



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE
ALIMENTOS**

**ESTABILIZAÇÃO DE LODO DE LAGOAS DE TRATAMENTO
BIOLÓGICO DE EFLUENTES VIA DESNITRIFICAÇÃO**

Orientador: Prof. Dr. Marco Di Luccio
Coorientadores: Dr. Airton Kunz
Prof. Dra. Helen Treichel

**FLORIANÓPOLIS - SC
2019**

Heitor Henriques Guedes Mutchamua

**ESTABILIZAÇÃO DE LODO DE LAGOAS DE TRATAMENTO
BIOLÓGICO DE EFLUENTES VIA DESNITRIFICAÇÃO**

Dissertação submetida ao Programa
de Pós-graduação Engenharia de
Alimentos da Universidade Federal
de Santa Catarina para a obtenção do
Grau de Mestre em Engenharia de
Alimentos

Orientador: Prof. Dr. Marco Di
Luccio

Coorientadores: Dr. Airton Kunz
Profª. Dra. Helen Treichel

Florianópolis
2019

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária
da UFSC.

Mutchamua, Heitor Henriques Guedes

Estabilização de Lodo de Lagoas de Tratamento Biológico de Efluentes Via
Desnitrificação / Heitor Mutchamua Mutchamua ; orientador, Marco Di Luccio ;
coorientador, Airton Kunz ; coorientador, Helen Treichel. 2019.

79 p.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Centro
Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Alimentos,
Florianópolis, 2019.

Inclui referências.

1. Engenharia de Alimentos. 2. Carbono. 3. Desnitrificação. 4. Estabilização.
I. Di Luccio, Marco. II. Kuns, Airton. III. Treichel, Helen. IV. Universidade
Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de
Alimentos. V. Título.

Heitor Henriques Guedes Mutchamua

ESTABILIZAÇÃO DE LODO DE LAGOAS DE TRATAMENTO BIOLÓGICO DE EFLUENTES VIA DESNITRIFICAÇÃO

Esta Dissertação foi julgada para obtenção do Título de “Mestre” e aprovada em sua forma final pelo Programa Pós-graduação em Engenharia de Alimentos da Universidade Federal de Santa Catarina

Profa. Dra. Sandra Regina Salvador Ferreira
Coordenadora do Curso

Prof. Dr. Marco Di Luccio
Orientador
Universidade Federal de Santa Catarina

Profa. Dra. Helen Treichel
Coorientadora
Universidade Federal Fronteira Sul

Dr. Airton Kunz
Coorientador
Empresa Brasileira de Pesquisa Agro-pecuária-Suínos e Aves

Banca Examinadora:

Dr. Airton Kunz
Empresa Brasileira de Pesquisa Agro-pecuária-Suínos e Aves

Dr. Guilherme Zin
Universidade Federal de Santa Catarina

Profa. Dra. Camila Michels
Universidade Federal de Santa Catarina

Florianópolis, 08 de Fevereiro de 2019.

Dedico este trabalho a minha mãe **Rosa Henrique** por ter me dado à vida, acima tudo por ter conseguido me inserir neste mundo da ciência.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar agradecer a Deus por está oportunidade de continuar com os estudos, acima de tudo pela proteção que me confere nas diferentes odisseias da vida.

A Universidade Federal de Santa Catarina, em particular ao corpo docente, membros do corpo administrativo, todos os funcionários e colegas por terem me acolhido nesta casa de produção de conhecimentos.

Ao meu orientador, **Dr. Marco Di Luccio**, pela sua disponibilidade desde o primeiro contato, ensinamentos e pelas suas qualidades humanas demonstradas durante o trabalho.

Ao meu coorientador, **Dr. Airton Kunz**, por ter me oferecido oportunidade de trabalhar no seu grupo de pesquisa e por ter me mostrado outra forma de estar no mundo da academia.

A professora **Helen Treichel**, pela sua contribuição na concepção da ideia do trabalho.

A **Embrapa-Suínos e Aves**, em especial aos funcionários **Dr. Ricardo Steimentz e Dra Fabiane Antes**, pelos conhecimentos transmitidos.

Aos colegas do Laboratório de Experimentação e Análise Ambiental (LEAA) da Embrapa, em especial **Alice, Ana, Gabriela, Vitoria, Wiliam Michelon, Angelica, Camila, João Avila, João Ferrari, Deise, Gustavo, Fernanda, Bruno, Santiago, Taís, e Wiliam Menegali**, por terem partilhado comigo os diferentes momentos deste trabalho.

A **Empresa Master**, em especial aos integrantes do projeto “Sistema de tratamento de efluentes da suinocultura”, **Marco, Sangoi, Daniela, Marcelo e Edmilson**, pela ajuda oferecida para realização do trabalho.

Ao **Governo de Moçambique**, em especial ao **Ministério da Ciência e Tecnologia, Ensino Superior e Técnico Profissional** pela concessão da bolsa.

Ao **Instituto Superior Politécnico de Gaza**, em especial aos colegas e aos estudantes por sempre me acarinharem para continuar nesta caminhada longa.

Aos meus “segundos pais” **Patricina Simões e Mateus Henrique**, pela sua contribuição no meu desenvolvimento humano.

A minha **família e amigos** por me fazer acreditar que posso vencer nas batalhas da vida.

A todos **muito obrigado!**

“A sabedoria é melhor que ouro e a prata”.
(Marley, 1980)

RESUMO

A desnitrificação é um processo biológico caracterizado pelo consumo de nitrato, em que os agentes do processo são bactérias heterotróficas, que necessitam na sua atividade de uma fonte de carbono biodisponível/teor de carbono. Sendo assim, pode-se utilizar este processo para reduzir a matéria orgânica em lagoas de tratamento (ou armazenamento) que apresentam alta deposição de lodo, geralmente já desativadas. Nesse âmbito realizou-se um estudo com o objetivo de avaliar o uso da desnitrificação na estabilização de lagoas assoreadas de tratamento de efluentes agroindustriais e pecuários. O experimento foi realizado em três etapas: A primeira etapa que consistiu num estudo exploratório com o objetivo determinar velocidade de consumo de nitrato na mistura (Lodo e solução), em lodos com teores de carbono orgânico total (COT) de 2504 mg L⁻¹(Floto), 524,20 mg L⁻¹(BLC) e 260,20 mg L⁻¹ (Lagoa assoreada) em que foram misturados com uma solução de nitrato a 300 mgN-NO₃⁻ L⁻¹ obtida a partir NaNO₃ e colocados em béqueres de 4 L, numa proporção de 75% solução e 25% lodo. Na segunda etapa foi determinada a taxa de consumo de nitrato e carbono nos lodos (floto, lagoa assoreada e na mistura de 1kg do Floto e 1kg de lagoa assoreada), quanto a proporção (lodo e solução) foi usada mesma da primeira etapa, colocada em tubos *falcon* de 50 ml usando somente o volume de 40ml. A terceira etapa foi determinada taxa de consumo nitrato em uma mistura igual a primeira etapa em béqueres de 4L em um sistema com homogeneização, em que foram homogeneizados manualmente com uma espátula numa frequência de 10 vezes de um a dois períodos por dia, de acordo com o delineamento experimental estabelecido. No estudo exploratório a velocidade de consumo de nitrato nos lodos Floto, BLC e Lagoa é de 109 mgN-NO₃⁻ L⁻¹ d⁻¹, 26 mgN-NO₃⁻ L⁻¹ d⁻¹ e 21 mgN-NO₃⁻ L⁻¹ d⁻¹ respectivamente. Na segunda etapa, a velocidade de consumo de nitrato nos lodos Floto, mistura (Floto e Lago assoreada) e Lagoa assoreada é de 195,5 mgN-NO₃⁻ L⁻¹ d⁻¹, 53,33 mgN-NO₃⁻ L⁻¹ d⁻¹ e 28,5 mgN-NO₃⁻ L⁻¹ d⁻¹ respectivamente, enquanto que a velocidade de consumo de carbono foi de 1255 mg.L⁻¹d⁻¹, 178,33 mg.L⁻¹ d⁻¹ e 24,5 mg.L⁻¹ d⁻¹ . Na terceira etapa, a velocidade de consumo de nitrato nos lodos Floto, BLC e Lagoa é de 122,40 mgN-NO₃⁻ L⁻¹ d⁻¹, 24,81 mgN-NO₃⁻ L⁻¹ d⁻¹ e 13,79 mgN-NO₃⁻ L⁻¹ d⁻¹, respectivamente. Conclui-se que desnitrificação é uma alternativa para o processo de estabilização de lagoas, olhando para as taxas de consumo de nitrato e carbono encontradas.

Palavras-chave: Carbono. Desnitrificação. Estabilização.

ABSTRACT

Denitrification is a biological process characterized by the consumption of nitrate, where in the process agents are heterotrophic bacteria, which necessitate in their activity a bioavailable carbon /carbon source. Therefore, this process can be used to reduce organic matter in treatment ponds (or storage) that present high deposition of sludge, usually already deactivated. In this context, a study was carried out to evaluate the use of denitrification in the stabilization of silted lagoons for the treatment of agroindustrial and livestock effluents. The experiment was carried out in three stages: The first step consisted of an exploratory study with the objective of determining the rate of nitrate consumption in the sludge and solution in sludge with total organic carbon (TOC) of 2504 mg L⁻¹ (Floto), 524.20 mg L⁻¹ (BLC) and 260.20 mg L⁻¹ (silted lagoon) where they were mixed with a solution of 300 mgN-NO₃⁻L⁻¹ nitrate obtained with NaNO₃ and placed in 4 L beakers, in a proportion of 75% solution and 25% sludge. In the second step, the nitrate and carbon consumption rate in the sludge (float, silted pond and 1 kg of Floto and 1 kg of silted pond) was determined, while the proportion (sludge and solution) was used the same as in the first step, in 50 mL falcon tubes using only the 40 ml volume. The third step was determined nitrate consumption rate in a mixture equal to the first step in 4 L beakers in a homogenized system, where they were manually homogenized with a spatula at a frequency of 10 times of one to two periods per day, according to the design established. In the exploratory study, nitrate consumption velocity in the Floto, BLC and silted pond sludge was 109 mgN-NO₃⁻L⁻¹ d⁻¹, 26 mgN-NO₃⁻L⁻¹d⁻¹ and 21 mgN-NO₃⁻L⁻¹d⁻¹ respectively. In the second step, the nitrate consumption rate in the Floto, Mixture (Floto and silted pond) and silted pond was 195.5 mgN-NO₃⁻L⁻¹ d⁻¹, 53.33 mgN-NO₃⁻L⁻¹d⁻¹ and 28.5 mgN-NO₃⁻L⁻¹d⁻¹ respectively, whereas the rate of carbon consumption was 1255 mg.L⁻¹ d⁻¹, 178.33 mg.L⁻¹ d⁻¹ and 24.5 mg.L⁻¹ d⁻¹. In the third step the nitrate consumption rate in the Floto, BLC and Lagoa sludge was 122.40 mgN-NO₃⁻L⁻¹ d⁻¹, 24.81 mgN-NO₃⁻L⁻¹ d⁻¹ and 13.79 mgN-NO₃⁻L⁻¹ d⁻¹ respectively. It is concluded that denitrification is an alternative to the pond stabilization process, looking at the nitrate and carbon consumption rates found.

Keywords: Carbon. Denitrification. Stabilization.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Representação de um sistema utilizando o arranjoLudzack-Ettinger modificado.....	42
Figura 2-Aparato experimental.....	45
Figura 3 - Velocidade de consumo de nitrato pelo lodo Floto, BLC e lagoa assoreada.....	52
Figura 4- Superfície de resposta para consumo de COT a) Efeito da concentração de carbono e concentração de nitrato.....	57
Figura 5- Superfície de resposta para consumo de Nitrato a) Efeito da concentração de carbono e concentração de nitrato....	58
Figura 6- Superfície de resposta para consumo de Nitrato a) Efeito da concentração de carbono e homogeneização.....	61

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Características de alguns efluentes agroindustriais.....	28
Tabela 2- Produção de dejetos e características por 1000kg de animal vivo.....	29
Tabela 3- Concentração média de sólidos e taxa de acúmulo de lodo em lagoas.....	33
Tabela 4- Classes de lodo de esgoto ou produto derivado - agentes patogênicos.	35
Tabela 5- Quantidades permitidas de substâncias inorgânicas em lodos.....	35
Tabela 6- Especificações dos fertilizantes orgânicos mistos e composto.....	36
Tabela 7- Fontes de carbono utilizadas para desnitrificação e relação C/N em diferentes reatores tratando diferentes águas residuárias.....	40
Tabela 8 - Características dos diferentes lodos usados nos ensaios.....	43
Tabela 9 - Níveis codificados no planejamento experimental.....	46
Tabela 10 - Níveis codificados no planejamento experimental.....	47
Tabela 11- Análises efetuadas antes e durante o experimento e sua frequência.....	48
Tabela 12- Caracterização físico-química dos diferentes lodos.....	51
Tabela 13- Planejamento Experimental e respostas investigadas (valores reais e codificados).....	53
Tabela 14 Efeito estimado para todas as variáveis com erro puro.....	55
Tabela 15- Coeficientes de regressão para todas as variáveis com erro puro.....	56
Tabela 16 -Análise de variância ANOVA para todas as variáveis e com erro puro.....	56
Tabela 17- Matriz do planejamento de experimentos para avaliação da homogeneização e teor de carbono na resposta consumo de nitrato.....	59
Tabela 18- Efeito estimado para todas as variáveis com erro global.....	59
Tabela 19 -Coeficientes de regressão para todas as variáveis com erro global.....	60
Tabela 20- Análise de variância ANOVA para todas as variáveis e com erro global.....	60

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

- ABNT** – Associação Brasileira de Normas Técnicas
BLC – Biodigestor de Lagoa Coberta
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT – Carbono Orgânico TOTAL
CTC – Capacidade de Troca Catiônica
DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO – Demanda Química de Oxigênio
FATMA – Fundação para o Meio Ambiente
FAO-STAT- Do inglês *Food and Agriculture Organization-Statistic*
MAPA – Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
MLE – Do inglês Modified Ludzack-Edinger
NMP – Número Mais Provável
NT – Nitrogênio total
PT – Fósforo total
SISTRATES – Sistema de Tratamento de Efluentes da Suinocultura
SF – Sólidos fixos
ST – Sólidos totais
SV – Sólidos voláteis
UFF – Unidade Formadora de Foco
UFP – Unidade Formadora de Placa

UMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	25
1.1	OBJETIVOS.....	26
1.1.1	Objetivo geral.....	26
1.1.2	Objetivos específicos.....	26
2	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	27
2.1	EFLUENTES AGROINDUSTRIAIS E PECUÁRIOS.....	27
2.1.1	Agroindústria.....	27
2.1.2	Pecuária.....	28
2.1.3	Estratégias para tratamento de efluentes.....	30
2.1.4	Uso de lodo na agricultura.....	34
2.1.5	Tecnologias para gestão e tratamento de lodos de lagoas de estabilização.....	37
2.1.6	Tecnologias para redução de matéria orgânica em lagoas com acúmulo de lodo.....	46
3	MATERIAL E MÉTODOS.....	43
3.1	Coleta de amostra.....	43
3.2	Estudo exploratório.....	43
3.2.1	Velocidade de consumo de nitrato.....	44
3.3	Desenvolvimento dos experimentos laboratoriais.....	44
3.3.1	Delineamento experimental para estudo efeito do COT e $N-NO_3^-$	44
3.3.2	Delineamento experimental para estudo do efeito da homogeneização e do COT e delineamento composto central (DCC)..	46
3.3.3	Análises físico-químicas.....	47
3.3.4	Tratamento estatístico.....	48
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	51

4.1	Caracterização físico-química dos diferentes lodos utilizados.....	51
4.2	Estudo preliminar das taxas de desnitrificação dos diferentes lodos.....	52
4.3	Determinações das taxas de desnitrificação nos diferentes lodos.....	53
4.4	Avaliação da influência da homogeneização nas taxas de desnitrificação dos diferentes lodos.....	58
4.5	Tempo de Estabilização.....	61
5	CONCLUSÃO.....	63
5.1	Sugestões de trabalho.....	65
6	REFERÊNCIAS.....	67

1 INTRODUÇÃO

O uso de sistemas de tratamento biológico de efluentes nas agroindústrias e na pecuária constitui uma ferramenta fundamental pela necessidade atender os padrões de lançamento nos corpos hídricos, evitando assim os já conhecidos problemas ambientais relacionado com os nutrientes fósforo e nitrogênio (CAMARGO, ALONSO, 2006; KELUSKAR *et al.*, 2013, QIAN *et al.*, 2019)

O tratamento biológico que se tem destacado nas agroindústrias e na pecuária em regiões tropicais e subtropicais do mundo são as lagoas de estabilização (WALLACE, CHAMPAGNE, HALL, 2016; OCHOA, 2014) que consistem no tratamento de efluentes pelo consumo de matéria orgânica. Geralmente tem se usado este tipo de tratamento devido a sua simplicidade em projeto e construção, baixo capital e custo de manutenção, baixa ou nenhuma exigência de energia elétrica para o seu funcionamento, alta eficiência de tratamento se devidamente projetada, robusta e relativamente confiável e menos sensível ao carregamento de choque (ADWET *et al.*, 2018). Apesar das vantagens acima referidas para projeção das lagoas de estabilização, este tipo de sistema de tratamento biológico apresenta uma característica peculiar no que diz respeito ao acúmulo de lodo, é quase que natural ocorrência deste problema (NELSON *et al.*, 2004).

A questão da gestão do lodo gerado nas lagoas de estabilização constitui um grande dilema para agroindústrias e na pecuária, apesar de existir destinos já conhecidos para o lodo tal é o caso do uso agrônômico conforme o estabelecido na Instrução normativa do MAPA IN nº 25 de 23/07/2009. Apesar dos benefícios agrônômicos do lodo, ainda é considerado um problema para saúde pública e ambiental porque apresenta um potencial de geração compostos orgânicos, microrganismos patogênicos e metais tóxicos, comprometer a qualidade das culturas para consumo e contaminação do lençol freático. Assim sendo, há uma necessidade do tratamento do lodo antes da disposição no solo ou para usos diversos. Atualmente são usadas diversas tecnologias para tais como: Tratamento pré-industrial, adensamento, digestão, estabilização química, condicionamento químico, desidratação e compostagem.

Na literatura as tecnologias acima descritas são citadas como sendo bastante onerosas pela necessidade de maquinário e mão de obra, acima de tudo algumas apresentam um potencial de poluição ambiental pelo uso de substâncias químicas no tratamento do lodo. Com isso, surge a necessidade de encontrar tecnologias econômicas que possam contribuir para o seu gerenciamento. A desnitrificação sendo uma técnica que consome matéria orgânica pode-se apresentar como uma alternativa de

solução ao assoreamento de lagoas (acúmulo de lodo), haja vista que é um processo heterotrófico podendo assim contribuir para o consumo do carbono ainda disponível nestas lagoas permitindo assim estabilização. Nesse sentido, o presente trabalho objetiva a verificar aplicabilidade da desnitrificação para estabilização de lagoas assoreadas.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo geral

O presente trabalho teve como objetivo geral avaliar o uso da desnitrificação na estabilização de lagoas assoreadas de tratamento de efluentes agroindustriais e pecuários.

1.1.2 Objetivos específicos

- Determinar as velocidades de consumo de carbono e nitrato de lodos com diferentes teores de carbono orgânico total;
- Identificar a influência da homogeneização no processo de desnitrificação em lagoas assoreadas;
- Estabelecer o tempo de estabilização dos lodos em função das velocidades de consumo de nitrato;

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 EFLUENTES AGROINDUSTRIAIS E PECUÁRIOS

2.1.1 Agroindústria

A industrialização é uma ferramenta importante para o desenvolvimento e crescimento de qualquer nação. Conseqüentemente, o número de indústrias tem crescido em todo o mundo. Com o rápido crescimento da atividade industrial, a poluição de terras e fontes naturais de água por efluentes industriais também aumentou significativamente, sendo que efluentes de agroindústrias representam um risco ambiental, exigindo gestão adequada para disposição segura (MUTHUSAMY & JAYABALAN 2001; GARRIDO, 2018).

Segundo Rajogopal *et al.* (2013) a composição e concentração de nutrientes e contaminantes de diferentes águas residuárias agroindustriais variam de acordo com o tipo de atividade, como derivados de usinas de açúcar, efluentes de laticínios, vinícolas, abatedouros e outros. Os substratos presentes, particularmente em termos de matéria orgânica, são ricos em ácidos, proteínas, compostos aromáticos e nutrientes como nitrogênio e fósforo, sendo que esta concentração e composição dependente basicamente da característica da matéria prima processada e unidades operacionais aplicadas ao processamento industrial (TEHA, WUA E JUANB, 2014).

Cerca de 70% dos poluentes orgânicos liberados nos corpos d'água em países como Índia provém da produção de alimentos, tais como: destilarias, fábricas de açúcar, laticínios, conservas de frutas, processamento de carne e fábricas de celulose e papel (RAJONAL, 2008).

A indústria do vinho também gera grandes volumes de águas residuárias principalmente de várias operações de lavagem, por exemplo, durante o esmagamento e prensagem das uvas, limpeza dos tanques de fermentação, recipientes, outros equipamentos e superfícies (MEKSI, 2012). Fia *et al.* (2012) relataram que em regiões produtoras de café, como o Brasil, Vietnã e Colômbia, o efluente final produzido a partir desse processo tornou-se um grande problema ambiental, criando a necessidade de tecnologias de baixo custo para o tratamento destes efluentes.

As principais características das principais águas residuárias agroindustriais mundiais são listadas na Tabela 1, de acordo com a origem da matéria prima e processo de industrialização.

Tabela 1- Características de alguns efluentes agroindustriais.

Indústria	ST	PT	NT	DBO	DQO
	mgL ⁻¹	mgL ⁻¹	mgL ⁻¹	mgL ⁻¹	mgL ⁻¹
Processamento de Alimentos	-	3	50	600-4000	1000-8000
Extração de óleo de palma	40	-	750	25	50
Processamento de beterraba açucarada	6100	2.7	10	-	6600
Laticínios	1100-1600	-	-	800-1000	1400-2500
Moagem de milho	650	125	174	3000	4850
Chips de batata	5000	100	250	5000	6000
Fermento de pão	600	3	275	-	6100
Adega	150-200	40-60	310-410	-	18000-21000
Queijo	1600-3900	60-100	400-700	-	23000-40000
Extração de azeite	75500	-	460	-	130100
Amido de mandioca	830	90	525	6300	10500

Fonte: RAJOGOPAL *et al.*, (2013)

2.1.2 PECUÁRIA

A produção animal global é o resultado da evolução da dieta humana, a qual se baseia na proteína de origem animal. Em todo o mundo são criados cerca de 65 bilhões de frangos, 1,5 bilhão de suínos, 1 bilhão cabras e ovelhas e cerca de 330 milhões de bovinos e búfalos para fins de consumo humano (FAO-STAT, 2016). Neste contexto o setor pecuário contribui com até 50% do produto interno bruto agrícola global (HERRERO *et al.*, 2016), suportando a subsistência alimentar de aproximadamente 1,3 bilhão de pessoas em países em desenvolvimento (FAO, 2017)

Com o aumento da produção animal mundial, para suprir a demanda de alimentos, houve acréscimo no uso de sistemas confinamento intensivo de animais, que preconizam a produção de grande número de animais em uma pequena área, o que proporciona maior intensificação de acúmulo de efluentes (BENNETT & WARREN, 2015), principalmente na criação de suínos (KUNZ *et al.*, 2009).

Convém ressaltar que os resíduos agropecuários são amplamente utilizados para nutrição de solos, contribuindo para a produção de alimentos, forrageiras, fibras e biocombustíveis (FIXEN, 2009).

A Tabela 2 apresenta a produção de dejetos animal e suas principais características na bovinocultura, suinocultura e avicultura (corte e postura).

Tabela 2-Produção de dejetos e características por 1000kg de animal vivo

Parâmetro	Unidade		Tipo de animal			
			Gado Leite	Suino	Frango de corte	Poedeiras
Dejeto total	kg	Média	86	84	85	64
		D.P.	17	24	13	19
solidos totais	kg	Média	12	11	22	16
		D.P.	2,7	6,3	1,4	4,3
Solidos volateis	kg	Média	10	8,5	12	12
		D.P.	0,79	0,66	0,84	0,84
DBO	kg	Média	1,6	3,1	-	3,3
		D.P.	0,48	0,72	-	0,91
DQO	kg	Média	11	8,4	16	11
		D.P.	2,4	3,7	1,8	2,7
pH		Média	7	7,5	-	6,9
		D.P.	0,45	0,57	-	0,56
N-NTK	kg	Média	0,45	0,52	1,1	0,84
		D.P.	0,096	0,21	0,24	0,22
N-NH ₃	kg	Média	0,079	0,29	-	0,21
		D.P.	0,083	0,1	-	0,18
PT	kg	Média	0,094	0,18	0,3	0,3
		D.P.	0,024	0,1	0,053	0,081
Zinco	g	Média	1,8	5	3,6	19
		D.P.	0,65	2,5	-	33
Cobre	g	Média	0,45	1,2	0,98	0,83
		D.P.	0,14	0,84	-	0,84
Coliformes totais	Cônias	Média	1.100	45	-	110
		D.P.	2,8	33	-	100
Coliformes termotolerantes	Cônias	Média	16	18	-	7,5
		D.P.	28	12	-	2

Fonte: GEBLER & PALHARES, (2007)

Dos dejetos pecuários, o da suinocultura apresenta características que potencializam o risco de contaminação ambiental, como alta carga de nutrientes (principalmente nitrogênio e fósforo), alta carga de alguns metais (zinco e cobre), com características de mobilidade em solos e contaminação de águas, podendo acarretar no favorecimento da proliferação de microrganismos patogênicos,

diminuição do oxigênio dissolvido, eutrofização e proliferação de vetores de doenças de veiculação hídrica (CHELME-AYALA *et al.*, 2011), requerendo tecnologias voltadas a sua gestão e qualidade sanitária.

O campo de uso de resíduos agroindustriais e pecuários estende-se para várias áreas, como na nutrição animal (usando as palhas da lavoura para viabilizar a digestão e absorção de nutrientes pelos animais, evitando assim a queima de palha e reduzir as emissões de gases de efeito estufa (DAI *et al.*, 2018) e na produção de grãos no setor agrícola, principalmente de produtos como trigo, cevada, milho, algodão, óleos de oliva, girassol e papel. Estas indústrias de processamento de alimentos produzem resíduos, que poderiam ser utilizados para a produção de energia através da digestão anaeróbia e pirólise direta (YILMAZ, WZOREK, AKÇAY, 2017 & DAI *et al.*, 2018)

2.1.3 ESTRATÉGIAS PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES

A implementação de diferentes técnicas e tecnologias de tratamento antes da descarga de efluentes é um resultado da necessidade de atendimento de diferentes níveis de depuração (PRABAKAR, 2018). Os efluentes ricos em matéria orgânica biodegradável são geralmente tratados via rotas físicas (ex: flotação, sedimentação), químicas, (ex: floculação) e biológicas, (digestão anaeróbia e remoção de nutrientes) (RAHEEM, 2017 & PRABAKAR, 2018). Além disso, os processos de tratamento de águas residuais são agrupados em subsistemas (por exemplo, tratamentos primários, secundários e terciários). Os objetivos são: (i) alcançar a remoção de contaminantes, (ii) facilitar o manejo de subprodutos gerados, e (iii) para atender aos padrões de lançamento sobre a qualidade da água descarregada (SIKWAR, 2017).

Os processos mais comumente usados para tratamento de efluentes biodegradáveis em regiões tropicais e subtropicais do mundo envolvem processos naturais, sendo as lagoas de estabilização ainda amplamente difundida em locais com grande área disponível (WALLACE, CHAMPAGNE, HALL, 2016; OCHOA, 2014). Esta tecnologia proporciona a redução eficiente de matéria orgânica, nutrientes, sólidos suspensos e patógenos (SHILTON, 2005).

