



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
ENGENHARIA CIVIL
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL

ROSÂNGELA ARAÚJO SILVA

**REMOÇÃO DE AMÔNIA EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO EM ESCALA
REAL**

FORTALEZA
2018

ROSÂNGELA ARAÚJO SILVA

REMOÇÃO DE AMÔNIA EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO EM ESCALA REAL

Monografia apresentada ao Curso de Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Engenharia Civil.

Orientador: Prof. Dr. Fernando José Araújo da Silva.

FORTALEZA

2018

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- S583r Silva, Rosângela Araújo.
Remoção de amônia em lagoas de estabilização em escala real / Rosângela Araújo Silva. – 2018.
39 f. : il. color.
- Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia,
Curso de Engenharia Civil, Fortaleza, 2018.
Orientação: Prof. Dr. Fernando José Araújo da Silva.
1. Lagoas de estabilização. 2. Matéria orgânica. 3. Amônia. 4. Coeficiente de remoção. I. Título.
CDD 620
-

ROSÂNGELA ARAÚJO SILVA

REDUÇÃO DE AMÔNIA EM LAGOAS DE ESTABILIZA EM ESCALA REAL

Monografia apresentada ao Curso de Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Engenharia Civil.

Orientador: Prof. Dr. Fernando José Araújo da Silva.

Aprovada em: ____/____/____.

BANCA EXAMINADORA

Prof . Dr. Fernando José Araújo da Silva (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Msc. José Ademar Gondim Vasconcelos
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Engenheiro Químico Gustavo Ribeiro Ross

A Deus, que me deu forças para buscar e alcançar meus objetivos.

A minha avó e minha mãe, Noemia e Rosane, e ao meu namorado, Valdano, que me ajudaram imensamente para que eu concluísse esta etapa da minha vida.

AGRADECIMENTOS

A minha avó, Noemia, por todos os ensinamentos, apoio e por acreditar e se orgulhar das minhas conquistas.

A minha mãe, Rosane, por me dar suporte em todos os momentos e por ser sempre uma fonte de amor e carinho.

Ao meu namorado, Valdano, por todo o companheirismo, dedicação e apoio em todos os momentos dessa árdua jornada.

A minha grande amiga, Larissa, que é um dos grandes presentes da graduação e conselheira de todas as horas.

Ao meu orientador, Prof. Fernando José, por toda a confiança depositada e por mostrar o caminho a ser trilhado nessa pesquisa.

Aos meus amigos de curso Adrya, Artur Costa, Artur Holanda, Maria Elizabete, Maria Gabriela, Matheus Cavalcante, Mônica, Rebeca, Suyanne, Vitor Werton e Yan, por todas as risadas, mesmo nas horas de dificuldades.

À instituição UFC que me acolheu e me deu oportunidade de realizar um grande sonho de ser engenheira civil.

.

“A persistência é o menor caminho do êxito. ”

Charles Chaplin

RESUMO

As lagoas de estabilização constituem um tipo de sistema de tratamento de esgoto com grande aceitabilidade no Brasil, devido à facilidade e ao baixo custo de operação e manutenção. Nesse tipo de tratamento há significativa remoção de matéria orgânica e nutrientes, como o nitrogênio amoniacal, através de processos biológicos que envolvem algas e bactérias. O presente estudo concentrou-se em uma série de lagoas facultativas primárias localizadas no Rio Grande do Norte, a fim de estimar a remoção de matéria orgânica e de amônia. Utilizou-se a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO) para a caracterização da matéria orgânica dessas lagoas. Calcularam-se os coeficientes de remoção (k), com base em cinética de primeira ordem, para o regime de mistura completa e de fluxo em pistão. Obtiveram-se os valores médios de k para mistura completa de $0,089\text{ d}^{-1}$, $0,259\text{ d}^{-1}$, $0,078\text{ d}^{-1}$, $0,076\text{ d}^{-1}$, $0,201\text{ d}^{-1}$ para a amônia, DBO, DBO filtrada, DQO, DQO filtrada, respectivamente. Para o regime de fluxo em pistão, os valores de k foram de $0,053\text{ d}^{-1}$, $0,095\text{ d}^{-1}$, $0,048\text{ d}^{-1}$, $0,047\text{ d}^{-1}$, $0,083\text{ d}^{-1}$ para os mesmos parâmetros citados acima, na mesma ordem. Concluiu-se, por análise de correlação, que alguns coeficientes eram correlacionados positivamente. Também foram determinadas as taxas superficiais de aplicação e de remoção, as quais apresentaram-se auto correlatas, verificando-se que quanto maior o carregamento de matéria orgânica ou amônia na lagoa facultativa, maior será a taxa de remoção respectiva.

Palavras-chave: Lagoas de estabilização. Matéria orgânica. Amônia. Coeficiente de remoção. Mistura completa. Fluxo em pistão.

ABSTRACT

Waste stabilization ponds are a type of sewage treatment system with great acceptability in Brazil, due to the ease and low cost of operation and maintenance. In this type of treatment, there is significant removal of organic matter and nutrients, such as ammoniacal nitrogen, through biological processes involving algae and bacteria. The present study focused on a series of primary facultative ponds located in Rio Grande do Norte, in order to estimate the removal of organic matter and ammonia. The Biochemical Oxygen Demand (BOD) and Chemical Oxygen Demand (COD) were used to characterize the organic matter of these ponds. The removal coefficients (k) were calculated on the basis of first order kinetics for the complete mixing regime and piston flow regime. The mean values of k for complete mixing regime were 0.089 d^{-1} ; 0.259 d^{-1} ; 0.078 d^{-1} ; 0.076 d^{-1} ; 0.201 d^{-1} for ammonia, BOD, filtered BOD, COD, filtered COD, respectively. For the piston flow regime, the values of k were 0.053 d^{-1} ; 0.095 d^{-1} ; 0.048 d^{-1} ; 0.047 d^{-1} ; 0.083 d^{-1} for the same parameters mentioned above, in the same order. It was concluded, by correlation analysis, that some coefficients were positively correlated. It was also determined the superficial rates of surface application and removal, which were self-correlated, and it was verified that the higher the loading of organic matter or ammonia in the facultative pond, the greater the respective removal rate.

Keywords: Waste stabilization ponds. Organic matter. Ammonia. Coefficient of removal. Complete mixing regime. Piston flow regime.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	10
1.1	Considerações iniciais	10
1.2	Motivação do Estudo.....	11
1.3	Objetivos.....	11
1.3.1	Objetivos Gerais.....	11
1.3.2	Objetivos Específicos	12
1.4	Estrutura do Estudo.....	12
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	13
2.1	A importância do tratamento de esgotos.....	13
2.2	A tecnologia de lagoas de estabilização	14
2.2.1	<i>Tipos de Lagoas e Mecanismos de Funcionamento</i>	14
2.2.2	<i>Lagoa Facultativa.....</i>	16
2.2.3	<i>Orientações de projeto</i>	18
2.2.3.1	<i>Taxa de aplicação superficial</i>	19
2.2.3.2	<i>Profundidade</i>	20
2.2.3.3	<i>Tempo de detenção hidráulica (TDH).....</i>	21
2.2.3.4	<i>Geometria da lagoa.....</i>	21
2.2.4	<i>Remoção de amônia em lagoas de estabilização</i>	22
2.2.5	<i>Cinética da remoção de poluentes</i>	24
2.2.6	<i>Taxa de remoção superficial e volumétrica.....</i>	25
3	METODOLOGIA	26
3.1	Tipo de Estudo.....	26
3.2	Lagoas de estudo.....	27
3.3	Dados do estudo.....	28
3.4	Abordagem.....	30
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	33
5	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	37
	REFERÊNCIAS	38

1 INTRODUÇÃO

1.1 Considerações iniciais

O tratamento de esgoto tem como principal finalidade a conservação das fontes de abastecimento de água para uso doméstico, industrial e agrícola, e a prevenção e redução de doenças transmissíveis causadas por micro-organismos patogênicos.

Dentre os processos de tratamento biológico de esgoto existentes no Brasil, as lagoas de estabilização são as mais empregadas. Essa grande aceitabilidade é decorrente do baixo custo de implantação e da simplicidade operacional dessas lagoas. Outros fatores, como o clima e a disponibilidade de área no país, favorecem a utilização desse sistema de tratamento em cidades brasileiras de pequeno e médio porte.

