



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

LEONARDO ARAÚJO DE SOUSA

**COEFICIENTE DE DISPERSÃO EM LAGOAS FACULTATIVAS E A RELAÇÃO
COM AS TAXAS DE REMOÇÃO DE DBO, DQO E AMÔNIA TOTAL**

FORTALEZA

2018

LEONARDO ARAÚJO DE SOUSA

COEFICIENTE DE DISPERSÃO EM LAGOAS FACULTATIVAS E A RELAÇÃO COM AS
TAXAS DE REMOÇÃO DE DBO, DQO E AMÔNIA TOTAL

Monografia apresentada ao Curso de Engenharia Ambiental do Centro de Tecnologia da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental.

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)

- S697c Sousa, Leonardo Araújo de.
Coeficiente de Dispersão em Lagoas Facultativas e a Relação com as Taxas de Remoção de DBO, DQO e Amônia Total / Leonardo Araújo de Sousa. – 2018.
53 f. : il. color.
- Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Curso de Engenharia Ambiental, Fortaleza, 2018.
Orientação: Prof. Dr. Fernando José Araújo da Silva.
1. Lagoas Facultativas. 2. Coeficiente de Dispersão. 3. Coeficiente de Remoção de Poluentes. 4. Correlação Linear. 5. Parâmetros Físico-químicos. I. Título.

CDD 628

LEONARDO ARAÚJO DE SOUSA

COEFICIENTE DE DISPERSÃO EM LAGOAS FACULTATIVAS E A RELAÇÃO COM AS
TAXAS DE REMOÇÃO DE DBO, DQO E AMÔNIA TOTAL

Monografia apresentada ao Curso de Engenharia Ambiental do Centro de Tecnologia da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Aprovada em: ___/___/_____.

BANCA EXAMINADORA

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

Profa. Dra. Marisete Dantas de Aquino (Examinadora)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Enga. Maria Patricia Sales Castro, MEng. (Examinadora)
Convidado

AGRADECIMENTOS

A Deus, por ter me dado saúde e força para superar as dificuldades.

A minha família, em especial aos meus pais e ao meu irmão por terem me dado todo o apoio necessário, por estarem presentes em todos os momentos e por me ensinarem a sempre dar o meu melhor.

Aos amigos que fiz ao longo da graduação, pelos tantos momentos juntos de estudo, brincadeiras e apoio um ao outro, em especial aos FFF-Friends pela companhia desde o primeiro dia dessa jornada e àqueles que conciliaram comigo uma rotina de trabalho e estudo na Ambev.

A Ciclo e ao MEJ, pelos melhores momentos da minha graduação e por todos os amigos que fiz por lá, em especial à Direx, à VP e à DGG, por todos os momentos de compartilhamento de experiências, de histórias, de derrotas, de conquistas e de tantos aprendizados para a vida.

A todos os professores da graduação que fizeram parte direta e indiretamente do meu aprendizado e da minha formação profissional e à UFC, por todo o apoio estudantil.

Ao Prof. Dr. Fernando José, por toda a orientação e compreensão no desenvolvimento deste trabalho.

A imaginação muitas vezes nos leva a mundos que nunca sequer existiram. Mas, sem ela, não vamos a lugar nenhum.

Carl Edward Sagan (1934 – 1996)

RESUMO

Para garantir a qualidade ambiental dos corpos hídricos e a manutenção da saúde humana, as cargas poluidoras presentes no efluente de uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) devem ser removidas a fim de se atender a limites determinados por normas específicas. Porém, essa taxa de remoção pode ser afetada por diversos fatores estruturais e físicos, como o regime hidráulico. O tipo de regime atuante em um sistema real é caracterizado pelo coeficiente de dispersão dos poluentes dentro da massa líquida, o qual pode influenciar quanto de cada parâmetro é removido durante o processo de depuração. A fim de se analisar como essa relação se comporta, sete modelos matemáticos preditivos do coeficiente de dispersão propostos por autores diversos foram testados com dados advindos de dez sistemas de lagoas de estabilização facultativas primárias localizados no estado do Rio Grande do Norte, a partir de quatro variáveis (coeficiente de dispersão, coeficiente de remoção de poluentes, carga aplicada e carga removida) e cinco parâmetros físico-químicos (DBO, DBO filtrada, DQO, DQO filtrada e amônia total), os quais foram correlacionados entre si através do coeficiente de correlação linear de Pearson. Após a análise dos resultados, concluiu-se que dois desses modelos melhor descrevem e representam os valores observados para os parâmetros referentes à matéria orgânica, especialmente devido a seu processo de depuração ser conduzido sob uma reação de primeira ordem, apresentando forte correlação linear entre as variáveis. Porém, essa relação de linearidade não pôde ser aplicada para o caso da amônia total, a qual apresentou resultados inconsistentes, sendo provável que seu processo de depuração ocorra de forma não-linear, sendo necessária a abordagem de outros coeficientes de correlação de variáveis, como Spearman ou Kendall.