O sistema de tratamento de efluentes usando lagoas de estabilização apresenta vantagens que incluem sua simplicidade em projeto e construção, baixa produção de lodo biológico, baixo capital e custo de manutenção, baixa ou nenhuma exigência de energia elétrica

para o seu funcionamento, alta eficiência de tratamento se devidamente projetada, robusta e relativamente confiável e menos sensível ao carregamento de choque (ADWET *et al.*, 2018)

Lagoas de estabilização são sistemas nos quais as águas residuais são armazenadas por longos períodos para permitir que uma ampla gama de microrganismos possa decompor suas frações, principalmente a matéria orgânica (OCHOA, 2014, DEANO, RODRÍGUEZ, 2012, INTURMENDI *et al.*, 2012).

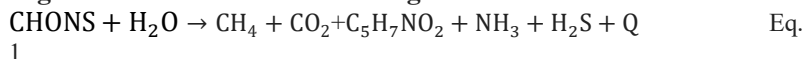
O tratamento de águas residuárias em tanques de estabilização resulta principalmente da complexa sinergia e simbiose entre bactérias e algas. A oxidação da matéria orgânica é realizada por bactérias na presença de oxigênio dissolvido fornecido por algas (principalmente nas etapas de polimento) e pela aeração de superfície (BERAN & KARGI, 2004)

Estas lagoas, geralmente apresentam zonas anaeróbias, aeróbias, e facultativas, onde diferentes processos químicos e bioquímicos ocorrem. Relações entre microalgas e bactérias heterotróficas influenciam grandemente a eficiência da lagoa em águas residuais biológicas de tratamento (OCHOA, 2014).

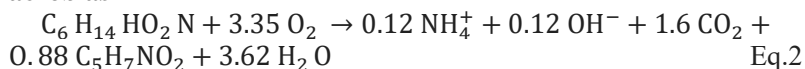
As lagoas de estabilização são geralmente classificadas pelo tipo de atividade biológica desenvolvida quais sejam lagoa anaeróbia, lagoa aeróbia, lagoa lagoa facultativa e lago de maturação.

Os principais processos biológicos que ocorrem nessas lagoas são demonstrados nas equações 1, 2 e 3 (PARIA *et al.*, 2018).

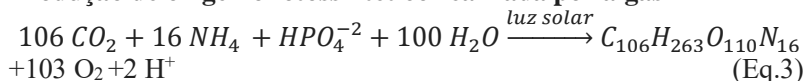
Digestão anaeróbia de matéria orgânica



Oxidação de matéria orgânica devido à respiração de bactérias aeróbias



Produção de oxigênio fotossintético realizada por algas



As lagoas de estabilização são sujeitas a mudanças ambientais, por exemplo, temperatura, precipitação e regimes de evaporação,

velocidade e direção do vento e intensidade da energia solar o que pode interferir significativamente nas suas eficiências de estabilização do efluente (CHATURVEDI *et al.*, 2014)

O lodo no fundo das lagoas é resultado dos sólidos, incluindo areia, microrganismos, algas e outras estruturas sedimentáveis (VON SPERLING, 2007). Assim, a origem do lodo em lagoas de estabilização está principalmente na deposição de material sedimentável do sistema de tratamento e na reprodução de bactérias responsáveis pela digestão da matéria orgânica nas lagoas. Nas lagoas primárias são retidos quase a totalidade dos sólidos sedimentáveis do efluente, enquanto que nas lagoas secundárias não ocorre uma sedimentação significativa. Isto faz com que a acumulação de lodos nas lagoas secundárias seja desprezível para fins práticos. Consequentemente, maior atenção deve ser dada à formação de lodo nas lagoas primárias, especialmente as do tipo anaeróbias (COGGINS, GHISALBERTI & GHADOUANI, 2016).

A distribuição de lodos em lagoas não é uniforme. Em estudo sobre acumulação em lagoas de anaeróbicas de tratamento de efluentes industriais. Papadopoulos *et al.*, (2003) verificaram a existência de três zonas distintas: lodo viscoso (teor de água de 87%, no fundo da lagoa), lodo moderadamente viscoso (rico em materiais biodegradáveis) e camada de lodo volátil (composta por líquidos, conhecida como camada do sobrenadante). O acúmulo de lodo em lagoas de estabilização não ocorre de forma homogênea no tempo e no espaço.

O método mais comum para estimar o acúmulo de lodo é a volumétrica empiricamente determinada. No entanto, as taxas recomendadas para projeto de lagoas não foram amplamente validadas, e acredita-se que dependem da temperatura, entre outros fatores. Assim, mais dados são necessários para determinar valores razoáveis para a taxa de acumulação de lodo, podendo modelar o comportamento de sua formação em lagoas (PAPADOPOULOS *et al.*, 2003).

A Tabela 3 apresenta características gerais e condições operacionais em lagoas de tratamento de águas residuárias, destacando o valor médio de lodo acumulado.

Tabela 3 – Concentração média de sólidos e taxa de acúmulo de lodo em lagoas.

Localização	Tipo de Lagoa	Tempo de operação (anos)	Média da concent. Sólidos (g.L^{-1})	Taxa de acúmulo ($\text{m}^3.\text{hab}^{-1}.\text{ano}^{-1}$)	Referência
México	Anaeróbia	5	171	0,022	Nelson <i>et al.</i> , (2004)
México	Facultativa	6	-	-	Nelson <i>et al.</i> , (2005)
México	Facultativa	10	112	-	Nelson <i>et al.</i> , (2004)
México	Facultativa	15	166	0,021	Nelson <i>et al.</i> , (2004)
Colômbia	Anaeróbia	2,6	-	0,005	Nelson <i>et al.</i> , (2004)
Mediterrâneo	Anaeróbia	15	167	0,011	Bouza-Deaño <i>et al.</i> , (2013)
Mediterrâneo	Facultativa	20	133	0,027	Bouza-Deaño <i>et al.</i> , (2013)
Mediterrâneo	Maturação	20	213	0,015	Bouza-Deaño <i>et al.</i> , (2013)
Mediterrâneo	Maturação	20	173	0,009	Bouza-Deaño <i>et al.</i> , (2013)
Sudeste do Brasil	Anaeróbia	-	172	0,023	Bouza-Deaño <i>et al.</i> , (2013)
Brasil	Facultativa	2,5	39	-	Nelson <i>et al.</i> , (2004)
Brasil	Facultativa	21	-	0,007	Passos <i>et al.</i> , (2013)
Brasil	Várias	-	-	0,03-0,08	Gonçalves (1999)
Sudeste do Brasil	Facultativa	-	-	0,023	Gonçalves (1997)
Brasil	Polimento	7	-	0,018	D'Castro Filho <i>et al.</i> , (2005)
Brasil	Polimento	2	-	0,04	Brito <i>et al.</i> , (1999)

Fonte: Adaptado de NASCIMENTO, 2014

A taxa de acumulação de lodos é influenciada por fatores tais como: as características do sistema de tratamento o período de tempo em operação, a eficiência do pré-tratamento, o posicionamento dos dispositivos de entrada e saída, as características geométricas da lagoa, as taxas de carregamento orgânico e hidráulico, dentre outros.

O acúmulo de lodo em lagoas de estabilização tem um impacto no desempenho dessas lagoas, reduzindo o volume efetivo da lagoa, e alterando a eficiência do sistema hidráulico e de tratamento de águas residuais (COGGINS, GHISALBERTI & GHADOUANI, 2016).

Apesar do inevitável o acúmulo de lodo em lagoas de estabilização, a gestão de lodo é raramente considerada como parte integrante do projeto de tratamento. Uma razão para a falta de atenção dada ao lodo é que pouca informação está disponível nas taxas de acumulação, a distribuição lodo dentro das lagoas, e as características do lodo. A taxa de acumulação de lodo deve ser conhecida para que a frequência de remoção de lodo possa ser determinada e integrada no

projeto da lagoa, cronograma de manutenção e orçamento (NELSON *et al.*, 2004)

Portanto, a remoção periódica de lodo é geralmente necessária e a sustentabilidade em longo prazo dos sistemas de lagoas de estabilização depende da gestão segura e eficaz dos seus lodos.

De acordo com a NBR 10.004/2004 – Classificação de Resíduos Sólidos, a qual contempla os lodos, define-se como resíduos àqueles “*resultante de atividades da comunidade de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição lodos provenientes dos sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos d’água, ou exijam para isto soluções técnicas e economicamente viáveis em face da melhor tecnologia disponível*”

Destaca-se que todos os resíduos perigosos, embora em estado líquido ou pastoso, são caracterizados como resíduo sólido, requerendo gestão e disposição final segura (NBR 10.004/2004 – Classificação de Resíduos Sólidos).

2.1.4 Uso de lodo na agricultura

O lodo dos sistemas de tratamentos pode causar impactos ambientais negativos devido à presença de compostos orgânicos, microrganismos patogênicos e metais tóxicos, que podem contaminar trabalhadores agrícolas, comprometer a qualidade das culturas para consumo e contaminação do lençol freático.

Estudos realizados por da Silva *et al.* (2005) mostraram que existe uma alta mobilidade do Cd e do Zn, podendo estes metais contaminar o lençol freático. O lodo, quando disposto no solo, promove uma rápida atividade biológica e reciclagem de matéria orgânica e nutriente e demais materiais, sendo muito importante que sejam tomados todos os cuidados e precauções para sua disposição para serem evitados problemas futuros.

A situação acima apresentada obriga que haja normas para o uso de lodo na agricultura, de modo a preservar o meio ambiente e saúde pública. As atividades de disposição de lodo são controladas por regulamentações rigorosas, devido à possibilidade de propagação de patógenos, bem como terras e águas subterrâneas (XU *et al.*, 2017). A resolução CONAMA nº 375 de 2006, estabelece critérios e procedimentos para o uso, em áreas agrícolas, de lodo de esgoto gerado

em estação de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, visando benefícios à agricultura e evitando riscos à saúde pública e ao ambiente. Esta norma apresenta os parâmetros estabelecidos de patogenicidade e substâncias inorgânicas a cumprir para o uso de lodo segundo as Tabelas 4 e 5.

Tabela 4 – Classes de lodo de esgoto ou produto derivado - agentes patogênicos.

Tipo de lodo de esgoto ou produto derivado	Concentração de patógenos
A	Coliformes Termotolerantes <10 ³ NMP / g de ST
	Ovos viáveis de helmintos < 0,25 ovo / g de ST
	Salmonella ausência em 10 g de ST
	Vírus < 0,25 UFP ou UFF / g de ST
B	Coliformes Termotolerantes <10 ⁶ NMP / g de ST
	Ovos viáveis de helmintos < 10 ovos / g de ST

Fonte: CONAMA nº 375 de 2006

Tabela 5 – Quantidades permitidas de substâncias inorgânicas em lodos.

Substâncias Inorgânicas	Concentração Máxima permitida no lodo de esgoto ou produto derivado (mg/kg, base seca)
Arsênio	41
Bário	1300
Cádmio	39
Chumbo	300
Cobre	1500
Cromio	1000
Mercurio	17
Molibdênio	50
Níquel	420
Selênio	100
Zinco	2800

Fonte: CONAMA nº 375 de 2006

Com o mesmo enfoque na área de adubação de pastagens, a norma IN nº 25 de 23/07/2009 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento estabelece as especificações, garantias, tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples,

mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura e os limites descritos na Tabela 6.

Segundo a Instrução Normativa do MAPA IN nº 25 de 23/07/2009 estabelece quatro classes para os tipos de fertilizante sejam mistos ou compostos:

- **Classe “A”**: *fertilizante orgânico que, em sua produção, utiliza matéria-prima de origem vegetal, animal ou de processamentos da agroindústria, onde não sejam utilizados no processo, metais pesados tóxicos, elementos ou compostos orgânicos sintéticos potencialmente tóxicos, resultando em produto de utilização segura na agricultura;*
- **Classe “B”**: *fertilizante orgânico que, em sua produção, utiliza matéria-prima oriunda de processamento da atividade industrial ou da agroindústria, onde, metais pesados tóxicos, elementos ou compostos orgânicos sintéticos potencialmente tóxicos são utilizados no processo, resultando em produto de utilização segura na agricultura;*
- **Classe “C”**: *fertilizante orgânico que, em sua produção, utiliza qualquer quantidade de matéria-prima oriunda de lixo domiciliar, resultando em produto de utilização segura na agricultura; e*
- **Classe “D”**: *fertilizante orgânico que, em sua produção, utiliza qualquer quantidade de matéria-prima oriunda do tratamento de despejos sanitários, resultando em produto de utilização segura na agricultura.*

Tabela 6 – especificações dos fertilizantes orgânicos mistos e compostos

Parâmetro	Misto/composto			
	Classe A	Classe B	Classe C	Classe D
Umidade (máx)	50	50	50	50
Ntotal (min)	0.5	0.5	0.5	0.5
*Carbono orgânico (min)	15	15	15	15
*CTC	Conforme declarado	Conforme declarado	Conforme declarado	Conforme declarado
pH (min)	6	6	6,5	6
Relação C/N (máx)	20	20	20	20
*Relação CTC/C	Conforme declarado	Conforme declarado	Conforme declarado	Conforme declarado
Outros nutrientes	Conforme declarado	Conforme declarado	Conforme declarado	Conforme declarado

Fonte: IN nº 25 de 23/07/2009

*(valores expressos em base seca, umidade determinada a 65 ° C)

Na classe A encontram-se os fertilizantes orgânicos recomendados pela norma de caráter regional IN nº 11 da Fundação para o Meio Ambiente (FATMA), do Estado de Santa Catarina, que indica as recomendações técnicas para aplicação fertilizantes orgânicos de suínos e monitoramento da qualidade do solo adubado. Esta norma estabelece que a aplicação de fertilizantes orgânicos no solo visando a sua reciclagem na adubação de culturas agrícolas, florestais e outras, devem seguir as recomendações agronômicas vigentes e estabelecidas pelo Manual de Adubação e de Calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (CQFS-RS/SC, 2004) e suas atualizações, com taxas de aplicação determinadas em função da análise de solo realizada em laboratório credenciado pela Rede Oficial de Laboratórios de Análise de Solo e de Tecido Vegetal dos Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina (ROLAS), necessidade nutricional da cultura a ser adubada, concentração de nutrientes e índice de eficiência agronômica dos nutrientes para cada tipo de fertilizante orgânico

2.1.5 Tecnologias para gestão e tratamento de lodos de lagoas de estabilização

De acordo com Xu *et al.*, (2017) o gerenciamento de lodo tornou-se uma questão importante nas plantas de tratamento de efluentes devido as preocupações ambientais e econômicas.