As lagoas de estabilização podem ser naturais ou artificiais. Nelas há o tratamento biológico de águas residuárias, onde a matéria orgânica é estabilizada por oxidação aeróbia ou digestão anaeróbia. Podem ser classificadas, basicamente, em lagoas anaeróbias, facultativas e de maturação. As lagoas facultativas, que são as mais comumente utilizadas, possuem elevada eficiência na remoção de matéria orgânica, nutrientes e patógenos, no entanto só apresentam taxas significativas na remoção de nutrientes quando estão dispostas em série.

O nitrogênio é o nutriente encontrado com maior frequência nos esgotos domésticos. Ele é essencial para o crescimento das algas, entretanto quando está em quantidade excessiva em ambientes aquáticos, torna-se o principal responsável pelo crescimento algal desordenado. Segundo Jordão e Pessoa (2014), esgotos domésticos frescos apresentam nitrogênio principalmente na forma orgânica, proveniente de compostos orgânicos proteicos, de aminoácidos e da ureia humana.

A maior parte das pesquisas da área não aborda a remoção de nutrientes como o nitrogênio, pois o foco principal é a remoção da matéria orgânica. Segundo de Almeida (2017), o estudo da cinética de nitrogênio em lagoas de estabilização teve início em 1968, quando o autor Stratton, trabalhando com canais de água de abastecimento, notou que ocorria a remoção de nitrogênio em condições de altos valores de pH. Posteriormente, Pano e Middlebrooks apresentaram um modelo de quantificação da parcela de amônia total (AMT) em lagoas facultativas dos Estados Unidos. Esses autores pressupuseram que não apenas o pH e a

temperatura geravam influência na cinética da amônia, mas também condições operacionais, como área e vazão.

Diante do exposto, nota-se a importância do estudo sobre a remoção de nitrogênio em lagoas facultativas para que haja a mitigação de problemas ambientais causados por esse nutriente limitante.

1.2 Motivação do Estudo

Há uma infinidade de estudos sobre lagoas de estabilização, que abrangem desde o dimensionamento das lagoas até seus respectivos mecanismos de funcionamento. No entanto, a maioria dessas pesquisas trata de sistemas de lagoas em escala piloto e, ao abordar a remoção de poluentes, concentra-se na estabilização da matéria orgânica.

No entanto, sabe-se que também é de grande importância o estudo desse sistema de tratamento em escala real, para que se tenha conhecimento sobre critérios de projeto que reflitam a realidade. Além disso, é importante também dar enfoque à cinética de remoção de nutrientes como o nitrogênio, pois tal composto é determinante para a boa qualidade do efluente tratado e para a eficiência das lagoas de estabilização.

Desse modo, buscou-se nesse trabalho, de caráter teórico-aplicativo, abordar o funcionamento de lagoas facultativas em escala real e calcular suas respectivas taxas de remoção de nitrogênio através da remoção de amônia. Foram escolhidas lagoas facultativas no estado do Rio Grande do Norte.

1.3 Objetivos

1.3.1 *Objetivos Gerais*

Este trabalho tem como objetivo determinar a remoção de amônia em lagoas facultativas primárias de ETE em escala real no Nordeste do Brasil.

1.3.2 Objetivos Específicos

- Determinar as taxas de remoção superficial e volumétrica de amônia;
- Determinar os coeficientes de remoção de poluentes para regime de mistura completa e fluxo em pistão conforme cinética de primeira ordem.

1.4 Estrutura do Estudo

O presente trabalho foi dividido em 6 capítulos:

- i. O capítulo 1 é de introdução, refere-se às considerações iniciais, aos objetivos do trabalho apresentado e à composição estrutural deste.
- ii. O capítulo 2 apresenta uma revisão de literatura, abordando os seguintes temas: a importância do tratamento de esgotos, as lagoas de estabilização e a remoção de matéria orgânica e de nitrogênio em lagoas facultativas primárias;
- iii. O capítulo 3 exhibe a metodologia e informações a respeito do objeto de estudo;
- iv. Os capítulos 4 aborda os resultados do trabalho com análise relevante dos objetivos estabelecidos;
- v. O Capítulo 5 contém a conclusão e as recomendações para pesquisas futuras a respeito do tema.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 A importância do tratamento de esgotos

Segundo Von Sperling (2005), o esgoto sanitário é formado por esgoto doméstico, despejos industriais e águas de infiltração. Os quais são definidos como:

- a) Esgoto doméstico: Proveniente das residências, do comércio e das repartições públicas ou edificações que contenham instalações de banheiros, cozinhas ou qualquer dispositivo de utilização de água para fins domésticos;
- b) Despejos industriais: São os efluentes de indústrias admitidos na rede de esgoto. Os esgotos industriais ocorrem em pontos específicos da rede coletora e suas características dependem do tipo de indústria;
- c) Águas de infiltração: São as águas que penetram na rede coletora de esgoto através de juntas defeituosas das tubulações, de paredes de poços de visita, etc. A taxa de infiltração depende muito das juntas das tubulações, do tipo de elementos de inspeção, do tipo de solo e da posição do lençol freático.

O esgoto doméstico e o industrial caracterizam-se como fontes pontuais localizadas, responsáveis por significativa redução do oxigênio nos cursos d'água e contribuição de sólidos, patógenos e nutrientes. No caso de esgotos industriais, ainda há contribuição de metais e de outras substâncias. Já as águas de infiltração contribuem de forma não pontual para a poluição das águas e podem apresentar impacto considerável sobre o meio ambiente (JORDÃO; PESSOA, 2014).

A disposição adequada dos esgotos é essencial à proteção da saúde pública e do meio ambiente. São inúmeras as doenças que podem ser transmitidas por falta da disposição adequada do esgoto sanitário. Sob o aspecto sanitário, o destino adequado dos dejetos humanos visa, fundamentalmente, os seguintes objetivos (FUNASA, 2004):

- a) Evitar a poluição do solo e dos mananciais de abastecimento de água;
- b) Evitar o contato de vetores com as fezes;
- c) Propiciar a promoção de novos hábitos higiênicos na população;
- d) Promover o conforto e atender ao senso estético.

2.2 A tecnologia de lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização são grandes tanques de pequena profundidade, definidas por dique de terra, destinadas a tratar águas residuárias brutas através de processos naturais, envolvendo algas e bactérias (SILVA, 1979). Essas lagoas são sistemas de tratamento biológico onde a estabilização da matéria orgânica é realizada pela oxidação bacteriológica (oxidação aeróbia ou fermentação anaeróbia) e/ou redução fotossintética das algas (JORDÃO; PESSOA 2014).

Segundo Von Sperling (1996), as lagoas de estabilização são bastante indicadas para regiões de clima quente e países em desenvolvimento, devido às seguintes características:

- Suficiente disponibilidade de área em um grande número de localidades;
- Clima favorável (temperatura e insolação elevadas);
- Operação simples;
- Necessidade de poucos ou nenhum equipamento.

As principais vantagens das lagoas de estabilização são: a alta remoção de DBO e de organismos patogênicos; a resistência a choques de cargas hidráulicas e orgânicas; a simplicidade (construção, operação e manutenção); o baixo custo (método mais barato de tratamento de esgoto) e a possibilidade de reuso do efluente.

Existem algumas desvantagens nesse sistema de tratamento, como a possibilidade de liberação de odores (sistemas sobrecarregados); a necessidade de grandes áreas de terra (custo pela aquisição do terreno); a elevada fração orgânica de nitrogênio remanescente; e a remoção razoável de sólidos suspensos totais (constituídos principalmente de algas).

Apesar das desvantagens, as lagoas de estabilização constituem uma opção eficiente e bastante aceitável para tratamento de esgoto, principalmente em países em desenvolvimento, devido à sua simplicidade de operação e baixo custo, além da efetividade do tratamento.

2.2.1 Tipos de Lagoas e Mecanismos de Funcionamento

Os sistemas de lagoas de estabilização constituem a forma mais simples para o

tratamento de esgotos, havendo diversas variantes do sistema com diferentes níveis de simplicidade operacional e requisito de área (VON SPERLING, 1996).

Nesses sistemas de tratamento de esgoto devem prevalecer condições técnicas adequadas aos fenômenos físicos, químicos e biológicos que caracterizam a autodepuração. A matéria orgânica é estabilizada, principalmente, pela ação de bactérias. Estas produzem ácidos orgânicos sob condições anaeróbias ou CO_2 e água sob condições aeróbias (JORDÃO; PESSOA, 2014).