Palavras-chave: Lagoas Facultativas. Coeficiente de Dispersão. Coeficiente de Remoção. Correlação Linear. Parâmetros Físico-químicos.

ABSTRACT

In order to ensure the environmental quality of water bodies and the maintenance of human health, the pollutant loads contained in the wastewater from a Wastewater Treatment Plant (WTP) must be removed in order to comply within limits determined by specific standards. However, this removal rate might be affected by several structural and physical factors, such as the hydraulic regime. The type of regime acting on a real system is characterized by the dispersion coefficient of the pollutants within the net mass, which might influence how much of each parameter is removed along the treatment process. In order to analyze how this relation behaves, seven predictive mathematical models of the dispersion coefficient proposed by different authors were tested alongside with data from ten primary facultative stabilization pond systems located in the state of Rio Grande do Norte, as of four variables (dispersion coefficient, pollutants removal coefficient, applied load and removed load) and five physicochemical parameters (BOD, filtered BOD, COD, filtered COD and total ammonia nitrogen, TAN) were correlated to each other by the Pearson correlation coefficient. After analyzing the results, it was concluded that two of these models best describe and represent the observed values for organic matter parameters, especially because its treatment process is conducted under a first order reaction, highlighting a strong linear correlation between the variables. However, this linear relationship could not be applied to the TAN parameter, which presented inconsistent results, as it is likely that its treatment process unfolds in a non-linear way, being necessary to approach the analysis in a different way by using other correlation coefficients, such as those of Spearman or Kendall.

Keywords: Facultative Ponds. Dispersion Coefficient. Removal Coefficient. Linear Correlation. Physicochemical Parameters.

LISTA DE ILUSTRAÇÃO

Figura 1 – Esquema de funcionamento de uma lagoa de estabilização do tipo facultativa	15
Figura 2 – Localização do Estado do Rio Grande Norte em relação ao Brasil e à Região Nordeste	27
Figura 3 – Localização dos sistemas de tratamento de esgoto por lagoas de estabilização referentes ao estudo	27
Figura 4 – Representação esquemática dos sistemas de lagoas de estabilização do estudo	28
Quadro 1 – Equações empíricas para o cálculo do coeficiente de dispersão (d) e seus respectivos autores	18
Gráfico 1 – Relação entre condições de escoamento e eficiência em lagoas	19
Gráfico 2 – Correlação linear entre X e Y	22
Gráfico 3 – Relação entre o coeficiente de dispersão de Fisher e o coeficiente de remoção de DBO	51
Gráfico 4 – Relação entre o coeficiente de dispersão de Polprasert & Bhattarai e o coeficiente de remoção de DBO	51
Gráfico 5 – Relação entre a carga aplicada de DBO e o coeficiente de remoção de DBO	52
Gráfico 6 – Relação entre a carga removida de DBO e o coeficiente de remoção de DBO	52
Gráfico 7 – Relação entre a carga aplicada e a carga removida de DBO.....	53
Gráfico 8 – Relação entre a carga aplicada e a carga removida de AMT.....	53
Gráfico 9 – Relação entre a carga aplicada de AMT e o coeficiente de remoção de AMT	54
Gráfico10 – Relação entre o coeficiente de dispersão de Fisher e o coeficiente de remoção de AMT	54