Um dos resíduos de grande impacto ambiental gerados nas estações de tratamento de efluentes agroindústrias e pecuários é o lodo. Sendo assim, o enfoque no processo de tratamento está ligado a este resíduo. Apesar de pertencer à classe dos resíduos não perigosos como estabelece a NBR 10.004/2004, há uma necessidade de submetê-lo a um tratamento. A seguir, apresentam-se as etapas para tratamento deste resíduo:

Von Sperling (2007), descreve que, antes da disposição final do lodo, é necessário realizar algumas fases de pré-condicionamento classificadas abaixo:

- Pré-tratamento industrial – ocorre redução das concentrações de metais pesados e matéria orgânica do lodo;
- Adensamento – reduz o volume do lodo e aumenta seu teor de sólidos;
- Digestão – causa redução do número de microrganismos patogênicos e da concentração de sólidos voláteis;
- Estabilização química ou calagem – realizada com a adição de cal, causa o aumento do pH, reduz o número de

- microrganismos patogênicos e eleva a massa de sólidos secos no lodo;
- Condicionamento químico – é realizado com adição de cal, polímeros e floculantes e causa aumento na massa de sólidos secos;
 - Desidratação – aumenta o teor de sólidos do lodo seco, reduzindo seu volume e reduzindo também uma parcela de nitrogênio;
 - Compostagem – é bastante útil quando se deseja utilizar o lodo em aplicações agrícolas, através deste pré-condicionamento pode-se chegar a eliminar completamente os organismos patogênicos;
 - Tratamento térmico – elimina totalmente os microrganismos patogênicos e é bastante utilizado quando se deseja aplicar o lodo como fertilizante agrícola.

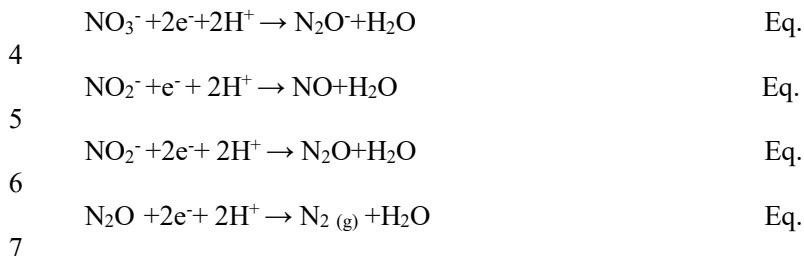
2.1.6 Tecnologia para redução de matéria orgânica em lagoas com acúmulo de lodo.

A desnitrificação consiste na transformação do nitrato em nitrogênio gasoso, com a participação de bactérias facultativas heterotróficas de gêneros tais como: *Achromobacter*, *Aerobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Brevibacterium*, *Flavobacterium*, *Lactobacillus*, *Micrococcus*, *Proteus*, *Pseudomonas* e *Spirillum* (BEDDUCE, 2015, BETLACH, 2016). Estes microrganismos atuam num meio com ausência de oxigênio (anóxico) que utilizam o nitrato e o nitrito como aceptores de elétrons, ao contrário das bactérias nitrificantes, que usam o oxigênio (YI, KIM & TATEDA, 2009).

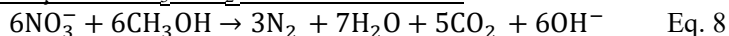
O primeiro passo é a conversão do nitrato a nitrito. Este estágio é seguido pela produção de componentes intermediários: óxido nítrico, óxido nitroso e nitrogênio gasoso de acordo com a equações 4, 5, 6 e 7. Os três últimos componentes são produtos gasosos, os quais podem ser liberados para a atmosfera.

Uma ampla variedade de compostos orgânicos participa como doadores de elétrons, como exemplo: metanol, acetato, glicose e etanol (AHN, 2006). A Equação 8 apresenta a redução do nitrato a nitrogênio gasoso utilizando o metanol como fonte de carbono (METCALF; EDDY, 2003)

Redução de NO_3^- a N_2 por bactérias- desnitrificantes heterotróficas:



Redução de NO_3^- a N_2 utilizando metanol:



A capacidade de desnitrificar está relacionada com a quantidade de substrato biodegradável presente (relação carbono orgânico/nitrogênio) (LIU *et al.*, 2010). A velocidade de crescimento das bactérias desnitrificantes depende da presença de matéria orgânica e da concentração de NO_x (nitrito e nitrato, aceptores finais de elétrons) (COX, 2009). Geralmente, nos tratamentos biológicos de efluentes, a presença de substrato facilmente degradável é baixa, ou seja, na sua maioria apresentam aquele tipo de matéria orgânica classificada como lentamente biodegradável, em que é uma fração usualmente particulada embora possa haver matéria orgânica solúvel de degradação lenta (GARRIDO, 2018).

Como mencionado anteriormente, a razão C/N constitui um parâmetro fundamental para o processo, mas teoricamente, são necessários cerca de 2 g de DQO por grama de NO_3^- a ser reduzido a N_2 e de 1,72 g de DQO por grama de NO_2^- a ser reduzido a N_2 (METCALF; EDDY, 2003). Embora estejam disponíveis muitos dados na literatura, o valor mais adequado deve ser determinado caso a caso, pois o desempenho do processo depende da conjugação de fatores como pode ser observado na Tabela 8. O valor mais adequado da razão C/N também depende da natureza externa da fonte de carbono (acetato, glicose, metanol e ácido benzoico) (SANT' ANNA JUNIOR, 2010)

Tabela 7-Fontes de carbono utilizadas para desnitrificação e relação C/N em diferentes reatores tratando diferentes águas residuárias

Autor	Tipo de reator	Fonte de carbono	Relação ótima
Zang <i>et al.</i> , (2013)	reator airlift híbrido	Acetato	DQO/N=10
Carrera <i>et al.</i> , (2004)	Ludzack-ettinger modificado	Etanol	DQO/N=7
Li <i>et al.</i> , (2016)	reator de lodo de fluxo ascendente	Águas residuárias da suinocultura	DQO/N=7
Wang <i>et al.</i> , (2016)	SBR	Águas residuárias domésticas	C/N=3,5
Giongo <i>et al.</i> , (2018)	Reator UASB	Águas residuárias da suinocultura	C/N=1,5

Fonte: Adaptado de HOLLAS, (2018)

A cinética da desnitrificação pode ser estudada utilizando-se equações semelhantes àquelas das reações microbianas, como a nitrificação e a oxidação carbonácea. As Equações do tipo de Monod (Equação 9) são desenvolvidas para mostrar os conceitos da cinética da desnitrificação, segundo a Equação 10.

$$\mu_D = \mu' \frac{D}{KD + D} \quad \text{Eq. 9}$$

Sendo:

μ_D : Taxa de crescimento específico dos microrganismos desnitrificantes, d^{-1} .

μ' : Taxa máxima de crescimento dos microrganismos desnitrificantes, d^{-1}

D: Concentração de nitratos, em $mg\ N.L^{-1}$

K_D : Coeficiente de meia-saturação

Se a reação seguir uma cinética de ordem zero - $\mu_D = \mu'$.

As taxas de remoção de nitratos podem ser relacionadas com a taxa de crescimento dos organismos utilizando-se o coeficiente de produção de organismos como fator de conversão, conforme Equação 10:

$$qD = \frac{\mu D}{YD} = q'D \frac{D}{(KD + D)} \quad \text{Eq. 10}$$

Onde:

q_D : Taxa de remoção de nitratos, g N-NO₃.g SSV⁻¹.d⁻¹

μ_D : Taxa específica de crescimento das desnitrificantes, d⁻¹

q_D^* : Taxa máxima de remoção de nitratos, g N-NO₃.g SSV⁻¹.d⁻¹

Y_D : Coeficiente de produção dos microrganismos desnitrificantes, g SSV.g⁻¹ N-NO₃ removidos

Para Rodrigues (2016), as bactérias desnitrificantes são menos sensíveis a condições adversas ou tóxicas no afluente que as nitrificantes. A eficiência da desnitrificação pode diminuir em condições de alta relação NTK/DBO, pois a presença de matéria orgânica é necessária para o crescimento das bactérias heterotróficas desnitrificantes. Basicamente, a taxa de desnitrificação em lagoas (rd) depende da temperatura e da concentração de nitrato no sistema (Equação 11).

$$r_d = R_{2(20)} \theta^{(T-20)} (N - NO_3^-)$$

Eq. 11

Onde:

r_d = taxa de desnitrificação (mg.L⁻¹.d⁻¹)

$R_{2(20)}$ = constante de desnitrificação (d⁻¹)

θ = constante de Arrhenius (1,02 a 1,09),

T = temperatura (°C),

N-NO₃⁻ = concentração de nitrato (mg L⁻¹).

O lodo acumulado em lagoas de estabilização constitui uma fonte de matéria orgânica. Alguns processos de tratamento de efluentes agroindustriais e pecuários tem capacidade de consumo de matéria orgânica principalmente de remoção de nitrogênio, caso do sistema tratamento de efluentes da suinocultura (SISTRATES) desenvolvido pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária e Universidade Federal de Santa Catarina com a patente nº PI 1100464-9 A2, que contempla processos físicos, químicos e biológicos. Para o caso dos processos biológicos, o sistema baseia-se numa das modalidades de remoção de nitrogênio (figura 1) bem estabelecida MLE (do inglês *Modified Ludzack-Ettinger*) um processo que consiste de um tanque anóxico (desnitrificação) anterior ao tanque aeróbio onde ocorre a nitrificação. Nesta modalidade de remoção de nitrogênio o nitrato produzido no tanque aeróbio retorna ao tanque anóxico. Isso porque é no tanque anóxico que estão os compostos carbonáceos presentes no efluente que servirão de doadores de elétrons na redução do nitrato.

Mas, por causa do tanque anóxico preceder o tanque de aeração, o processo também é conhecido como *pré desnitrificação anóxica* (METCALF e EDDY, 2003; GRADY *et al.*, 1999; WIEMAN *et al.* 2007). O MLE do projeto SISTRATES que apresenta um efluente final com uma concentração de nitrato na faixa 150-200 mg.L⁻¹. Com esta quantidade de nitrato, existe a possibilidade de ocorrência de um processo desnitrificação nas áreas de deposição do efluente final.

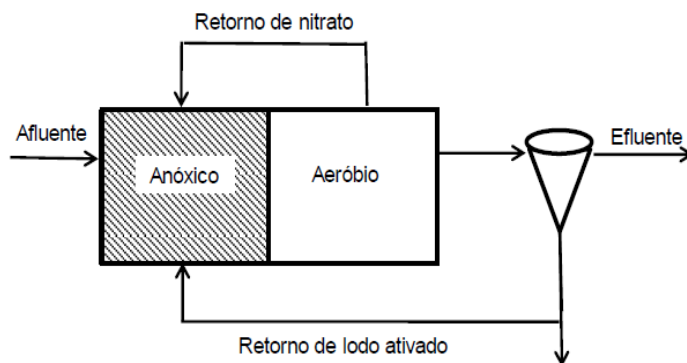


Figura 1- Representação de um sistema utilizando o arranjo Ludzack-Ettinger modificado.

Fonte: Adaptado de METCALF e EDDY (2003).

Neste sentido torna-se interessante a investigação do comportamento do processo de desnitrificação na estabilização lodos de lagoas assoreadas usadas para o tratamento de efluentes agroindustriais, foco do presente estudo.

Material e Métodos

3.1 Coleta de amostra

Para realização dos experimentos, foram coletadas amostras de lodos com diferentes teores de carbono orgânico total (Tabela 8) com objetivo avaliar o efeito deste parâmetro na velocidade de desnitrificação, por constituir um fator do processo. Amostra 1 foi proveniente de uma lagoa assoreada (com uma alta presença de lodo no fundo) de tratamento de efluentes da suinocultura por estabilização. A amostra 2 de um biodigestor de lagoa coberta (BLC) que é um sistema de tratamento de dejetos sólidos para produção de biogás. A amostra 3 foi coletada em um flotodecantador, estação tratamento de dejetos suínos da Embrapa Suínos e Aves de Concórdia no estado Santa Catarina (KUNZ *et al.*, 2009), este equipamento é usado para separação da fase líquida da sólida, em que fase sólida é arrastada para o fundo. As amostras 1 e 2 são provenientes de uma unidade produtora de leitões desmamados localizada na cidade de Videira no estado de Santa Catarina.

Tabela 8 - Características dos diferentes lodos usados nos ensaios

Tipo	Origem	COT (mg.L⁻¹)
Amostra 1	Lagoa assoreada	260
Amostra 2	Biodigestor de Lagoa coberta (BLC)	543
Amostra 3	Flotodecantador (Floto)	2502

Para as amostras da lagoa assoreada (20 m de largura x 40 m de comprimento) foram coletadas amostras em 3 pontos da lateral menor (distância de 6 metros entre os pontos) e 3 pontos na lateral maior (distância de 6 metros entre os pontos). Todos pontos foram coletados a uma profundidade de 1 m. Após a coleta, as amostras foram homogeneizadas e colocadas em recipientes de 5 L. As amostras do BLC e flotodecantador foram coletadas nos pontos de saída de lodo, em recipientes de 5 L. Todas amostras foram preservadas a uma temperatura de 4 °C.