Os principais tipos de lagoas de estabilização são: facultativas, anaeróbias e de maturação. As lagoas facultativas e anaeróbias são projetadas para a remoção de DBO (demanda bioquímica de oxigênio), e as lagoas de maturação são designadas para a remoção de organismos patogênicos.

As lagoas são dispostas em série para redução do tempo de detenção do esgoto e aumento do controle da eficiência do tratamento. Desse modo, a primeira lagoa da série, responsável pelo recebimento e tratamento do esgoto bruto, é denominada lagoa primária. Já a segunda lagoa, que recebe o efluente tratado da primária, é denominada lagoa secundária, e assim sucessivamente.

No Quadro 1, há uma descrição sucinta dos principais tipos de lagoas de estabilização, entretanto, será dado mais enfoque à lagoa facultativa primária e seus respectivos mecanismos de funcionamento, em virtude de ser objeto de estudo desse trabalho.

Quadro 1 – Principais tipos de lagoas de estabilização

(continua)

Tipo de Lagoa	Descrição
<i>Anaeróbia</i>	São lagoas projetadas para receberem elevadas cargas orgânicas em relação à sua superfície, o que resulta em ausência de oxigênio dissolvido na massa líquida. Apresentam profundidade entre 3 m e 5m e tempo de detenção hidráulica de 3 a 5 dias. A remoção de poluentes é obtida pela ação de bactérias anaeróbicas e sedimentação de resíduos.

Quadro 1 – Principais tipos de lagoas de estabilização

(conclusão)

<i>Facultativa</i>	Apresentam processos de degradação de matéria orgânica por oxidação aeróbia e digestão anaeróbia. Durante o dia, com a incidência da luz solar, as algas realizam fotossíntese produzindo oxigênio, o qual é utilizado pelas bactérias aeróbias para digerir a matéria orgânica. Essas lagoas apresentam profundidades entre 1,5m e 2,0 m e tempo de detenção hidráulica de 15 a 45 dias (para lagoas facultativas primárias).
<i>Maturação</i>	Possibilitam o polimento no efluente de qualquer sistema de tratamento de esgoto. O principal objetivo é a remoção de patógenos, especialmente bactérias e vírus. São lagoas mais rasas, normalmente possuem profundidade de 1 m. A baixa profundidade proporciona alta penetração da radiação solar, eleva o pH e o oxigênio dissolvido (OD). Para três lagoas de maturação em série têm-se um tempo de detenção hidráulica de 4 dias.

Fonte: Campos (1994) e Von Sperling (1986)

2.2.2 Lagoa Facultativa

As lagoas facultativas são o tipo mais simples dos sistemas de lagoas de estabilização. Elas são projetadas para receberem águas residuárias brutas ou efluentes de um tratamento primário, dentre eles os de lagoas anaeróbias (SILVA, 1979). Nesse sistema, o esgoto fica retido por um período de tempo necessário para que os processos naturais de estabilização da matéria orgânica se desenvolvam.

O termo *facultativa* é devido ao fato de que neste sistema predominam as bactérias facultativas, com capacidade de adaptação aos dois ambientes formados na lagoa: aeróbios (mais à superfície) e anaeróbios (no fundo das lagoas) (SANTOS et al., 2006). A região situada entre os ambientes aeróbio e anaeróbio, que ora aparece como aeróbia e ora como anaeróbia e onde essas bactérias atuam, é chamada de zona facultativa e caracteriza esse tipo de lagoa (KELNNER; PIRES, 1998).

Segundo Mendonça (1990), nesse tipo de lagoa, processos de oxidação bacteriana convertem o material orgânico em dióxido de carbono, amônia e fosfatos. A presença dos nutrientes proporciona um ambiente adequado ao desenvolvimento das algas e estas, através de sua atividade fotossintética, produzem mais oxigênio. Este oxigênio está disponível para as bactérias continuarem a oxidação aeróbia da matéria orgânica. Desse modo, em lagoas facultativas existe uma relação mutualística entre algas e bactérias.

A matéria orgânica em suspensão tende a sedimentar, formando o lodo de fundo. Este lodo é decomposto por mecanismos anaeróbios, sendo convertido lentamente em gás carbônico, água metano e outros. Após determinado período, somente a fração não biodegradável do lodo permanece na camada de fundo. O gás sulfídrico é oxidado na camada aeróbia superior e por isso não causa problemas de mau cheiro (VON SPERLLING, 1996).

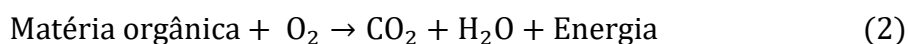
A matéria orgânica dissolvida (DBO solúvel) e a que se encontra suspensa em pequenas partículas (DBO finamente particulada) não sedimentam, permanecendo dispersas na massa líquida. Na zona aeróbia, a matéria orgânica é oxidada por meio da respiração aeróbia. O oxigênio necessário para a oxidação é fornecido pela fotossíntese realizada pelas algas. Há um equilíbrio entre o consumo e a produção de oxigênio e gás carbônico (VON SPERLLING, 2005).

As reações de fotossíntese (produção de matéria orgânica) e respiração (oxidação da matéria orgânica) são semelhantes, mas apresentam sentidos opostos:

- Fotossíntese



- Respiração:



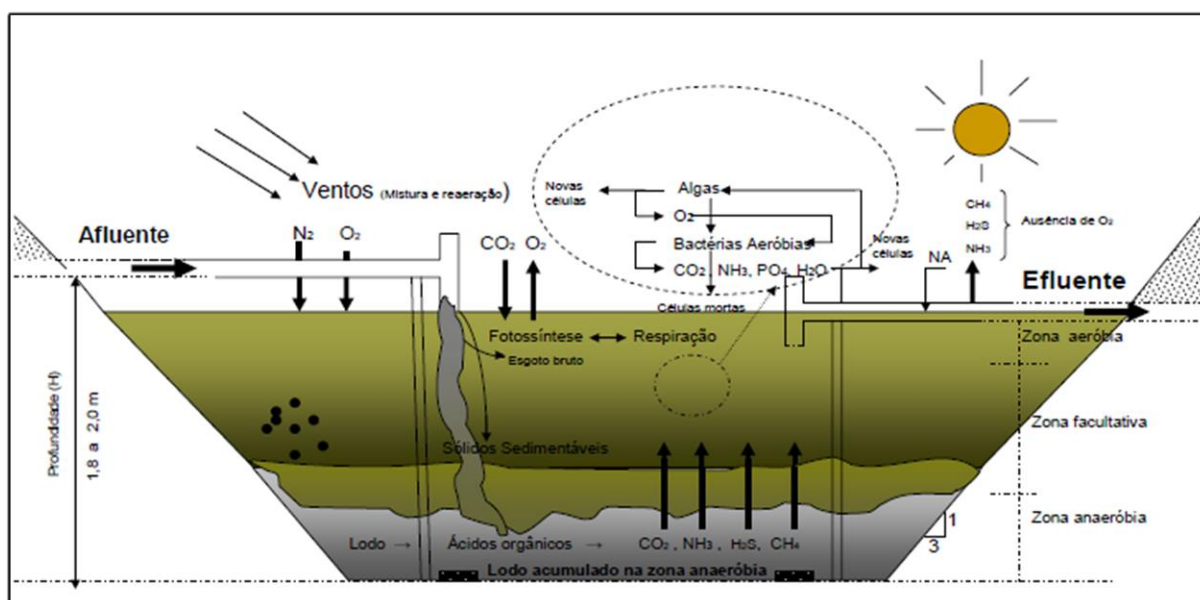
Para que aconteça a fotossíntese é necessária uma fonte de energia solar. Por esse motivo, locais com elevada radiação solar e baixa nebulosidade são os mais indicados para a instalação de lagoas facultativas.

A fotossíntese é mais elevada próxima à superfície e à medida que se aprofunda na lagoa a penetração da luz é menor, fazendo com que o consumo de oxigênio (respiração) seja maior que a produção (fotossíntese), havendo ausência de oxigênio a partir de determinada profundidade. Durante a noite, como não ocorre a fotossíntese, as condições anaeróbias

prevalecem. Desse modo, é fundamental que haja bactérias que possam sobreviver e estabilizar a matéria orgânica tanto na presença como na ausência de oxigênio (VON SPERLING, 1996).

