Disponível em: <<http://www.petrobras.com.br/fatos-e-dados/entenda-por-que-investimos-em-fertilizantes.htm>>. Acesso em: 11 jul. 2017.

PIRES, J. C. M. et al. Wastewater treatment to enhance the economic viability of microalgae culture. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 20, n. 8, p. 5096–5105, 2013.

PITTMAN, J. K.; DEAN, A. P.; OSUNDEKO, O. The potential of sustainable algal biofuel production using wastewater resources. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 1, p. 17–25, 2011.

PRAJAPATI, S. K. et al. Algae mediated treatment and bioenergy generation process for handling liquid and solid waste from dairy cattle farm. **Bioresource Technology**, v. 167, p.

260–268, 2014.

PRASANNA, R. et al. Evaluating the efficacy of cyanobacterial formulations and biofilmed inoculants for leguminous crops. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 60, n. 3, p. 349–366, 2014.

QIN, L. et al. Cultivation of *Chlorella vulgaris* in dairy wastewater pretreated by UV irradiation and sodium hypochlorite. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 172, n. 2, p. 1121–1130, 2014.

QUAYE, A. et al. Impacts of Paper Sludge and Manure on Soil and Biomass Production of Willow. **Biomass and Bioenergy**, v. 35, n. 7, p. 2796–2806. 2011. doi:10.1016/j.biombioe.2011.03.008.

RAWAT, I. et al. Dual role of microalgae: Phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production. **Applied Energy**, v. 88, n. 10, p. 3411–3424, 2011.

RENUKA, N. et al. biofertilizer for wheat Exploring the efficacy of wastewater-grown microalgal biomass as a biofertilizer for wheat. **Environ Sci Pollut Res**, n. December, 2015.

RENUKA, N. et al. Exploring the efficacy of wastewater-grown microalgal biomass as a biofertilizer for wheat. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 2, n. 7, p. 6608–6620, 2016.

RENUKA, N. et al. Microalgae as multi-functional options in modern agriculture : current trends , prospects and challenges. **Biotechnology Advances**, v. 36, n. 4, p. 1255–1273, 2018.

RIAÑO, B.; MOLINUEVO, B.; GARCÍA-GONZÁLEZ, M. C. Treatment of fish processing wastewater with microalgae-containing microbiota. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 23, p. 10829–10833, 2011.

RICO, C.; GARCÍA, H.; RICO, J. L. Physical-anaerobic-chemical process for treatment of dairy cattle manure. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 3, p. 2143–2150, 2011.

ROCHA, D. T. DA; CARVALHO, G. R. **Anuário Leite 2018 - Indicadores , tendências e oportunidades para quem vive no setor leiteiro**São Paulo/SPEmbrapa Gado de Leite, , 2018.

Disponível em: <[www.embrapa.br/gado-de-leite](http://www.embrapa.br/gado-de-leite)>

ROSS, S. A.; WESTERFIELD, R. W.; JAFFE, J. F. **Administração financeira**. São Paulo: Atlas S.A, 1996.

ROVIROSA, N. et al. An integrated system for agricultural wastewater treatment. **Water Science and Technology**, v. 32, n. 12, p. 165–171, 1995.

RUANE, E. M. et al. On-farm treatment of dairy soiled water using aerobic woodchip filters.