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Designação, localização e descrição dos sistemas de lagoas de estabilização do estudo	29
Tabela 2 – Parâmetros de monitoramento em relação ao esgoto bruto.....	30
Tabela 3 – Parâmetros de monitoramento em relação ao efluente das lagoas facultativas primárias	30
Tabela 4 – Caracterização física das lagoas do estudo	31
Tabela 5 – Cálculo da viscosidade cinemática da água	35
Tabela 6 – Cálculo do coeficiente de dispersão através de diferentes modelos	35
Tabela 7 – Cálculo da carga aplicada (λv) para diferentes parâmetros	36
Tabela 8 – Cálculo da carga removida (λs) para diferentes parâmetros	36
Tabela 9 – Cálculo do coeficiente de remoção (K) para regime de mistura completa ...	37
Tabela 10 – Cálculo do coeficiente de remoção (K) para regime de fluxo em pistão	37
Tabela 11 – Correlação (r) entre cargas aplicada e removida e coeficiente de remoção.....	40
Tabela 12 – Coeficientes de Pearson para a relação entre coeficiente de dispersão e coeficiente de remoção	47
Tabela 13 – Coeficientes de Pearson para a relação entre coeficiente de dispersão e cargas aplicada e removida	48
Tabela 14 – Coeficientes de Pearson para a relação entre cargas aplicada e removida e coeficiente de remoção	49
Tabela 15 – Coeficientes de Pearson para a relação entre cargas aplicada e removida.....	50

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AMT	Nitrogênio Amoniacal Total/Amônia Total
CAERN	Companhia de Água e Esgoto do Rio Grande do Norte
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBOfilt	Demanda Bioquímica de Oxigênio Filtrada
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DQOfilt	Demanda Química de Oxigênio Filtrada
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
K	Coefficiente de Remoção de Poluentes
MCid	Ministério das Cidades
pH	Potencial Hidrogeniônico
Q	Vazão de Operação
RN	Rio Grande do Norte
SNIS	Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento
SNSA	Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
1.1	Motivação do Estudo	13
1.2	Objetivo	13
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	14
2.1	Lagoas de Estabilização	14
2.2	Dispersão de Poluentes e Coeficiente de Dispersão	16
2.3	Coeficiente de Remoção de Poluentes (K)	18
2.4	Coeficiente de Correlação Linear de Pearson (r)	21
2.5	Padrões de Qualidade do Efluente de Lagoas de Estabilização	23
2.5.1	<i>Matéria orgânica (DBO, DBO_{filt}, DQO e DQO_{filt})</i>	24
2.5.2	<i>Amônia total (AMT)</i>	25
3	METODOLOGIA.....	26
3.1	Caracterização da Área de Estudo.....	26
3.2	Caracterização dos Sistemas de Tratamento de Esgoto	28
3.3	Parâmetros de Monitoramento e Características das Lagoas.....	29
3.4	Abordagem do Estudo	31
3.4.1	<i>Cálculo da viscosidade cinemática da água (ν)</i>	31
3.4.2	<i>Cálculo do coeficiente de dispersão (d)</i>	32
3.4.3	<i>Cálculo da carga aplicada ($\lambda\nu$) e da carga removida (λs)</i>	32
3.4.4	<i>Cálculo do coeficiente de remoção para mistura completa e fluxo em pistão</i>	32
3.4.5	<i>Cálculo do coeficiente de correlação linear de Pearson</i>	32
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	35
4.1	Cálculo das Variáveis	35
4.2	Análise das Correlações com os Modelos de Coeficiente de Dispersão	38
4.3	Análise das Correlações com as Cargas Aplicada ($\lambda\nu$) e Removida (λs).....	39
4.4	Análise das Correlações acerca dos Parâmetros Físico-químicos	40
5	CONCLUSÃO.....	43
	REFERÊNCIAS	44
	APÊNDICE A – MATRIZ DE COEFICIENTES DE PEARSON PARA CORRELAÇÃO LINEAR DE PARÂMETROS	47
	APÊNDICE B – GRÁFICOS DE DISPERSÃO ENTRE AS VARIÁVEIS.....	51

1 INTRODUÇÃO

No Brasil, o saneamento básico é definido pela Lei nº. 11.445/2007 como o conjunto dos serviços, infraestrutura e instalações operacionais de abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana e drenagem urbana. É perceptível que, na última década, os investimentos em saneamento básico no Brasil, decorrentes de investimentos públicos, aumentou consideravelmente. De acordo com dados da Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental do Ministério das Cidades (SNSA/MCid), os investimentos nesse âmbito foram da ordem de R\$ 60,4 bilhões no período de 2007 a 2014.