Na ausência de oxigênio livre, são utilizados outros receptores de elétrons, como nitratos (condições anóxicas) e sulfatos; e CO_2 (condições anaeróbias). A zona onde pode haver a presença ou a ausência de oxigênio é chamada de zona facultativa. A lagoa opera com carga orgânica superficial de 100 a 400 kgDBO/ha.dia, com profundidade entre 1 e 2 m e tempo de detenção hidráulica de no mínimo de 5 dias. A Figura 1 mostra a representação esquemática de uma lagoa de estabilização.

Figura 1 – Esquema de uma lagoa facultativa



Fonte: SILVA FILHO (2007).

2.2.3 Orientações de projeto

Provavelmente o fator mais importante no projeto de uma lagoa é sua localização. Deve haver disponibilidade de áreas planas com determinada distância da zona urbana. A escolha deve prever a futura expansão da cidade.

Outro fator de grande importância é o clima, pois dele vai depender o tamanho da lagoa. As variáveis climáticas que mais influenciam a lagoa facultativa são a temperatura e a

insolação. Temperaturas elevadas favorecem a fermentação anaeróbica, minimizando o aparecimento de maus odores. Devido a isso, climas mais quentes são mais favoráveis ao emprego de lagoas. Entretanto, em temperaturas acima de 30°C haverá tendência ao surgimento de maior quantidade de algas azuis e maus odores (CETESB, 1975).

Os principais parâmetros de projeto das lagoas facultativas são:

- Taxa de aplicação superficial
- Profundidade
- Tempo de detenção
- Geometria da lagoa (relação comprimento/largura)

2.2.3.1 Taxa de aplicação superficial

O critério de taxa de aplicação superficial (carga orgânica por unidade de área) é o principal item de projeto, e baseia-se na necessidade de se ter uma determinada área de exposição solar a lagoa para a ocorrência da fotossíntese. Esse parâmetro baseia-se na necessidade de oxigênio proveniente da fotossíntese para a estabilização da matéria orgânica, relacionando-se com a atividade das algas e ao balanço entre produção e consumo de oxigênio.

A área requerida pela lagoa é calculada em função da taxa de aplicação superficial (λ_s). A taxa é expressa em termos da carga de DBO (em kgDBO/ha.dia) que pode ser tratada por unidade de área da lagoa (expressa em ha).

$$A = L/\lambda_s \quad (3)$$

Onde:

A = área requerida para lagoa (ha)

L = concentração (C) x vazão (Q) = carga de DBO total afluyente (kgDBO/dia)

λ_s = taxa de aplicação superficial (kgDBO/ha.dia).

A taxa a ser adotada varia com a temperatura local, latitude, exposição solar, altitude, etc. Locais com clima extremamente favorável permitem adoção de taxas acima de

300 kgDBO/ha.dia, o que implica em menores áreas superficiais das lagoas. Já locais de clima temperado requerem taxas de aplicação menores que 100 kgDBO/ha.dia.

Para o cálculo da taxa de aplicação superficial, adota-se a equação 4, proposta por Mara (1997). Essa equação utiliza a temperatura média do ar no mês mais frio, tendo como justificativa que o período frio é o mais crítico no funcionamento das lagoas, em termos das velocidades das reações bioquímicas.

Para o dimensionamento das lagoas facultativas, adota-se a temperatura média do líquido no mês mais frio (para efeito de cálculo das taxas de remoção de DBO), mas assume-se, para efeito da estimativa da taxa de aplicação superficial, a temperatura do líquido igual à temperatura do ar (VON SPERLING, 1996).

$$\lambda_s = 350 \times (1,107 - 0,002 \times T)^{(T-25)} \quad (4)$$

Onde:

T = temperatura média do ar no mês mais frio (°C).

Apesar da equação conduzir a valores bem elevados para temperaturas acima de 25°C, recomenda-se que para cálculo de projeto, a carga máxima admissível seja de 350 kgDBO/ha.dia. Evidentemente que a utilização de uma fórmula empírica é apenas uma estimativa inicial da taxa de aplicação superficial. Caso haja experiências locais ou evidências climatológicas que possibilitem a adoção de outros valores, deve-se levá-los em consideração ao selecionar o valor de λ_s .

2.2.3.2 Profundidade

A zona aeróbia da lagoa facultativa depende da incidência da luz solar para suportar a atividade fotossintética. A intensidade da luz incidente sobre o corpo d'água tende a se extinguir exponencialmente à medida que esta penetra ao longo da profundidade. Quanto maior a cor, turbidez e a concentração de algas, mais rapidamente a luz se dissipa. Ao ponto que, abaixo de determinada profundidade da lagoa, o ambiente é inadequado para o crescimento das algas.

Segundo Von Sperling (1996), a profundidade H da lagoa é uma relação entre o volume requerido, V, e a área requerida, A, considerando que $H=V/A$. No entanto, outros

aspectos intrínsecos às lagoas rasas ou profundas influem na seleção da profundidade. Ainda não se dispõe de conhecimento suficiente para otimizar a profundidade da lagoa. O intervalo de profundidades (H) a serem adotadas no projeto situa-se entre 1,3m a 3,0 m, mesmo que o intervalo mais utilizado seja de 1,5m a 2,0m.

2.2.3.3 *Tempo de detenção hidráulica (TDH)*

O tempo de detenção da lagoa facultativa está relacionado ao volume e à vazão de projeto, como mostra a equação 5.

$$TDH = Vol / Q \quad (5)$$

Onde:

TDH = tempo de detenção hidráulica (d)

Vol = volume da lagoa (m³)

Q = vazão média afluyente (m³/d)

O tempo de detenção requerido para a oxidação da matéria orgânica varia com as condições locais, principalmente com a temperatura. Em lagoas facultativas primárias que tratam esgotos domésticos tem-se, usualmente, o tempo de detenção variando de 15 a 45 dias (VON SPERLING, 1996).

2.2.3.4 *Geometria da lagoa*

O projeto das lagoas poderá fazer um aproveitamento do terreno disponível e da sua topografia para se obter a relação mais adequada do comprimento/largura (L/B). Sistemas com a relação L/B elevada tendem ao fluxo em pistão, enquanto lagoas com L/B próximo a 1,0 (lagoas quadradas) tendem ao regime de mistura completa. As lagoas facultativas primárias, usualmente, não são projetadas aproximando-se de reatores de fluxo em pistão (alta relação comprimento/largura) com a introdução de chicanas (VON SPERLING, 1996).

Mais comumente, a relação L/B das lagoas facultativas se encontra na seguinte faixa (EPA,1983; ABDEL- RAZIC,1991 apud VON SPERLING, 1996):

Relação comprimento / largura (L/B) = 2 a 4

2.2.4 Remoção de amônia em lagoas de estabilização

O nitrogênio é um composto de grande importância para as reações bioquímicas que ocorrem nas lagoas de estabilização, pois é um nutriente limitante da produção das algas (principais organismos biológicos produtores e fornecedores de oxigênio dissolvido). Quando está sob a forma de nitrato, reforça a relação mutualística entre algas e bactérias, a qual é a base da remoção da DBO em lagoas de estabilização (SILVA, 1979).

Esse nutriente presente no esgoto fresco está quase completamente combinado sob a forma de proteína ou ureia. As bactérias realizam a oxidação biológica, transformando o nitrogênio, primeiramente, em amônia, depois em nitritos e nitratos. Os nitritos, que indicam poluição já antiga, oxidam rapidamente para a forma de nitratos. Estes, por sua vez, são utilizados por algas ou por outras plantas para formação de proteínas, as quais são utilizadas por animais para formação da proteína animal. A decomposição e a morte da proteína animal e vegetal, pela ação das bactérias, gera o nitrogênio amoniacal (JORDÃO; PESSOA, 2014).

Os principais mecanismos de remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização são (VON SPERLING, 1996):

- Volatilização da amônia
- Assimilação da amônia pelas algas
- Assimilação dos nitratos pelas algas
- Nitrificação – desnitrificação
- Sedimentação do nitrogênio orgânico particulado

Dentre os mecanismos citados, o mais importante é o da volatilização da amônia, ou seja, o desprendimento da amônia para a atmosfera. Em meio aquoso, a amônia apresenta a equação de equilíbrio mostrada na equação 6.