- Water Research**, v. 45, n. 20, p. 6668–6676, 2011.
- SÁNCHEZ MIRÓN, A. et al. Shear stress tolerance and biochemical characterization of *Phaeodactylum tricornutum* in quasi steady-state continuous culture in outdoor photobioreactors. **Biochemical Engineering Journal**, v. 16, n. 3, p. 287–297, 2003.
- SELVARAJAH, N. Farm effluent management regulation in the Waikato region. **New Zealand Soil News**, n. 47, p. 5–11, 1999.
- SEUFERT, V.; RAMANKUTTY, N.; FOLEY, J. A. Comparing the yields of organic and conventional agriculture. **Nature**, v. 485, n. 7397, p. 229–232, 2012.
- SINGH, J. S.; PANDEY, V. C.; SINGH, D. P. Efficient soil microorganisms: A new dimension for sustainable agriculture and environmental development. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 140, n. 3–4, p. 339–353, 2011.
- TRIPATHI, R. D. et al. Role of blue green algae biofertilizer in ameliorating the nitrogen demand and fly-ash stress to the growth and yield of rice (*Oryza sativa* L.) plants. **Chemosphere**, v. 70, n. 10, p. 1919–1929, 2008.
- TOUMI, J. et al. Microbial Ecology Overview during Anaerobic Codigestion of Dairy Wastewater and Cattle Manure and Use in Agriculture of Obtained Bio-Fertilisers. **Bioresource Technology** v. 198. p. 141–149. 2015. doi:10.1016/j.biortech.2015.09.004.
- WANG, L. et al. Anaerobic digested dairy manure as a nutrient supplement for cultivation of oil-rich green microalgae *Chlorella* sp. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 8, p. 2623–2628, 2010.
- WANG, X. et al. Effects of temperature and Carbon-Nitrogen (C/N) ratio on the performance of anaerobic co-digestion of dairy manure, chicken manure and rice straw: Focusing on ammonia inhibition. **PLoS ONE**, v. 9, n. 5, p. 1–7, 2014.
- WILKIE, A. C.; MULBRY, W. W. Recovery of dairy manure nutrients by benthic freshwater algae. **Bioresource Technology**, v. 84, p. 81–91, 2002.
- WOERTZ, I.; FULTON, L. LUNDQUIST, T. Nutrient Removal & Greenhouse Gas Abatement with CO<sub>2</sub> Supplemented Algal High Rate Ponds. **Proceedings of the Water Environment Federation Annual Conference**, Water Environment Federation, p. 7924–7936. 2009. doi:10.2175/193864709793900177.
- YILMAZ, E.; SÖNMEZ, M. Soil & Tillage Research The role of organic / bio – fertilizer amendment on aggregate stability and organic carbon content in different aggregate scales. **Soil & Tillage Research**, v. 168, p. 118–124, 2017.
- YOO, C. et al. Selection of microalgae for lipid production under high levels carbon dioxide.

**Bioresource Technology**, v. 101, p. S71–574, 2010.

ZHANG, S. et al. Evaluation of plant growth-promoting rhizobacteria for control of Phytophthora blight on squash under greenhouse conditions. **Biological Control**, v. 53, p. 129–135, 2010.

ZOCCAL, R. A força do agro e do leite no Brasil. **Balde Branco**, 2017.

ZOCCAL, R. **Anuário Leite 2018 - Indicadores , tendências e oportunidades para quem vive no setor leiteiro**. São Paulo/SPEmbrapa Gado de Leite, , 2018.

ZHU, L. D.; HILTUNEN, E. Application of Livestock Waste Compost to Cultivate Microalgae for Bioproducts Production: A Feasible Framework. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. v. 54, p. 1285–1290. 2016. doi:10.1016/j.rser.2015.10.093.



## CONCLUSÃO GERAL

- As LATs mostraram-se favoráveis ao tratamento da água residuária da sala de ordenha da bovinocultura, proporcionando o crescimento de biomassa;
- A utilização da biomassa de microalgas como fonte fertilizante para o sistema solo/planta apresentou comportamento similar à adubação química;
- A análise de viabilidade econômica mostrou que a implantação de um sistema de tratamento de águas residuárias em uma propriedade produtora de leite é totalmente viável, em termos financeiros.

## **RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS**

A bovinocultura leiteira tem se voltado para questões de genética e alimentação do rebanho, deixando de lado os problemas ambientais advindos da atividade. O volume de resíduos gerado merece atenção especial e pode ser amenizado a partir do tipo de criação utilizado.

Existe um amplo universo a ser explorado em relação às microalgas, especialmente no que tange o tratamento de águas residuárias e, especialmente, o aproveitamento da biomassa gerada neste. No caso das produção de biomassa de microalgas na atividade leiteira, os estudos são poucos, e na maioria das vezes, em escala laboratorial.

A aplicação de fertilizantes biológicos estimula a simbiose entre a biomassa de microalgas e as raízes das plantas e merece investigações mais aprofundadas, tendo em vista que o desenvolvimento da parte aérea ocorre em resposta ao trabalho das raízes junto ao solo.

Avaliações em relação à aplicação da biomassa de microalgas em um maior espaço de tempo devem ser consideradas, pois como este é um fertilizante de liberação lenta, algumas respostas, positivas ou negativas, em relação à sua utilização não necessariamente acontecem em curto espaço de tempo e também podem variar com as condições ambientais.

Pesquisas considerando a biomassa de microalgas advinda do tratamento da água residuária da sala de ordenha como fonte fito-hormonal para o desenvolvimento de pastagens podendo substituir fito-hormônios comerciais devem ser incentivadas.

A alimentação de lagoas de alta taxa com os efluentes da digestão anaeróbia vem sendo pesquisada há algum tempo. Como apresentado nesta pesquisa, os dejetos da bovinocultura são passíveis de tratamento via digestão anaeróbia. O biogás gerado nesse processo pode fornecer energia para alimentar uma fazenda de leite. Em termos de análise de viabilidade econômica, fica a proposta para avaliação da implantação de um sistema de DA conjuntamente com as LATs.