3.2 Estudo exploratório

O estudo procurou entender o comportamento dos lodos em termos da velocidade de consumo de nitrato e estabelecer a proporção

solução de nitrato e lodo a ser testada, tendo em conta que são materiais com pouca disponibilidade de dados na literatura. Inicialmente foram feitas proporções percentualmente entre lodos (lagoa assoreada, floto e BLC) e solução de nitrato obtida a partir de NaNO_3 . Foram testadas proporções de 50 % de lodo e 50 % de solução de $300 \text{ N-NO}_3^- \text{ mg L}^{-1}$ para um volume de 40 mL e outra proporção de 25 % de lodo e 75 % de solução. Os testes foram conduzidos em tubos *falcon* de 50 mL. A concentração da solução foi estimada em função dos valores de nitrato do efluente final obtidos no sistema de tratamento de efluentes da suinocultura (SISTRATES) e o volume de 40 mL foi considerado. Este experimento foi conduzindo de com análise do tipo destrutiva nas duas proporções em estudo, em que consistia em retirar dois tubos *falcon* com a mistura (lodo e solução) e coletar o sobrenadante em cada proporção diariamente para análise de nitrato, e para preservação da amostra adicionou-se uma gota de clorofórmio. Durante experimento foi verificado para as fases subsequentes do estudo da velocidade de desnitrificação que as condições ótimas operacionais (facilidade de coleta amostra com qualidade para análise de nitrato e carbono) estão na proporção de 25 % de lodo e 75 % de solução, daí que foi considerada esta proporção.

3.2.1 Velocidade de consumo de nitrato

As velocidades de consumo de nitrato dos diferentes lodos usados no estudo exploratório foram determinadas analiticamente, pela regressão linear simples em que com inclinação da reta obteve-se o ponto máximo que constituiu a velocidade máxima do processo de consumo de nitrato.

3.3 Desenvolvimento dos experimentos laboratoriais

Todos os experimentos foram realizados no Laboratório de Experimentação e Análise Ambiental (LEAA) da Embrapa Suínos e Aves-Concórdia.

3.3.1 Delineamento experimental para estudo efeito do COT e N-NO_3^-

Nesta etapa foram usados tubos do tipo *falcon* de 50 mL como espaço reacional em que foi colocada uma mistura na proporção 75% de solução de nitrato a $300 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$, preparada a partir do NaNO_3 e 25% de lodo, o que correspondente no total de volume de 40 mL da

mistura, com objetivo de avaliar a velocidade de desnitrificação dos diferentes tipos de lodo em função do seu teor de carbono orgânico total presente. Neste experimento foi aplicada a análise destrutiva a mesma usada no estudo exploratório, mas neste experimento retirou-se os tubos *falcon* com mistura (lodo e solução) segundo o estabelecido no delineamento experimental (Tabela 9) para análise de nitrato e carbono orgânico total.

A Figura 1 esquematiza a estratégia experimental, utilizando lodo de floto, mistura (1 kg lodo de floto e 1 kg lodo da lagoa assoreada) e lagoa assoreada.

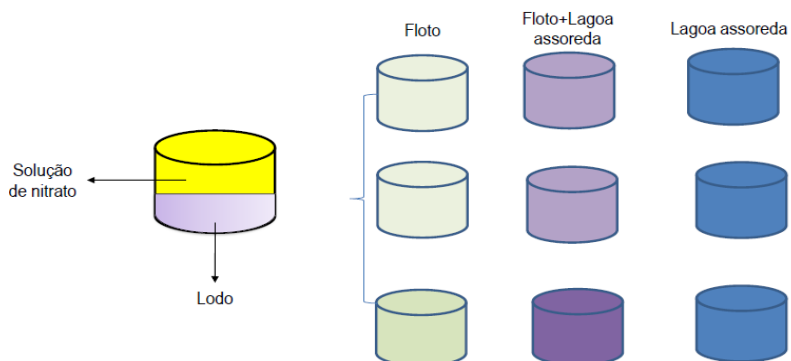


Figura 2-Aparato experimental

Fonte:Autor

O estudo deu-se por meio de planejamento estatístico, utilizando-se delineamento composto central (DCC) a dois fatores e dois níveis. Como variáveis independentes utilizou-concentração de nitrato e concentração de carbono e variáveis resposta o consumo de nitrato e consumo de carbono de acordo com a Tabela 9.

Tabela 9-Níveis codificados no planejamento experimental.

Experimentos	Variáveis	
	[] Nitrato ($\text{mgN-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$)	[] COT (mg L^{-1})
1	100 (-1) Lagoa	772 (-1)Lagoa
2	100 (-1)Floto	5107 (1)Floto
3	300 (1)Lagoa	772 (-1)Lagoa
4	300 (1)Floto	5107 (1)Floto
5	200 (0)Lagoa+Floto	2864 (0)Lagoa+Floto
6	200 (0)Lagoa+Floto	2864 (0)Lagoa+Floto
7	200 (0)Lagoa+Floto	2864 (0)Lagoa+Floto

3.3.2 Delineamento experimental para estudo do efeito da homogeneização do COT e delineamento composto central (DCC)

A terceira etapa consistiu em ampliar a escala do segundo experimento (estudo do efeito do COT e N-NO_3^-), mas com uma perspectiva de analisar a dinâmica da velocidade da desnitrificação, pelos efeitos da forma da disposição do efluente final e o processo físico (homogeneização) do módulo de nitrogênio numa lagoa. Utilizando-se béqueres de 4 L como espaço reacional, em que foi colocada uma mistura na proporção 75% de solução de nitrato a $300 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$ e 25% de lodo. A mistura foi homogeneizada diariamente com uma espátula numa frequência de 10 vezes de um a dois períodos por dia de acordo com delineamento experimento (Tabela 10). A coleta de amostra foi realizada após homogeneização para o caso da mistura que devia passar por este processo e deixado num período de uma hora em repouso de modo a permitir verificar o efeito deste processo físico, com uma pipeta foi retirado o sobrenadante da mistura com ou sem homogeneização uma quantidade de 50 mL e colocados em frascos de coleta de amostra e para preservação da amostra adicionou-se uma gota de clorofórmio para análise de nitrato.

O estudo deu-se por meio de planejamento estatístico, utilizando-se delineamento composto central (DCC) a dois fatores e dois níveis. Como variáveis independentes utilizou-se os diferentes tipos de lodos (teor de carbono) e homogeneização, e como variável resposta, as taxas de consumo de nitrato (Tabela 10).

Tabela 10-Níveis codificados no planejamento experimental.

Variáveis		
Experimento	Homogeneização	Teor de Carbono
1	-1 (sem homogeneização)	-8,86 (Floto)
2	1 (dois períodos/dia)	8,86 (Floto)
3	-1 (sem homogeneização)	-1 (Lagoa)
4	1 (dois períodos/dia)	1 (Lagoa)
5	0 (um período/dia)	0 (BLC)
6	0 (um período/dia)	0 (BLC)
7	0 (um período/dia)	0 BLC)

3.3.3 Análises laboratoriais

Antes e durante a realização dos experimentos foram realizadas determinações de diversos parâmetros numa frequência de acordo com a natureza dos mesmos (Tabela 11) e da necessidade experimental tais como: carbono orgânico total (COT), nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal total (como N-NH₃), nitrogênio total kjeldahl (NTK), alcalinidade, densidade, demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e série de sólidos.

Tabela 11 - Análises efetuadas antes e durante o experimento e sua frequência

Tipo de experimento	Parâmetros	Frequência
Etapa I	N-NO ₃ ⁻	Diária
Etapa II	N-NO ₂ ⁻ e N-NO ₃ ⁻	Diária
	COT	Diária
Etapa III	N-NO ₂ ⁻ e N-NO ₃ ⁻	Diária
	COT	Diária
Caraterização	ST, SV e SF	-
	N-NO ₂ ⁻ e N-NO ₃ ⁻	-
	N-NH ₃	-
	NTK	-
	COT	-
	pH	-
	DBO	-
	Alcalidade	-
	Densidade	-
	Temperatura	-

Análises de Nitrito (N-NO₂⁻) e Nitrato (N-NO₃⁻) foram realizadas por meio de método colorimétrico em um sistema de análise por injeção em fluxo, conforme APHA (2012), modificado para nitrito e nitrato, segundo Schierholt Neto *et al.*, (2006). Nitrogênio amoniacal total (NAT como N-NH₃), Nitrogênio total Kjeldahl (NTK), Carbono orgânico total (COT), Demanda bioquímica de oxigênio (DBO), Sólidos Totais (ST), Sólidos Fixos (SF) e Sólidos Voláteis (SV), Alcalinidade, pH e densidade do lodo foram avaliados de acordo com APHA 2012.

3.5 Tratamento estatístico

Os efeitos das variáveis independentes investigadas sobre teor de nitrato foram avaliados estatisticamente mediante análise do planejamento fatorial, utilizando *software Statistica v. 12 trial*, e a ferramenta Estatística Experimental Design (DOE). Os resultados foram analisados estatisticamente pela análise de variância ao nível de

5% de significância. As médias e os desvios padrões foram analisados pelo software Excel (Microsoft, versão 2013).

4 Resultados e Discussão

4.1 Caracterização físico-química dos diferentes lodos utilizados

Na Tabela 12 são apresentados os dados referentes aos resultados dos parâmetros físico-químicos das amostras de lodo coletadas conforme descrito no item 3.1, que foram consideradas para tipificação dos lodos.

Tabela 12- Caracterização físico-química dos diferentes lodos

Tipo de Lodo	Densidade	DBO	pH		COT	N-total	N-NH ₃	Alcalinidade	ST	SF	SV	SV/ST
	(g L ⁻¹)	(mg L ⁻¹)	(mg L ⁻¹)	(mg L ⁻¹)	(mg L ⁻¹)	(mg L ⁻¹)	(mg L ⁻¹)	(CaCO ₃ , mg L ⁻¹)	(g kg ⁻¹)	(g kg ⁻¹)	(g kg ⁻¹)	(%)
Floto	1,02	15725	7,3	2504	1733	1290	5284	65	18	47	72	
BLC	1,02	11642	7	543	1833	1321	4190	29	10	19	65	
Lagoa assoreada	1,04	7760	7,4	260	959	783	4233	123	66	57	46	

Os parâmetros encontrados no processo de caracterização das diferentes amostras de lodo mostram que os lodos têm características distintas, especialmente a DBO, COT e SV, o que permite fazer inferências ao comportamento da velocidade de desnitrificação, como será demonstrado posteriormente. No que diz respeito à densidade dos três lodos, estes não apresentarem diferença significativa. Um estudo realizado por Shuler & Jang (2007), em medições diretas de densidade de lodos de diversas idades, foram encontradas densidades na faixa de aproximadamente 1.015–1.07 g.L⁻¹.

A demanda bioquímica de oxigênio e o carbono orgânico total mostraram existir uma relação direta entre esses parâmetros, o que ainda esteve evidente com os valores encontrados das taxas desnitrificação de cada tipo de lodo.

Quanto ao pH e alcalinidade também se verificou uma relação direta entre os parâmetros, apresentando-se dentro de uma faixa desejável para o processo. Os microrganismos que conduzem a desnitrificação exigem uma faixa de pH relativamente ampla, de 6,5 a 8,5, sendo a faixa ótima de 7,0 a 7,5 (Gerardi, 2002).

Os tipos de nitrogênio caracterizados, nesse caso o nitrogênio total Kjeldhal e amoniacal, apresentaram-se com valores relacionados com o estágio do processo de tratamento dos efluentes.

As concentrações de sólidos foram maiores no lodo da lagoa assoreada em termos de sólidos totais e fixos, enquanto no que tange a relação sólidos voláteis e totais os lodos do flotodecantador e BLC,

estes apresentaram valores maiores em relação ao da lagoa assoreada. Isso pode ser explicado pelo grau de degradação dos materiais de cada lodo, isto é, existe um aumento da perda de sólidos voláteis com o tempo em materiais que estão expostos a uma degradação prolongada tal é o caso do lodo da lagoa assoreada.

4.2 Estudo preliminar das taxas de desnitrificação dos diferentes lodos

O estudo da desnitrificação comumente baseia-se no comportamento do consumo de nitrato, antes de se delinear o experimento houve necessidade entender a velocidade consumo de nitrato dos diferentes lodos (Floto, BLC e Lagoa assoreada), com os resultados encontrados foi possível definir as estratégias do experimento em termos de variáveis do processo necessárias. Abaixo está apresentado o gráfico (Figura 2) da velocidade de consumo de nitrato dos diferentes lodos na proporção 75% de solução e 25% de lodo.

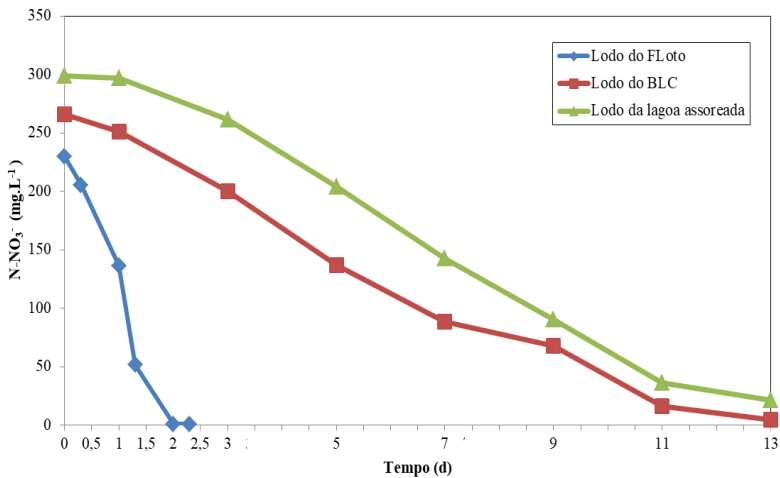


Figura 3 - Velocidade de consumo de nitrato pelo lodo Floto, BLC e lagoa assoreada

- a) velocidade de consumo=109 mg N-NO₃⁻.d⁻¹.L⁻¹
- b) velocidade de consumo=26 mg N-NO₃⁻.d⁻¹.L⁻¹
- c) velocidade de consumo=21 mg N-NO₃⁻.d⁻¹.L⁻¹

O comportamento dos três lodos (floto, BLC e lagoa assoreada) em termos de velocidade de consumo de nitrato foi de 109 mg N-NO₃⁻.d⁻¹, 26 mg N-NO₃⁻.d⁻¹ e 21 mg N-NO₃⁻.d⁻¹. Este comportamento está associado ao COT e DBO dos lodos, o que favoreceu maior consumo de nitrato para o lodo do floto, que possui maior teor de matéria orgânica e boa degradabilidade, com um COT de 2504 mg.L⁻¹ e de DBO 15725 mg.L⁻¹. Enquanto que lodo do BLC e da lagoa assoreada apresentaram uma ligeira diferença. Uma presença em quantidade de substrato e boa degradabilidade do lodo, fatores indispensáveis para desnitrificação (BEYLIER *et al.*, 2011)

4.3 Determinações das taxas de desnitrificação nos diferentes lodos

A Tabela 13 mostra a matriz do planejamento DCC 2² e as respostas experimentais das variáveis dependentes em relação ao consumo de COT e consumo nitrato e acompanhado da relação C/N.