Apenas a amônia livre (NH_3) pode ser volatilizada. Com o aumento do PH, o equilíbrio da reação se desloca para a esquerda, favorecendo o aumento de NH_3 . Em condições de PH superior a 11, quase toda a amônia está na forma de NH_3 . A fotossíntese que ocorre nas lagoas facultativas contribui para a elevação do PH, pois retira do meio líquido o CO_2 . Durante intensa atividade de fotossíntese, o PH pode chegar a valores maiores que 9, proporcionando condições para a volatilização da amônia. Além disso, a alta taxa de atividade fotossintética contribui também para o consumo direto de NH_3 pelas algas, no entanto, essa perda não é tão significativa (ARCEIVALA, 1981 apud VON SPERLING, 1996).

À proporção que a incidência de energia solar favorece a atividade metabólica das algas, ela também eleva a temperatura da lagoa, influenciando no processo de remoção de amônia. Esse aumento da temperatura diminui a solubilidade dos gases da água, favorecendo ainda mais a sua volatilização com composto para a atmosfera (ALMEIDA, 2017).

Von Sperling (1996) afirma que o mecanismo de volatilização tende a ser mais importante em lagoas de maturação, as quais apresentam valores de PH elevado, pois devido a apresentarem profundidade reduzida, a atividade fotossintética ocorre ao longo de toda a coluna d'água. No entanto, em lagoas facultativas e aeradas, a eficiência de remoção de nitrogênio situa-se entre 30 e 50%. Os demais mecanismos de remoção de nitrogênio atuam simultaneamente, no entanto, não são considerados tão significativos.

Na água, a amônia dissocia-se formando íons amônio para faixas de pH próximas à neutralidade. Essa dissociação é dependente do pH, para faixas de pH próximas a neutralidade, ocorre a prevalência da produção de íon amônio, enquanto faixas de pH mais altas, ocorre a formação da fração amoniacal livre. O íon amônio não é tóxico, mas a amônia livre sim, a qual começa a causar a morte de peixes quando apresenta concentração superior a 0,2mg/L. A transformação de amônia em nitrito e depois em nitrato (nitrificação) também pode causar a mortandade de peixes, pois consome oxigênio livre das águas (NUVOLARI, 2003).

2.2.5 Cinética da remoção de poluentes

A velocidade de oxidação da matéria orgânica pelas bactérias é um parâmetro fundamental no processo biológico de tratamento de águas residuárias. A remoção da matéria orgânica é determinada utilizando-se a equação de degradação de primeira ordem (a taxa de remoção de matéria orgânica).

Essa taxa de remoção de poluentes é proporcional a carga existente no sistema em qualquer instante, e é expressa pela seguinte equação: (SILVA, 1979):

$$\frac{dC}{dt} = -kC \quad (7)$$

Onde:

C = Quantidade de poluente no sistema no tempo t.

k = constante de degradação de primeira ordem da remoção de poluentes (d^{-1}).

A equação 7 é a forma diferencial da equação de primeira ordem representativa da remoção de matéria orgânica e poluentes em geral. Integrando, obtém-se:

$$C = C_o \cdot e^{-k \cdot t} \quad (8)$$

O escoamento das águas residuárias, através de um reator, pode se aproximar tanto de um regime de mistura completa como também de um com carga não dispersa.

No regime de mistura completa, o efluente é completamente misturado ao conteúdo do reator, portanto, tem todas as suas características idênticas às do conteúdo do reator. A remoção do poluente é descrita pela equação 9.

$$C = C_o / (1 + k \cdot TDH) \quad (9)$$

Onde:

C_o = concentração afluente (g/m^3)

C = concentração efluente (g/m^3)

k = coeficiente de remoção de primeira ordem (d^{-1})

TDH = tempo médio detenção hidráulica (dia)

Já no caso da carga não dispersa, o escoamento se processa de forma ordenada, caracterizado pela ausência completa de mistura no sentido longitudinal. A equação 8 representa a remoção de poluentes nesse tipo de reator.

As lagoas facultativas são as mais utilizadas. Elas podem ser projetadas como células únicas ou como parte de uma série de lagoas. O modelo de mistura completa é o mais adotado no dimensionamento de lagoas facultativas para uma ou mais células (VON SPERLING, 1996).

Entretanto, o regime hidráulico em uma lagoa de estabilização não segue fielmente os modelos ideais de mistura completa. O fluxo disperso é o mais adequado para representar o padrão hidráulico, mas há uma desvantagem devido à falta de dados de estudos de campo. Além disso, o uso da dispersão modelo é limitado por alguns fatores como fluxo instável, vento e entrada e saída de estruturas que podem influenciar consideravelmente a dispersão em lagoas.

Uma lagoa facultativa primária adequadamente projetada tem desempenho para remoção de poluentes variando de 70% a 80% para amostras não filtradas e cerca de 90% para amostras filtradas (MARA, 1997).

2.2.6 Taxa de remoção superficial e volumétrica

Conforme apresentado em Silva et al. (2010), as taxas de remoção superficial e volumétrica têm significado associado ao desempenho operacional das lagoas. Estes parâmetros são representados pelas seguintes formulações:

$$\lambda_{RS} = [Q.(Co-C)] / A \quad (10)$$

$$\lambda_{RV} = [Q.(Co-C)] / V \quad (11)$$

Em que:

Q = vazão (m³/dia)

Co = concentração afluente (Kg/m³) para λ_{RS} e (g/m³) para λ_{RV}

C = concentração efluente (Kg/m³) para λ_{RS} e (g/m³) para λ_{RV}

A = área da lagoa (ha)

V = volume da lagoa (m³)

3 METODOLOGIA

3.1 Tipo de Estudo

O presente estudo tem caráter teórico-aplicativo. Parte-se de um estudo de caso e faz-se comparação das informações obtidas com o conteúdo teórico. Apresenta abordagem tanto quantitativa, pois lida com variáveis expressas sob a forma de dados numéricos (coeficientes e taxas de remoção de amônia de lagoas facultativas localizadas no Rio Grande do Norte); quanto qualitativa, pois faz uma análise da correlação entre as variáveis estimadas.

De forma mais detalhada, o estudo pode ser descrito conforme Fontelles et al. (2009):

a) Quanto à finalidade – pesquisa aplicada ou tecnológica, com a finalidade de solucionar um problema concreto, com resultados práticos imediatos;

b) Quanto à natureza – pesquisa observacional, pois o investigador não interfere no curso do objeto analisado, a despeito de mensurações;

c) Quanto à evolução no tempo – a pesquisa é delineada como transversal e, portanto, é seccional ao longo do tempo, com período definido (início e fim);

d) Quanto à abordagem – pesquisa quantitativa, que lida com variáveis expressas sob a forma de dados numéricos. Tal abordagem propicia maior precisão e confiabilidade, com resultados mais passíveis de serem generalizados, tendo assim caráter analítico;

e) Quanto ao objetivo – pesquisa exploratória, quanto aos fatos e fenômenos relativos ao objeto de estudo. É também um estudo explicativo, para esclarecer melhor fatores determinantes da ocorrência dos fenômenos observados. Isto é, portanto, uma consequência lógica da pesquisa exploratória;

f) Quanto aos procedimentos técnicos – pesquisa documental, baseada em fonte do tipo primária, em que a origem dos dados é referida à época em que se está pesquisando.

3.2 Lagoas de estudo

No estado do Rio Grande do Norte, foram escolhidos dez sistemas de lagoas de estabilização que se localizam nos municípios de Caiçara do Rio dos Ventos, Macaú, Mossoró, Pedra Velha, Tibau do Sul, Natal, Santana do Seridó, Santo Antônio, São Gonçalo do Amarante e Touros.

Essas séries de lagoas de estabilização são compostas de uma facultativa primária (LFP), seguida de uma lagoa de maturação primária (LMP) e, logo após, uma lagoa de maturação secundária (LMS). Entretanto, o objeto de estudo é composto pelas lagoas facultativas primárias.

A Figura 2 mostra a localização das lagoas facultativas primárias do estudo, e a Tabela 1 as respectivas coordenadas geográficas.

Figura 2- Localização dos sistemas de lagoas de estabilização do estudo.



Fonte: ARAÚJO (2011)

Tabela 1 - Identificação e localização dos sistemas de lagoas de estabilização no RN

Sistema de Lagoas	Município	Identificação	Coordenadas Geográficas
Caiçara	Caiçara do Rio dos Ventos	PS ₁	5°45'27"S - 35°59'44"W
Ilha de Santana	Macau	PS ₂	5°07'17"S - 36°38'09"W
Passagem de Pedras	Mossoró	PS ₃	5°11'53"S - 37°18'44"W
Cidade	Pedra Velha	PS ₄	6°26'22"S - 35°13'18"W
Pipa	Tibau do Sul	PS ₅	6°14'17"S - 35°04'02"W
Ponta Negra	Natal	PS ₆	5°53'31"S - 35°11'04"W
Sítio Santana	Santana do Seridó	PS ₇	6°45'58"S - 36°43'52"W
Santo Antônio	Santo Antônio	PS ₈	6°18'45"S - 35°28'24"W
Coqueiros	São Gonçalo do Amarante	PS ₉	5°47'39"S - 35°18'34"W
Touros	Touros	PS ₁₀	5°12'15"S - 35°27'30"W

Fonte: ARAÚJO (2011).

3.3 Dados do estudo

Os dados foram obtidos por meio de pesquisa documental. Para o estudo, foram fornecidos os dados das características físicas e operacionais dos sistemas de lagoas facultativas primárias (área, volume, vazão e tempo de detenção hidráulica), conforme a Tabela 2.

Os parâmetros considerados para análise das amostras coletadas foram: demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) (para amostras filtradas e não filtradas) e amônia total (AMT).

Os afluentes das lagoas facultativas primárias são compostos de esgoto bruto. As concentrações iniciais de cada parâmetro citado para cada LFP são mostradas na Tabela 3. As concentrações dos efluentes de cada parâmetro citado para cada LFP são mostradas na Tabela 4.

Tabela 2 – Características físicas e operacionais das lagoas facultativas primárias

Sistema de Lagoas	Designação	Área (m ²)	Volume (m ³)	Vazão (m ³ /dia)	TDH (dia)
Caiçara	PS ₁	1119,3	1679,0	108,0	15,6
Ilha de Santana	PS ₂	22950,0	45900,0	3940,0	11,7
Passagem de Pedras	PS ₃	17775,0	35550,0	492,0	72,3
Cidade	PS ₄	1352,0	2704,0	253,0	10,7
Pipa	PS ₅	4600,0	9200,0	646,0	14,2
Ponta Negra	PS ₆	52510,0	105020,0	7615,0	13,8
Sítio Santana	PS ₇	2698,0	3507,4	170,0	20,6
Santo Antônio	PS ₈	8418,0	16836,0	300,0	56,1
Coqueiros	PS ₉	3024,0	6048,0	260,0	23,3
Touros	PS ₁₀	12876,0	14163,6	810,0	17,5

Fonte: ARAÚJO (2011).

Tabela 3 –Concentrações iniciais de poluentes

Sistema de lagoas	Designação	DBO (mg/L)	DBOF (mg/L)	DQO (mg/L)	DQOF (mg/L)	AMT (mgN/L)
Caiçara	PS ₁	608	379	929	317	49,41
Ilha de Santana	PS ₂	633	181	1047	327	57,60
Passagem de Pedras	PS ₃	512	209	787	472	38,88
Cidade	PS ₄	659	280	945	403	41,62
Pipa	PS ₅	416	262	782	431	46,15
Ponta Negra	PS ₆	344	144	654	313	27,13
Sítio Santana	PS ₇	509	249	787	339	17,93
Santo Antônio	PS ₈	531	273	777	388	24,97
Coqueiros	PS ₉	547	287	718	368	46,54
Touros	PS ₁₀	305	172	445	253	14,93

Fonte: ARAÚJO (2011).

Tabela 4 – Concentrações finais de poluentes

Sistema de Lagoas	Designação	DBO (mg/L)	DBO _F (mg/L)	DQO (mg/L)	DQO _F (mg/L)	AMT (mg N/L)
Caiçara	PS ₁	239	133	452	236	29,43
Ilha de Santana	PS ₂	207	66	351	144	34,12
Passagem de Pedras	PS ₃	196	118	275	158	16,58
Cidade	PS ₄	230	112	315	160	17,89
Pipa	PS ₅	179	96	394	215	20,54
Ponta Negra	PS ₆	148	85	347	210	8,78
Sítio Santana	PS ₇	254	137	405	234	7,58
Santo Antônio	PS ₈	178	80	328	201	8,17
Coqueiros	PS ₉	180	89	341	182	13,95
Touros	PS ₁₀	156	66	219	130	5,73

Fonte: ARAÚJO (2011).

3.4 Abordagem

Para as dez lagoas facultativas primárias do estudo, foram utilizados os dados obtidos por pesquisa documental para a determinação dos coeficientes (k) de remoção de poluentes, baseados no regime de mistura completa e de fluxo em pistão; e das taxas de superficiais (λ_s), (λ_{rs}) e volumétricas (λ_v) e (λ_{rv}).

Os parâmetros analisados foram a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) (para concentrações filtradas e não filtradas) e amônia total (AMT), como já dito anteriormente. A análise consiste em verificar se o coeficiente de remoção de amônia pode ser estimado a partir do carregamento inicial de matéria orgânica e amônia nas lagoas facultativas primárias.

O coeficiente de remoção (k) foi obtido nas dez lagoas facultativas primárias, levando-se em consideração as concentrações dos poluentes de entrada e de saída e do tempo de detenção hidráulica. O valor de k sempre é calculado em função do modelo hidráulico assumido. O cálculo para o regime de mistura completa e de fluxo em pistão foi realizado aplicando-se as equações 12 e 13, respectivamente.

$$k_{MC} = [(C_o/C) - 1] / TDH \quad (12)$$

$$k_{FP} = \ln (C_o/C) / TDH \quad (13)$$

Em que:

C_o = Concentração inicial do poluente (afluente) (g/m³)

C = Concentração final do poluente (efluente) (g/m³)

TDH = Tempo de detenção hidráulica para lagoa facultativa primária (d)

k_{MC} = Coeficiente de remoção para mistura completa (d⁻¹)

k_{FP} = Coeficiente de remoção para fluxo em pistão (d⁻¹)

As taxas (λ_s) e (λ_v) são condições operacionais que indicam a carga de poluente que foi lançada em cada lagoa em área e volume, respectivamente. Calculou-se essas taxas para cada parâmetro citado através das equações 14 e 15.

$$\lambda_s = Q.C_o / A \quad (14)$$

$$\lambda_v = Q.C_o / V \quad (15)$$

Em que:

Q = vazão (m³/dia)

C_o = concentração inicial do poluente (kg/m³) para λ_s e (g/m³) para λ_v

A = Área da lagoa (ha)

V = volume da lagoa (m³)

λ_s = taxa de aplicação superficial (kg/ha.dia)

λ_v = taxa de aplicação volumétrica (g/m³.dia)

As taxas de remoção superficial (λ_{rs}) e volumétrica (λ_{rv}) expressam a quantidade de poluente removido por unidade de área e volume, respectivamente, e levam em consideração as concentrações inicial e final dos poluentes. São calculadas conforme as equações 16 e 17.

$$\lambda_{rs} = Q.(C_o-C) / A \quad (16)$$

Em que:

Q = Vazão m^3/dia

C_o = Concentração inicial do poluente (kg/m^3)

C = Concentração final do poluente (kg/m^3)

A = Área da lagoa (ha)

λ_{rs} = taxa de remoção superficial ($\text{kg}/\text{ha}.\text{dia}$)

$$\lambda_{rv} = Q.(C_o - C) / V \quad (17)$$

Em que:

Q = Vazão (m^3/dia)

C_o = Concentração inicial do poluente (g/m^3)

C = Concentração final do poluente (g/m^3)

V = Volume da lagoa (m^3)

λ_{rv} = taxa de remoção volumétrica ($\text{g}/\text{m}^3.\text{dia}$)

Para avaliar se os valores dos coeficientes de remoção (para cada regime hidráulico) e as taxas superficiais e volumétricas são auto correlatos, faz-se uma análise de correlação. Dependendo do valor do coeficiente de correlação encontrado para cada par de variáveis, pode-se definir uma relação linear ou logarítmica entre elas.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os coeficientes de remoção (k) para mistura completa e fluxo não disperso (em pistão) obtidos a partir das equações 12 e 13 são mostrados na Tabela 5. Além dos coeficientes de remoção de amônia, também foram calculados os de DBO e DQO (filtradas e não filtradas). Os valores de k estão em d^{-1} .