Tabela 13-Planejamento Experimental e respostas investigadas (valores reais e codificados).

Variáveis		Respostas		C/N
[] Nitrato (mgN-NO ₃ ⁻ L ⁻¹)	[] COT (mg L ⁻¹)	Consumo de COT (mg L ⁻¹ dia ⁻¹)	Consumo de NO ₃ ⁻ (mgN-NO ₃ ⁻ L ⁻¹ dia ⁻¹)	
100 (-1)	772 (-1)	34	22	1,5
100 -1	5107 (1)	1342	112	12
300 (1)	772 (-1)	15	35	0,4
300 (1)	5107 (1)	1168	279	4,2
200 (0)	2864 (0)	167	54	3,1
200 (0)	2864 (0)	185	52	3,6
200 (0)	2864 (0)	183	54	3,4

Em termos genéricos, os resultados apresentados na Tabela 13 mostram que o consumo de carbono e consumo de nitrato foram reflexo de uma proporcionalidade inversa entre a variável concentração de nitrato e concentração de carbono.

A tendência de consumo de carbono foi alta nos pontos com maior concentração de COT. Isto pode ser explicado pela disponibilidade de substrato nessas concentrações o que geralmente aumenta a taxa de consumo de COT, o que não se verificou para o ponto central e alguns pontos com concentrações menores de COT.

O consumo de nitrato foi, em grande parte, dependente do consumo de COT, como ilustram os dados. Nos pontos que

apresentaram maior consumo de COT, o consumo nitrato via de regra esteve alto.

Como era esperado, as relações C/N encontradas foram maiores nos pontos com maior COT. Estas relações são preponderantes para o processo da desnitrificação no sentido de permitirem claramente saber a quantidade de carbono e nitrato necessária para desnitrificação, para o caso do enfoque deste trabalho, poder ajustar nas lagoas assoreadas em função do carbono existente nos lodos à quantidade nitrato aplicar para estabilização da lagoa por este processo.

A eficiência da desnitrificação heterotrófica é afetada por fontes de carbono e doadores de elétrons. A falta de fonte de carbono biodisponível leva à baixa eficiência de remoção de nitrato (Zhang *et al.*, 2016 & Xu *et al.*, 2018). Os fatores acima mencionados basicamente são os que governam a taxa de consumo de matéria orgânica na desnitrificação.

O consumo de nitrato no processo da desnitrificação como demonstrado anteriormente também deve ser conduzido em meios com ausência de oxigênio, porque na presença deste factor pode se gerar uma competição no processo, sendo este acceptor final de electrões pode gerar energia para síntese ATP (SANT' ANNA JUNIOR, 2010).

A Figura 4 apresenta o efeito das variáveis estudadas nas respostas. Através dela, é possível identificar quais variáveis foram significativas e se tiveram efeito positivo ou negativo no consumo de COT e consumo de nitrato.

No consumo de carbono foi possível observar que a variável concentração de nitrato e sua combinação com a variável concentração de COT (Tabela 14) afetaram negativamente o resultado. Isto significa que, conforme esperado, há uma proporcionalidade inversa na concentração de nitrato e concentração de carbono, isto é, menor concentração de nitrato gera um reduzido consumo de carbono, o que tem implicação direta na taxa desnitrificação.

A variável que afeta positivamente a resposta é a concentração de COT, indicando que quanto maior a disponibilidade de carbono orgânico total no lodo maior se dá a taxa de consumo de carbono pela desnitrificação. A biodisponibilidade do carbono como mencionado no estudo de Si *et al.*, (2018) sobre as taxas de consumo de carbono orgânico na desnitrificação é preponderante para o processo.

Quanto ao efeito consumo de nitrato observou-se que todas as variáveis (concentrações de nitrato, concentração de COT e sua interação) afetam positivamente o resultado, indicando que quanto

maior a disponibilidade de carbono orgânico total e de nitrato no lodo maior se dará a taxa de consumo de nitrato pela desnitrificação.

Tabela 14- Efeito estimado para todas as variáveis com erro puro.

	Efeito		Erro padrão		t(2)		p	
	COT	N-NO ₃ ⁻	COT	N-NO ₃ ⁻	COT	N-NO ₃ ⁻	COT	N-NO ₃ ⁻
Média	442	87	4	0,3	119	284	0,000071	0,000012
(1) Concentração de Nitrato (mgN-NO ₃ ⁻ L ⁻¹)*	-96	90	10	0,8	-10	112	0,010306	0,00008
(2) concentração de COT (mg L ⁻¹)*	1231	167	10	0,8	125	206	0,000064	0,000024
1 X 2*	-77	77	10	0,8	-8	95	0,015908	0,00011

*Variáveis significativas a $p < 0,15$.

O consumo de carbono é favorecido quando os valores os lodos apresentam maiores valores de DBO (11642 a 15725 mg.L⁻¹) e com altas relações C/N. O consumo de carbono é fundamentalmente dependente da biodisponibilidade, razão que explica diferenças das diversas taxas de consumo de carbono em vários estudos. O potencial de desnitrificação rege-se principalmente pela disponibilidade de carbono orgânico biodegradável, comumente expresso como a relação C / N (BEYLIER *et al.*, 2011).

É importante lembrar que o consumo do nitrato está via de regra acoplado ao consumo de carbono. Sabe-se que os elétrons necessários em todas as etapas durante a redução NO₃⁻ para N₂ na desnitrificação, que são fornecidos pela degradação de materiais orgânicos (Zheng *et al.*, 2014).

O efeito da concentração do nitrato foi negativo no consumo do carbono como mostra a tabela 13. Para concentrações de 100 mg.L⁻¹ e 200 mg.L⁻¹ com concentrações baixas de COT o consumo de nitrato foi baixo

A tabela 15 apresenta os coeficientes de regressão, a partir dos quais foram obtidos os modelos matemáticos apresentados nas equações 12 e 13 utilizado que será posteriormente validado pela análise de variância ANOVA. Os valores de t(2) são obtidos a partir da divisão do valor da regressão pelo valor do erro padrão.

Tabela 15- Coeficientes de regressão para todas as variáveis com erro puro

	Coef. de Regressão		Erro padrão		t(2)		p	
	COT	N-NO ₃ ⁻	COT	N-NO ₃ ⁻	COT	N-NO ₃ ⁻	COT	N-NO ₃ ⁻
	Média	442	87	4	0,3	119	284	0,000071
(1) Concentração de Nitrito (mgN-NO ₂ ⁻ L ⁻¹)*	-48	45	5	0,4	-10	112	0,01	0,00008
(2) concentração de COT (mg L ⁻¹)*	615	83	5	0,4	125	206	0,000064	0,000024
1 X 2*	-38	39	5	0,4	-8	95	0,016	0,00011

$$\text{Taxa de Consumo de COT pela desnitrificação (mg L}^{-1} \text{ dia}^{-1}) = 442,0 - 48,1 * [NO_2^-] + 615,3 * [COT] - 38,5 * [NO_2^-] * [COT]$$

Eq.12

$$\text{Taxa de Consumo de Nitrito pela desnitrificação (mg L}^{-1} \text{ dia}^{-1}) = 86,6 - 45,1 * [NO_3^-] + 83,3 * [COT] - 38,5 * [NO_3^-] * [COT]$$

Eq.13

Para validar estes modelos, foi aplicada a análise de variância apresentada na tabela 16. A significância estatística do modelo da regressão foi determinada pelo teste de Fisher (F_{test}), sendo que o modelo é preditivo sempre que o $F_{\text{calculado}}$ é maior que o F_{tabelado} . O valor de R^2 fornece uma medida da variabilidade observada que pode ser explicada pelos fatores e interações.

Tabela 16 -Análise de variância ANOVA para todas as variáveis e com erro puro.

Causa da variação	SQ		GL		QM		F_{cal}	
	COT	N-NO ₃ ⁻	COT	N-NO ₃ ⁻	COT	N-NO ₃ ⁻	COT	N-NO ₃ ⁻
Regressão	1529575	41836	3	3	509858	13945	4,2	7,1
Resíduo	365227	5932	3	3	121742	1977		
Falta de Ajuste	365033	5930	1	1				
Erro Puro	194	1	2	2				
Total	1894802	47768	6	6				

*COT- $F_{\text{tab}} 85\%; 3; 3; = 3,82$ 1,1 vezes maior $R^2=0,81$

*NO₃⁻- $F_{\text{tab}} 85\%; 3; 3; = 3,82$ 1,8 vezes maior $R^2=0,85$

*SQ-soma de quadrados GL-grau de liberdade QM-quadrados médios

A partir da análise da tabela 16 foi possível observar a partir do coeficientes de determinação (R^2) que os modelos empíricos

matemático conseguem explicar 81% e 88% dos valores testados para o consumo de COT e consumo de nitrato, respetivamente.

O modelo foi validado pois o F calculado foi maior que o F tabelado a uma confiança de 85%. O que permite estimar através do modelo as relações de carbono necessárias para o processo desnitrificação.

Estes modelos expressam o comportamento das necessidades do carbono para o processo desnitrificação dos lodos analisados. Karanasios *et al.*, (2016) demonstram que o comportamento matemático de carbono não é linear, sempre será específico a fonte biodisponível. Essas variações no comportamento do consumo de COT podem ser vistos a partir dos dados obtidos pelo modelo na Tabela 13.

Os modelos empíricos permitiram a construção das superfícies de resposta (Fig 4 e 5), em que são utilizadas para demonstrar o efeito interativo das variáveis independentes (concentração de carbono e concentração de nitrato) sobre a resposta do consumo do COT.

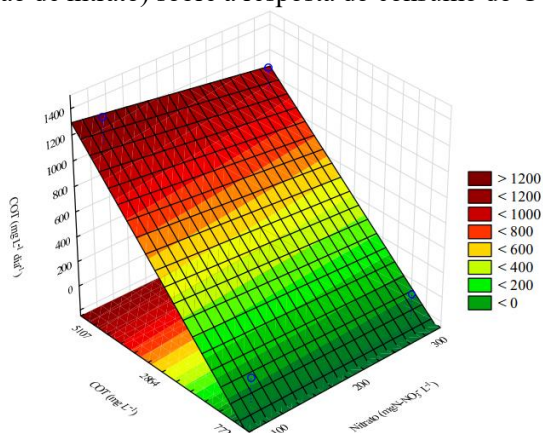


Figura 4- Superfície de resposta para consumo de COT a) Efeito da concentração de carbono e concentração de nitrato

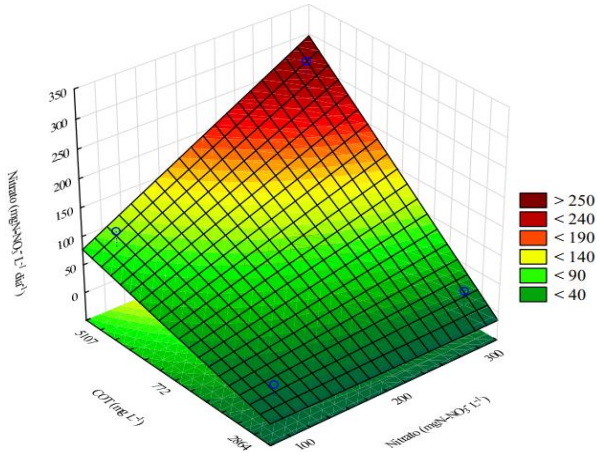


Figura 5- Superfície de resposta para consumo de Nitrato a) Efeito da concentração de carbono e concentração de nitrato

Nas figuras 4 e 5 é demonstrada a relação direta do consumo de carbono com concentração de carbono e concentração de nitrato. Estas variáveis são intimamente ligadas no processo desnitrificação, que define as relações necessárias para o estudo das respostas deste processo. A partir do gráfico da superfície de resposta para consumo de COT, pode-se observar que os melhores resultados são alcançados no nível -1 o que corresponde concentração de 100 mg N-NO₃⁻.L⁻¹ para 5107 mg.L⁻¹ de COT.

4.4 Avaliação da influência da homogeneização nas taxas de desnitrificação dos diferentes lodos

A tabela 17 apresenta o planejamento de experimentos realizado para avaliar a concentração de carbono e a homogeneização.

Tabela 17-Matriz do planejamento de experimentos para avaliação da homogeneização e teor de carbono na resposta consumo de nitrato.

Variáveis		Resposta
Homogeneização	Teor de Carbono	Taxa de Consumo de Nitrato (mg N-NO ₃ · L ⁻¹ d ⁻¹)
-1 (sem homogeneização)	8,86 (Floto)	123,53
1 (dois períodos/dia)	8,86 (Floto)	120,39
-1 (sem homogeneização)	1 (Lagoa)	23,82
1 (dois períodos/dia)	1 (Lagoa)	33,81
0 (um período/dia)	0 (BLC)	21,97
0 (um período/dia)	0 (BLC)	21,4
0 (um período/dia)	0 BLC)	21,72

Utilizando-se a metodologia de planejamento experimental, foi possível identificar que a variável concentração de carbono orgânico total foi a única significativa (Tabela 18) para a resposta taxa de consumo de nitrato. A variável homogeneização não foi significativa. Von Sperling (1996) afirma que o consumo da matéria carbonácea é alta em lodos com frações do tipo rapidamente biodegradável, que é o caso do lodo do Floto com DBO 15725 mg L⁻¹, para os lodos BLC e Lagoa assoreada, apresentam o que autor considera como lentamente biodegradável, o que pode explicar a insignificância do efeito homogeneização.

Tabela 18-Efeito estimado para todas as variáveis com erro global.

	Efeito	Erro padrão	t(3)	p
Média	698	5	15	0.000590
1 Homogeneização	3	11	0,3	0.777914
2 Teor de COT (mg L-1)*	102	10	10	0.001916
1 X 2	-7	11	-1	0.595949

Também a partir dos resultados do planejamento de experimentos, foi possível propor modelos empíricos matemáticos (Tabela 19), em que pode-se verificar a taxa de consumo de nitrato durante o processo de desnitrificação em diferentes tipos de lodos

Tabela 19 - Coeficientes de regressão para todas as variáveis com erro global.

	Efeito	Erro padrão	t(3)	p
Média	29	5	6	0.008756
1 Homogeneização	4	7	1	0.585112
2 Teor de COT (mg L-1)	10	1	1	0.001916
1 X 2	-0,67	1	-1	0.595949

O modelo matemático da Equação 14, (níveis codificadas), foi validado através de análise de variância (ANOVA) Tabela 20, apresentando um coeficiente de correlação (r^2) de 0,97.

$$TCN = 29,14 + 4,33H + 10,35 * [COT] - 0,67 * H * [COT] \text{ (Eq.14)}$$

Onde:

TCN- Taxa de Consumo de Nitrato ($\text{mgN-NO}_3^- \text{ L}^{-1} \text{ d}^{-1}$)

H-Homogeneização

[COT] - Carbono Orgânico Total

Tabela 20 - Análise de variância ANOVA para todas as variáveis e com erro global.

Causa da variação	SQ	GL	QM	Fcalc
Regressão	13303	3	4434	35.97
Resíduo	370	3	123293	
Total	13673	6		

F_{tab} 95%;3;3; = 9,27 R²=0,97
3,87 vezes maior

A superfície de resposta foi gerada utilizando a interação das duas variáveis independentes. O efeito das variáveis para a resposta taxa de consumo de nitrato pode ser visto na Figura 6.

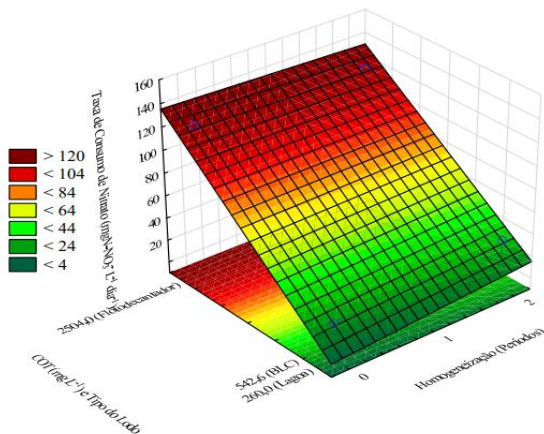


Figura 6- Superfície de resposta para consumo de Nitrato a) Efeito da concentração de carbono e homogeneização

A Figura 6 ilustra o comportamento homogeneização concentração de carbono e concentração de nitrato no consumo de carbono. A variável homogeneização não favoreceu o consumo de nitrato diferentemente da concentração do carbono. A partir do gráfico da superfície de resposta para consumo de COT, pode-se notar que os melhores resultados são alcançados no nível -1 que corresponde ao lodo do Floto com concentração de 2502 mg.L^{-1} de COT e sem homogeneização.

Becarri *et. al* (1983) testando em sistema agitado, concluíram que as taxas de desnitrificação dos reatores não diferem dos sistema sem agitação, se a fonte de carbono se apresentar biodisponível.

4.5 Tempo de estabilização

A estabilização de lagoas baseia-se fundamentalmente no consumo da matéria orgânica. A seguir será desenvolvido uma simulação baseada nos dados obtidos (taxa de consumo de COT e nitrato) do lodo da lagoa assoreada usada para no presente estudo com objetivo de determinar o tempo estabilização (período necessário para redução de matéria orgânica) tomando em conta saída de nitrato do MLE.

Dados

Volume da lagoa = 5000 m^3

$$\text{COT} = 772 \text{ mg.L}^{-1} = 0,772 \text{ kg.m}^{-3}$$

$$Q = 200 \text{ m}^3.\text{d}^{-1}$$

$$[\text{N-NO}_3^-] = 100 \text{ mg.L}^{-1} = 0,1 \text{ kg.m}^{-3}$$

$$\text{Taxa de Consumo de COT} = 34 \text{ mg.L}^{-1}.\text{dia}^{-1} = 0,034 \text{ kg.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$$

$$\text{Taxa de Consumo de N-NO}_3^- = 22 \text{ mg.L}^{-1}.\text{dia}^{-1} = 0,022 \text{ kg.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$$

Quantidade de COT na lagoa

$$5000 * 0,772 = 3610 \text{ kg}$$

Cálculo da massa de nitrato necessária

$$0,034 \text{ kg.m}^{-3}.\text{dia}^{-1} \text{ COT} \text{ ----- } 0,022 \text{ kg.m}^{-3}.\text{dia}^{-1} [\text{N-NO}_3^-]$$

$$3610 \text{ kg} \text{ ----- } X$$

$$X = 2335,88 \text{ kg N-NO}_3^-$$

Massa de COT removida por dia se fosse adicionada a quantidade ideal de nitrato, ou seja as 2,3 toneladas.

$$0,034 \text{ kg.m}^{-3}.\text{dia}^{-1} * 5000 \text{ m}^3 = 170 \text{ kg.dia}^{-1}$$

$$\text{Tempo} = 3610 \text{ kg} / 170 \text{ kg.dia}^{-1}$$

Isto levaria 21,2 dias.

OBS: Entretanto a quantidade de nitrato é limitada pelo aporte diário de 200 m³ do MLE:

Cálculo da quantidade de aplicação diária de nitrato

$$C = Q * [\text{N-NO}_3^-]$$

$$C = 200 \text{ m}^3.\text{d}^{-1} * 0,1 \text{ kg.m}^{-3}$$

$$C = 20 \text{ kg N-NO}_3^- \text{ d}^{-1}$$

Calculo do tempo de estabilização

$$20 \text{ kg N-NO}_3^- \text{ d}^{-1} \text{ ----- } 1 \text{ d}$$

$$2335,88 \text{ kg N-NO}_3^- \text{ ----- } X$$

$$X = 116 \text{ dias}$$

. Com este tempo de estabilização, é possível remover uma grande quantidade de matéria orgânica, isto é, redução da DBO, o que tornaria as lagoas menos suscetíveis à ação dos microrganismos, assim esta tecnologia constitui uma alternativa para gestão de passivo ambientais (lodo) gerados nos sistemas de tratamento de efluentes agroindústrias e pecuários.

5. Conclusões

- O processo de desnitrificação é uma alternativa para estabilização de lagoas assoreadas, observando as taxas encontradas de consumo de nitrato e carbono e o tempo de estabilização, pode se afirmar que o consumo de matéria orgânica acontece numa dinâmica que permite médio prazo reduzir os impactos do lodo para o ambiente;
- As taxas de consumo de carbono e nitrato apresentam uma relação quase que direta, influenciada basicamente pela biodisponibilidade do carbono, não pelo processo físico (homogeneização);
- O tempo de estabilização depende da taxa de consumo de carbono e nitrato, o que indica maiores taxas de consumo de nitrato e carbono menor será o tempo de estabilização;

5.1 Sugestões de trabalho

- Avaliar as alternativas de uso do lodo estabilizado pelo processo desnitrificação;
- Estudar a viabilidade econômica do sistema proposto em comparação com os sistemas usuais de estabilização de lagoas assoreadas;
- Avaliar a influência da temperatura na estabilização de lagoas assoreadas;

6.REFERÊNCIAS

- ABNT-Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR nº 10004**, de 31 de Maio de 2004. Dispõe classificação dos resíduos sólidos, complementa e altera a **NBR nº 10004**, de 30 de Setembro de 1987, da Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT, 2004. Disponível em: <https://www.abntcatalogo.com.br/norma.aspx?ID=58487>
- ADWET, W. M.; PANT, H. J.; MANGALA, M. J.; MASINZA, S. A. Evaluation of hydraulic performance of an anaerobic pond using radiotracer technique, **Applied Radiation and Isotopes**, v.15, p101-105, 2018.
- AHN, Y. O. Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: a review. **Process Biochemistry**, v.41, p.1709-1721, 2006.
- APHA - American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22 ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2012.
- BECARRI, M.; PASSINO, R.; RAMADOORI.; R. TANDOLV. Kinetics of dissimilatory nitrate and nitrate reduction in suspended growth culture, 1983.
- BENNETT, J. M.; WARREN, B. R. Role of livestock effluent suspended particulate in sealing effluent ponds. **Journal Environmental Management**, v.154, p.102-109, 2015.
- BERAN, B.; KARGI, F. A dynamic mathematical model for wastewater stabilization ponds. **Ecological Modelling**, v.181 p39-57, 2005.
- BERNET, N.; BÉLINE, F. Challenges and innovations on biological treatment of livestock effluents. **Bioresource Technology**, v.100, p.5431-5436, 2009.
- Camargo, J. A., Alonso, A.. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. **Environment International**, v. 32, p.831-849, 2006.
- CHEN, Z.; HU, S. Heavy metals distribution and their bioavailability in earthworm assistant sludge treatment wetland, *Journal of Hazardous Materials*. *Journal of Hazardous Materials*, v. 366, p. 615-62, 2019.
- CHIUMENTI, A. Complete nitrification-denitrification of swine manure in a full-scale, non-conventional composting system. **Waste Management**, v. 46, p. 577-587, 2015.

COGGINS, L.X.; GHISALBERTI, M.; GHADOUANI, A. Sludge accumulation and distribution impact the hydraulic performance in waste stabilisation ponds. **Water Research**, v. 110, p.354-365, 2017.

CONAMA-Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 375**, de 29 de Agosto de 2006. Dispõe sobre os critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/res/res06/res37506pdf>

COX, M.J.F. Desarrollo de una estrategia de operación para promover el proceso nitrificación: desnitrificación simultánea em un reactor secuencial de biopelícula. Departamento de Ingeniería Química, Universidad de La Frontera, Temuco, 2009.

DAI, Y.; QIYA, S.; WENSI, W.; LU, L.; LIU, M.; LI, J.; YANG, S.; SUN, Y.; ZHANG, K.; XU, J.; ZHENG, W.; HU, Z.; YANG, Y.; GAO, Y.; CHEN, Y.; ZHANG, X.; GAO, F.; ZHANG, Y. Utilizations of agricultural waste as adsorbent for the removal of contaminants. **Chemosphere**, v.211, p.235-253, 2018.

DEAÑO-BOUZA, R.; RODRÍGUEZ-SALAS, J.J. Distribution and spatial variability of sludges in a wastewater stabilization pond system without desludging for a long period of time. **Ecological Engineering**, v.50. p. 5-12, 2013.

Deng, Z.,. Utilization of agricultural waste resources utilization strategy of developing agricultural. Recycling economy. **Agricultural science and technology**, v.5, p. 161-162, 2017.

FATMA - Fundação do Meio Ambiente. **Instrução normativa nº 11**, de 30 de Outubro de 2014. Dispõe sobre a documentação necessária ao licenciamento e estabelecer critérios para apresentação dos planos, programas e projetos ambientais para implantação de atividades relacionadas à suinocultura de pequeno, médio e grande porte, incluindo tratamento de resíduos líquidos, tratamento e disposição de resíduos sólidos, emissões atmosféricas, ruídos e outros passivos ambientais. Disponível em: <http://www.fatma.sc.gov.br/ckfinder/userfiles/arquivos/in%20s/11/IN%2011%20Suinocultura.pdf>

FIA, R.L.; MATOS, A.T.; BORGES, A.C.; FIA, R.; CECON, P.R. Treatment of wastewater from coffee bean processing in anaerobic fixed bed reactors with different support materials: Performance and kinetic modeling. **Journal Environmental Management**. p.14–21. 2012.

GARRIDO, D.; KLEINER, Y.; COLOMBO, A.; TARTAKOVSKY, B. Dynamic model of a municipal wastewater stabilization pond in the arctic. **Water Research**, v.144, p.444-453, 2018.

GEBLER, L.; PALHARES, J. C. P. Gestão Ambiental na Agropecuária. **Embrapa**, p.174, 2007.

GERARDI, M. H. Nitrification and denitrification in the activated sludge process. New York, Wiley-Interscience, 2002.

GRADY, C. P. L. Jr.; DAIGGER, G. T.; LIM, C. H. Biological Wastewater Treatment, 2. ed., New York-NY, Ed. Marcel Dekker, Inc, p.1039, ISBN 0-8247-8919-9, 1999.

HE, Q. C.; FENG, C.; CHEN, N.; ZHANG, D.; HOU, T.; DAI, J.; HAO, C.; MAO, B. Characterizations of dissolved organic matter and bacterial community structures in rice washing drainage (RWD)-based synthetic groundwater denitrification. **Chemosphere**, v.215, p.142-152, 2019.

HOLLAS, C.E. Sedimentação como estratégia de separação sólido-líquido e sua influência na remoção biológica de nitrogênio de dejetos suínos. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia Agrícola)- Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas-Universidade Estadual do Oeste do Paraná – unioeste, Cascavel, p.66, 2018.

ITURMENDI, F.; ESTRADA, V.; OCHOA, M.P.; HOCH, P. M.; DIAZ, M. S. Biological wastewater treatment: dynamic global sensitivity analysis and parameter estimation in a system of waste stabilization ponds. **Computer Aided Chemical Engineering**, v.30, p. 212-216. 2012.