Tabela 5 – Coeficientes de remoção k para regime de mistura completa e fluxo em pistão

Sistema de Lagoas	K_{AMT} (MC)	K_{AMT} (FP)	K_{DBO} (MC)	K_{DBO} (FP)	K_{DBOf} (MC)	K_{DBOf} (FP)	K_{DQO} (MC)	K_{DQO} (FP)	K_{DQOf} (MC)	K_{DQOf} (FP)
Caiçara	0,044	0,033	0,099	0,060	0,230	0,098	0,068	0,046	0,189	0,088
Ilha de Santana	0,059	0,045	0,176	0,096	0,741	0,194	0,170	0,094	0,540	0,171
Passagem de Pedras	0,019	0,012	0,022	0,013	0,046	0,020	0,026	0,015	0,055	0,022
Cidade	0,124	0,079	0,175	0,099	0,459	0,166	0,187	0,103	0,458	0,166
Pipa	0,088	0,057	0,093	0,059	0,235	0,103	0,069	0,048	0,185	0,091
Ponta Negra	0,152	0,082	0,096	0,061	0,222	0,102	0,064	0,046	0,153	0,082
Sítio Santana	0,066	0,042	0,049	0,034	0,132	0,064	0,046	0,032	0,114	0,059
Santo Antônio	0,037	0,020	0,035	0,020	0,100	0,034	0,024	0,015	0,051	0,024
Coqueiros	0,100	0,052	0,088	0,048	0,222	0,078	0,048	0,032	0,127	0,059
Touros	0,092	0,055	0,055	0,038	0,206	0,087	0,059	0,041	0,139	0,070

Fonte: Autora (2018).

Fez-se um resumo estático a partir dos valores de coeficiente de remoção obtidos, o qual é apresentado na Tabela 6.

Tabela 6: Resumo estatístico dos coeficientes de remoção

Medidas	K_{AMT} (MC)	K_{AMT} (FP)	K_{DBO} (MC)	K_{DBO} (FP)	K_{DBOf} (MC)	K_{DBOf} (FP)	K_{DQO} (MC)	K_{DQO} (FP)	K_{DQOf} (MC)	K_{DQOf} (FP)
Média	0,089	0,053	0,259	0,095	0,078	0,048	0,076	0,047	0,201	0,083
Mediana	0,090	0,054	0,222	0,093	0,077	0,048	0,062	0,043	0,146	0,076
Desvio Padrão	0,053	0,029	0,202	0,053	0,041	0,023	0,056	0,030	0,165	0,051
Coeficiente de variação	0,596	0,542	0,778	0,565	0,528	0,475	0,741	0,626	0,819	0,609

Fonte: Autora (2018).

Nota-se que os valores médios dos coeficientes de remoção de DBO são mais elevados, pois em lagoas facultativas o esgoto bruto contém matéria orgânica de degradação mais fácil.

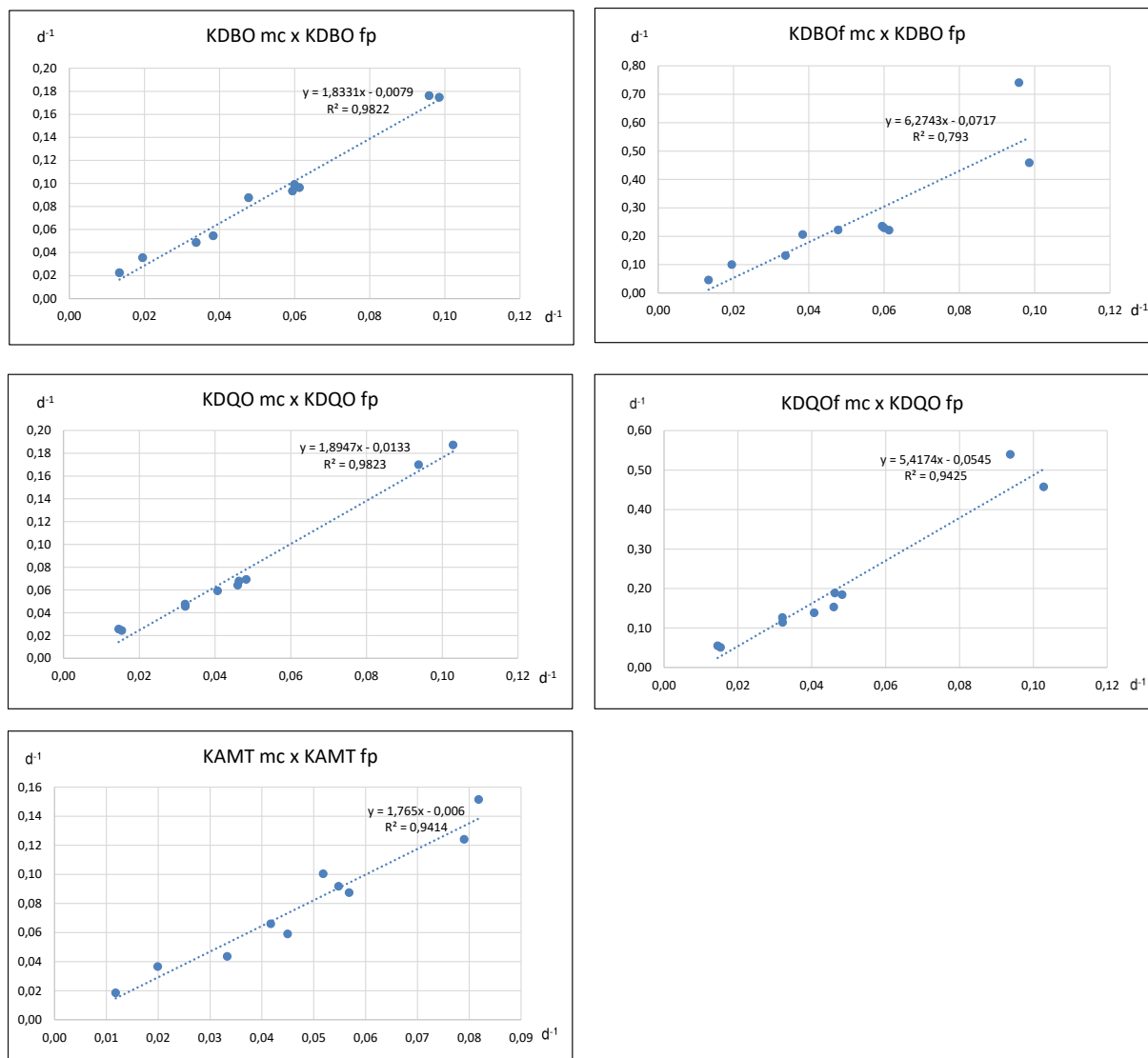
Com relação aos diferentes regimes hidráulicos, os valores do coeficiente de remoção para mistura completa e para fluxo em pistão foram distintos. Como esperado, os coeficientes para o regime de fluxo em pistão foram menores devido à função que representa esse regime ser exponencial, que, comparada à função hiperbólica para mistura completa, apresenta sempre valores inferiores para as mesmas concentrações e tempo de detenção hidráulica.

Na maioria das vezes, o valor do coeficiente de remoção é estimado assumindo-se mistura completa. Nesse caso, o valor de k é superestimado, pois, na prática, o regime hidráulico não é uma mistura completa ideal e nem um fluxo em pistão.

O regime hidráulico em uma lagoa de estabilização não segue exatamente os modelos ideais dos reatores de mistura completa ou fluxo em pistão, mas um modelo intermediário. O modelo de mistura completa representa um extremo, enquanto o modelo de fluxo em pistão representa outro extremo.

A partir da análise de correlação, pôde-se identificar os coeficientes de remoção auto correlatos e definir uma relação linear ou logarítmica que melhor os representassem. Verificou-se maior correlação entre os coeficientes mostrados na Figura 3.