KELUSKAR, R.; NERURKAR, A.; DESAI, A. Development of a simultaneous partial nitrification, anaerobic ammonia oxidation and denitrification (SNAD) bench scale process for removal of ammonia from effluent of a fertilizer industry. **Bioresource Technology**, v.130, p.390-397, 2013.

KUNZ, A; MIELE, M ; STEINMETZ, R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. **Bioresource Technology**, v. 100, p. 5485-5489, 2009.

LIU, J.; ZUO, J.E.; YANG, Y.; ZHU, S.; KUANG, S.; WANG, K. An autotrophic nitrogen removal process: short-cut nitrification combined with ANAMMOX for treating diluted effluent from an UASB reactor fed by landfill leachate. **Journal of Environmental Sciences**, v. 22, n. 5, p. 777-783, 2010.

LIU, K.. The practical significance and countermeasures of agricultural waste utilization. **Environment Development** , v. 5, p.254-256, 2017.

MAPA- Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução normativa nº 25**, de 23 de Julho de 2009. dispõe sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a

rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura. Disponível em:http://www.agricultura.gov.br/assuntos/insumosagropecuarios/insumos_agricolas/fertilizantes/legislacao/in-25-de-23-7-2009-fertilizantes-organicos.pdf/view

MEKSI, N.; HADDAR, W.; HAMMAMI, S.; MHENNI, M.F. Olive mill wastewater: A potential source of natural dyes for textile dyeing. **Industrial Crops and Products**. v.40, p.103–109, 2012.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. Boston: McGraw-Hill, 2003.

NASCIMENTO, T.E.P.F. Lodo em lagoas de polimento: acúmulo e implicações no comportamento hidrodinâmico e no desempenho do sistema. **Dissertação** (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos).Escola Engenharia - Universidade Federal de Minas Gerais. Belo horizonte.2014.

NELSON,K.L.; CISNEROSB, B. J.; TCHOBANOGLOUSC, G.; DARBY, J.L. Sludge accumulation, characteristics, and pathogen inactivation in four primary waste stabilization ponds in central Mexico. **Water Research**, v.38, p. 111–127, 2004.

OCHOA, M.P.; ESTRADA,V.; HOCH, P. M. Optimal Control Strategies for Wastewater Stabilization Ponds. **Computer Aided Chemical Engineering**. v. 33, p.1657-1662, 2014.

PARIA,D. S.; GANGULY, LAHIRI, S.; GHOSH, D.; JANA, B.B. Ecological processes-driven distribution of net-algal diversity and carbon sequestration potential across the sewage effluent gradient of stabilization pond system. **Ecohydrology & Hydrobiology**, p.1-9, 2018.

PRABAKAR, D.; SUVETHA, S.; MANIMUDI,V. T.; MATHIMANI, T.; KUMAR,G.; RENE, E. R.; PUGAZHENDHI, A. Pretreatment technologies for industrial effluents: Critical review on bioenergy production and environmental concerns. **Journal of Environmental Management**, v. 218, p. 165-180, 2018.

QIAN, W.; MA, B.; LI, X.; ZHANG, Q., PENG, Y., Long-term effect of pH on denitrification: high pH benefits achieving partial-denitrification. **Bioresource Technology**, 2019.

RAJAGOPAL, R.; SAADY, N. M. C.; TORRIJOS, M.; THANIKAL, J. V.; HUNG,Y. Sustainable Agro-Food Industrial Wastewater Treatment Using High Rate Anaerobic Process. **Water Research**, v.5, p. 292-311, 2013.

RAJAGOPAL, R. Treatment of Agro-Food Industrial Wastewaters Using UAF and Hybrid UASB-UAF Reactors. Tese doutorado. Indian Institute of Technology Roorkee, Roorkee, India, 2008.

RODRIGUES, V. A. J., Influência do sedimento no processo de remoção de nitrogênio por nitrificação/desnitrificação em lagoas de polimento. **Tese** (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos), Escola de Engenharia-Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, p.178 2016.

SCHIERHOLT NETO, G.F.; KUNZ, A.; HIGARASHI, M.M.; MATTEI, R.M.; MENOZZO, G.F.; Análise por injeção em fluxo para determinação de nitrato e nitrito em amostras de águas e dejetos de animais. **In: XI Encontro Nacional sobre Metodologias de Laboratório da Embrapa**- ANAIS - Documentos 112. Concórdia: **EMBRAPA**, p. 35-35.2006.

SCHULER, A. J.; JANG, H. Density effects on activated sludge zone settling velocities. **Water research**, v. 41, p.1814-1822, 2007.

SHILTON, A. Pond Treatment Technology. **IWA Publishing**, p.233-241, London, 2005.

SILVA, L. L. da; DONNICI, C. L.; AYALA, J. D.; FREITAS, C. H de; MOREIRA, R. M. PINTO, A. M. F. Traçadores: o uso de agentes químicos para estudos hidrológicos, ambientais, petroquímicos e biológicos. **Quim. Nova**, v. 32, No. 6, 1576-1585, 2005.

SINGHANIA, R.R.; PATEL, A.K.; PANDEY, A. Biotechnology for Agricultural Waste Recycling. **Biotechnology and Bioengineering: Solid Waste Management**. p.221-239.2017.

VON SPERLING, M. Waste stabilization ponds. V.3. **IWA**. p.159. 2007.

WALLACE, J.; CHAMPAGNE, P.; HALL, G. Multivariate statistical analysis of water chemistry conditions in threewastewater stabilization ponds with algae blooms and pH fluctuations. **Water Research**. V.96. p.155-165.2016.

WAN, R.; CHEN, Y.G.; ZHENG, X.; SU, Y.L.; Li, M. Effect of CO₂ on microbial denitrification via inhibiting electron transport and consumption. *Environment Sciences Technology*. v.50, p.9915-9922, 2016.

WIESMANN, U.; CHOI, I. S.; DOMBROWSKI, E. M. Fundamentals of Biological Wastewater Treatment, Berlin, Ed. WILEY-VCH, 393p, ISBN 978-3-527-31219-1, 2007.

XU, Y.; LU, Y.; DAI, X.; Dong, B. The influence of organic-binding metals on the biogas conversion of sewage sludge, **Water Research**, v.126, p. 329-341, 2017.

XU, Z.; DAI, X.; CHAI, X. Effect of different carbon sources on denitrification performance, microbial community structure and

denitrification genes. **Science of the Total Environment**, v. 634, p. 195-204, 2018.

YI, Q.; KIM, Y.; TATEDA, M. Evaluation of nitrogen reduction in water hyacinth ponds integrated with waste stabilization ponds, **Desalination**, v.249, p.528–534, 2009.

YILMAZ, E.; WZOREK, M.; AKÇA, S. Co-pelletization of sewage sludge and agricultural wastes. **Journal of Environmental Management**, v.216, p.169-175, 2017.

Zheng, X., Su, Y.L., Chen, Y.G., Wan, R., Liu, K., Li, M., Yin, D.Q. Zinc oxide nanoparticles cause inhibition of microbial denitrification by affecting transcriptional regulation and enzyme activity. **Environ. Sciences Technology**. v.48, p.13800-13807, 2014.

Anexos

Concentrações de nitrato nos diferentes lodos durante o estudo exploratório

Tempo (d)	Concentração do LF (mg N-NO ₃ :L ⁻¹)	Tempo (d)	Concentração do LBLC (mgN-NO ₃ :L ⁻¹)	Tempo (d)	Concentração do LLA (mgN-NO ₃ :L ⁻¹)
0	229,46	0	265,95	0	297,06
0,3	205,31	1	251,21	1	280,55
1	136,48	3	200	3	241,38
1,3	51,66	5	136,99	5	187,49
2	1,01	7	88,32	7	76,01
2,3	0,81	9	67,7	9	14,96
		11	16,38	11	0,07
		13	4,35	13	0,09

LF-Lodo flote decantor LBLC-Lodo do biodigestor de lagoa coberta

LLA-Lodo de lagoa assoreada

Concentrações de nitrato e carbono orgânico total no estudo efeito do COT e N-NO_3^- na desnitrificação

Lodo Floto de 100 mg $\text{N-NO}_3^- \text{L}^{-1}$			
Tempo (d)	Concentração (mg$\text{N-NO}_3^- \text{L}^{-1}$)	COT do lodo (mg. L^{-1})	COT do sobrenadante (mg. L^{-1})
0	50,2	6010	197,9
0,04	49,42	5193	217,5
0,08	28,71	4428	401,9
0,13	25,83	7308	254,7
0,17	29,88	6432	323,6
0,21	18,76	6133	439,5
0,25	18,79	4742	314,8
0,29	18,76	4841	379
0,33	13,35	4987	474
0,38	2,15	5731	289,9

Concentrações de nitrato e carbono orgânico total no estudo efeito do COT e N-NO_3^- na desnitrificação

Lodo floto 300 mg $\text{N-NO}_3^- \text{L}^{-1}$			
Tempo (d)	Concentração (mg$\text{N-NO}_3^- \text{L}^{-1}$)	COT do lodo (mg. L^{-1})	COT do sobrenadante (mg. L^{-1})
0	264,04	11439	450,4
0,17	217,1	8319	453,6
0,33	134,98	7854	219,5
0,5	24,35	4969	242,7
0,67	19,92	3523	182,2
0,83	19,21	5706	190,3
1	0,62	8889	216,6

Concentrações de nitrato e carbono orgânico total no estudo efeito do COT e N-NO_3^- na desnitrificação

Lodo de Lagoa assoreada de 100mg $\text{N-NO}_3^- \text{L}^{-1}$			
Tempo (d)	Concentração (mg$\text{N-NO}_3^- \text{L}^{-1}$)	COT do lodo (mg. L^{-1})	COT do sobrenadante (mg. L^{-1})
0	72,57	1735	86,96
0,5	72,06	1699	72,08
1	46,91	987	87,7
1,5	41,04	969,4	93,05
2	26,37	3005	97,55
2,5	24,04	1074	88,31

Concentrações de nitrato e carbono orgânico total no estudo efeito do COT e N-NO_3^- na desnitrificação

Lodo de lagoa assoreada de 300mg $\text{N-NO}_3^- \text{L}^{-1}$			
Tempo (d)	Concentração mg$\text{N-NO}_3^- \text{L}^{-1}$	COT do lodo (mg. L^{-1})	COT do sobrenadante (mg. L^{-1})
0	246,10	2962	71,58
1	219,61	2600	124,1
2	81,2	1433	79,89
3	37,63	1250	178,8
4	29,63	854,8	104,8
5	12,2	1416	101,8
6	10,45	1110	106,4
7	5,07	1480	170,8

Concentrações de nitrato e carbono orgânico total no estudo efeito do COT e N-NO_3^- na desnitrificação

Lodo mistura de 1 de 200 mg $\text{N-NO}_3^- \text{L}^{-1}$			
Tempo (d)	Concentração (mg$\text{N-NO}_3^- \text{L}^{-1}$)	COT do lodo (mg. L^{-1})	COT do sobrenadante (mg. L^{-1})
0	148,67	2282	196,10
0,5	60,38	2257	117,80
1	23,82	2455	121,90
1,5	7,85	2590	170,10
2	1,09	4053	166,70
2,5	0,19	1105	159,70

Mistura-Lodo floto e lodo da lagoa assoreada

Concentrações de nitrato e carbono orgânico total no estudo efeito do COT e N-NO_3^- na desnitrificação

Lodo mistura 2 de 200 mg $\text{N-NO}_3^- \text{L}^{-1}$			
Tempo (d)	Concentração (mg$\text{N-NO}_3^- \text{L}^{-1}$)	COT do lodo (mg. L^{-1})	COT do sobrenadante (mg. L^{-1})
0	145,95	3181	231
0,5	58,92	1876	129,6
1	9,76	1505	131,7
1,5	4,38	4562	130,5
2	0,11	3164	174,3
2,5	0,04	867,1	164,3

Concentrações de nitrato e carbono orgânico total no estudo efeito do COT e N-NO_3^- na desnitrificação

Lodo mistura 3 de $200\text{mg N-NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$			
Tempo (d)	Concentração $\text{mgN-NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$	COT do lodo ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	COT do sobrenadante ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)
0	151,29	3658	224,2
0,5	56,57	1842	134
1	15,42	2457	174,1
1,5	2,06	2250	150,9
2	1,08	3063	157,2
2,5	0	1991	171,7

Concentrações de nitrato no estudo do efeito da homogeneização e do COT na desnitrificação

Lodo floto			
Tempo (d)	Concentração ($\text{mgN-NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$)		
	Duas homogeneizações	Uma homogeneização	Sem homogeneização
0	229,46	232,19	237,28
0,3	205,31	207,95	209,77
1	136,48	138,82	147,88
1,3	51,66	51,81	52,39
2	1,01	1,53	1,73
2,3	0,81	1,38	1,33
Velocidade de consumo de substrato ($\text{mg NO}_3^- \cdot \text{d}^{-1}$)	-108,66	-109,78	-111,85

Concentrações de nitrato no estudo do efeito da homogeneização do COT na desnitrificação

Lodo do BLC			
	Concentração (mgN-NO₃·L⁻¹)		
Tempo (d)	Uma homogeneização	Uma homogeneização	Uma homogeneização
0	276,04	265,95	264,54
1	260,21	251,21	250,66
3	210,37	200	200,62
5	143,44	136,99	132,99
7	93,77	88,32	77,3
9	75,9	67,7	62,72
11	19,36	16,38	14,06
13	6,65	4,35	0,08
Velocidade de consumo de substrato (mg NO₃·d⁻¹)	-21,9709	-21,3968	-21,7236

Concentrações de nitrato no estudo do efeito da homogeneização do COT na desnitrificação

Lodo de lagoa assoreada			
	Concentração (mgN-NO₃L⁻¹)		
Tempo (d)	Duas homogeneizações	Uma homogeneização	Sem homogeneização
0	251,42	298,75	297,06
1	224,95	296,56	280,55
3	222,62	261,2	241,38
5	114,37	204,2	187,49
7	7,7	142,54	76,01
9		90,12	14,96
11		36,24	0,07
13		21,24	0,09
Velocidade de consumo de substrato (mg NO₃.d⁻¹)	-33,8059	-23,8203	-26,5509