Figura 3 – Gráficos dos coeficientes de remoção

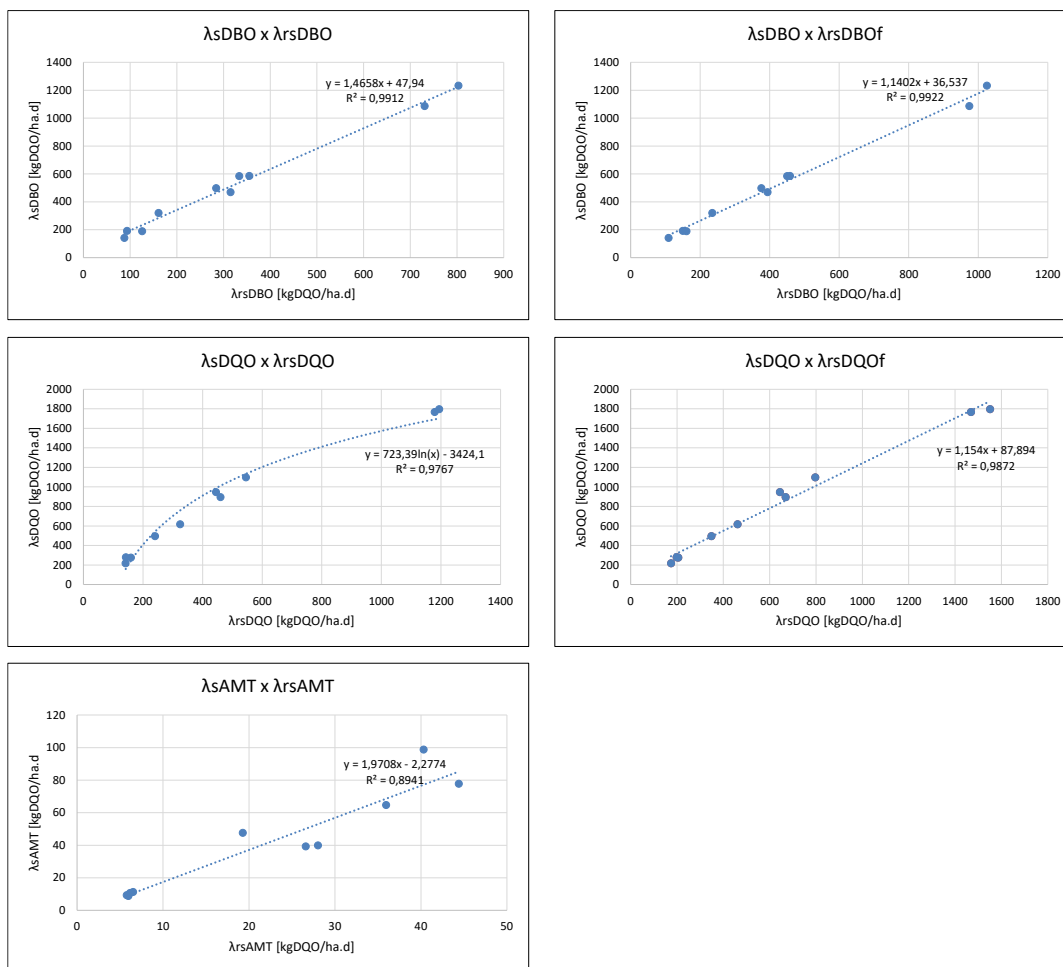


Fonte: Autora (2018).

Também se analisou a correlação entre as taxas superficiais. Algumas apresentaram-se altamente correlacionadas. Para as taxas mais representativas foi escolhida uma relação linear ou logarítmica de melhor ajuste (maior R^2), respeitando-se os limites de operação das lagoas. Os gráficos são mostrados na Figura 4.

Nota-se que quanto maior a taxa aplicada (λ_s) de matéria orgânica ou amônia, maior será a taxa de remoção (λ_{rs}). Isso pode ser verificado para a DBO, DQO e amônia, tanto para amostra bruta quanto para amostra filtrada.

Figura 4: Relação entre as taxas superficiais de aplicação e remoção de poluentes



Fonte: Autora (2018).

Os valores médios obtidos das taxas superficiais, além de outras medidas estatísticas são apresentados na Tabela 7.

Tabela 7: Resumo estatístico das taxas superficiais

Medidas	λ_s (DBO)	λ_{rs} (DBO)	λ_s (DBOf)	λ_{rs} (DBOf)	λ_s (DQO)	λ_{rs} (DQO)	λ_s (DQOf)	λ_{rs} (DQOf)	λ_s (AMT)	λ_{rs} (AMT)
Média	530,40	329,14	530,40	433,14	839,79	483,40	839,79	651,54	40,90	21,91
Mediana	484,30	299,81	484,30	384,77	757,23	385,03	757,23	552,52	39,68	22,95
Desvio Padrão	371,32	252,21	371,32	324,40	581,77	396,85	581,77	500,88	31,89	15,30
Coefficiente de variação	0,70	0,77	0,70	0,75	0,69	0,82	0,69	0,77	0,78	0,70

Fonte: Autora (2018).

Percebe-se que as taxas médias de remoção de matéria orgânica são superiores as de amônia, e as taxas de aplicação superficial para DBO e DQO (filtradas e não filtradas) são iguais porque em ambos os casos, para o cálculo se considera a amostra bruta do afluente como concentração inicial.

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O estudo concentrou-se no carregamento de matéria orgânica e amônia em lagoas facultativas primárias do estado do Rio Grande do Norte, a partir da pesquisa documental e análise dos resultados obtidos, pode-se concluir que é possível estimar os coeficientes de remoção desses poluentes, com base em cinética de primeira ordem, para fluxo idealizado (mistura completa e fluxo em pistão) e assim, verificar a correlação entre esses parâmetros. As taxas superficiais de aplicação e remoção dos poluentes mostraram-se auto correlatas, quanto maior a carga de matéria orgânica e amônia aplicada na lagoa maior será a taxa de remoção.

Obtiveram-se os valores médios do coeficiente de remoção da amônia de $0,089\text{d}^{-1}$ para mistura completa e de $0,053\text{ d}^{-1}$ para o regime de fluxo em pistão e a taxa de remoção média de amônia foi de $21,91\text{ KgAMT/ ha.dia}$ para as lagoas facultativas primárias do estudo.

Como sugestão para trabalhos futuros têm-se:

- Utilização de mais sistemas de lagoas de estabilização;
- Aplicação do estudo para lagoas em diferentes regiões.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, A. R. G. **Análise de matéria orgânica e proposição de modelo de remoção de amônia em uma série de lagoas de estabilização em escala real**. 2017. 79f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2017.
- ARAUJO, A. L. C. **Avaliação de sistemas de lagoas de estabilização no Rio Grande do Norte**. Relatório técnico para a Fundação Nacional de Saúde. Natal, 2011.
- BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de saneamento**. 3.ed. Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2004. 408 p.
- CAMPOS, J. F. Alternativas para o Tratamento de Esgotos – Pré – tratamento de Águas para Abastecimento. Americana: Consórcio Intermunicipal das Bacias dos Rios Piracicaba e Capivari, 1994. 112p.
- CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Lagoas de estabilização**. 2. ed. São Paulo: CETESB, 1975. 241 p.
- FONTELLES, M.J.; SIMÕES, M.G.; FARIAS, S.H.; FONTELLES, R.G.S. **Scientific research methodology: guidelines for elaboration of a research protocol**. Revista Paraense de Medicina, 23 (3), 2009.
- JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 7. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2014. 536 p.
- KELLNER, E.; PIRES, E. C. **Lagoas de estabilização: projeto e operação**. Rio de Janeiro: ABES, 1998. 244 p.
- MARA, D. D. **Desinng manual for waste stabilisation ponds in India**. Lagoon Technology International Ltd. Leeds.1997.
- MENDONÇA, S. R. **Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente: novos conceitos**. João Pessoa: Universidade Federal da Paraíba, 1990. 388 p.
- NUVOLARI, A. **Sistemas de Abastecimento de água e esgotos**. São Paulo: Edgard Blucher, 2003. 520 p.
- SANTOS, M. F. L.; BASTOS, R. K. X.; AISSE, M. M. **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 2006. 427 p.
- SILVA, S. A. **Tratamentos biológicos de águas residuárias: lagoas de estabilização**. 1.ed. Rio de Janeiro: ABES, 1979. 140 p.
- SILVA FILHO, P.A. **Diagnóstico Operacional de Lagoas de Estabilização**. 2007. 169f. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2007.
- SILVA, F. J. A. da; SOUZA, R. O.; ARAÚJO, A. L. C. Revisiting the influence of loading on Organic material removal in primary. Facultative ponds. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, São Paulo, v. 27, n. 01, p. 63 - 69, jan - mar, 2010.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2005. 452 p.

VON SPERLING, M. **Lagoas de Estabilização**. 2.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1996. 196 p.