Entretanto, ainda há muito espaço para evolução, principalmente no que tange ao esgotamento sanitário, visto que, de acordo com dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2016), apenas 51,92% da população tem acesso à coleta de esgoto e 44,92% dos esgotos do país são tratados. No Ceará, o índice de coleta de esgotos é ainda menor, correspondendo a 36,15%.

A falta de um esgotamento sanitário adequado é umas das principais fontes de poluição de corpos hídricos e do solo devido a sua alta carga de contaminantes (NUVOLARI *et al.*, 2011), acarretando em maiores taxas de incidência de doenças e mortes, especialmente em comunidades mais vulneráveis. Para evitar esse cenário, faz-se necessário, portanto, um sistema com coleta e tratamento efetivos de esgoto, que atendam à demanda dos municípios, a fim de assegurar melhores índices de qualidade de vida às pessoas.

Um desses sistemas de tratamento de esgoto que vem sendo bastante utilizado no Brasil é a lagoa de estabilização, já que é a mais indicada para regiões de clima quente e em desenvolvimento, devido a seus mecanismos de degradação da matéria orgânica, operação simplificada, necessidade de poucos equipamentos e disponibilidade de área para sua operação (VON SPERLING, 2002).

Contudo, para que os objetivos de tratamento sejam alcançados, as estações de tratamento de esgoto (ETE) também necessitam de uma operação adequada, uma manutenção contínua dos equipamentos que a constituem e um correto monitoramento do sistema e dos parâmetros físico-químicos, a fim de avaliar o desempenho do sistema em atender aos padrões normativos estabelecidos pela legislação ambiental vigente e analisar as taxas de remoção dos poluentes.

1.1 Motivação do Estudo

No que diz respeito à análise das taxas de remoção dos parâmetros físico-químicos avaliados, é possível que eles sejam afetados pelo tipo de regime hidráulico adotado no projeto de construção da ETE, ou seja, pelo comportamento do escoamento do líquido e pelo tipo de mistura. Dentre os tipos de modelos mais conhecidos, o de fluxo disperso é aquele que oferece uma melhor abordagem em descrever o regime hidráulico de uma lagoa de estabilização (AGUNWAMBA, 1991). Esse tipo de regime é influenciado por um número adimensional chamado de coeficiente de dispersão.

Tendo em vista que os experimentos para se determinar o coeficiente de dispersão (d) são geralmente tediosos, demorados e caros, além de não possibilitar o uso de d obtido para a construção de novas lagoas (*ibid.*), diversos autores elaboraram modelos matemáticos baseados na geometria e nas propriedades hidráulicas das lagoas de estabilização para tentar prever valores de coeficiente de dispersão (d).

Portanto, entender a relação entre o comportamento desses modelos matemáticos e como isso influencia nas taxas de remoção de determinados parâmetros em uma ETE constitui uma ferramenta valiosa para tomar decisões estratégicas tanto na construção como na operação de sistemas de tratamento de esgoto, a fim de melhorar a qualidade do esgoto tratado lançado em corpos hídricos e atender à legislação ambiental vigente, regulamentada pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) por meio das resoluções CONAMA 357/05 (Artigos 24 a 37) e CONAMA 430/11 (Artigo 28).

1.2 Objetivo

Calcular o coeficiente de dispersão (d) de acordo com os modelos propostos por Fisher (1967), Liu (1977), Polprasert e Bhattarai (1985), Agunwamba *et al.* (1992), Agunwamba *et al.* (1992) modificado por Von Sperling (1996), Yanez (1993) e Von Sperling (1999), correlacionando esses modelos, pelo coeficiente de correlação linear de Pearson, com as taxas de remoção de cinco parâmetros físico-químicos, sendo eles DBO, DBO filtrada, DQO, DQO filtrada e AMT (amônia total), em lagoas de estabilização do tipo facultativa primária.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Lagoas de Estabilização

As lagoas de estabilização se apresentam como uma das tecnologias mais simples e de baixo custo operacional para o tratamento de efluentes em todo o mundo. Os elevados valores alcançados para a remoção de matéria orgânica e patógenos e a não exigência de mão-de-obra especializada tornam esses sistemas métodos efetivos e de baixo custo (DIAS, 2012). Esse tipo de lagoa é construído especialmente para efetuar o tratamento de efluentes por processos biológicos naturais e controlados por meio de uma estrutura simples de baixa profundidade, cujos processos, no entanto, necessitam de grandes áreas e de um tempo de detenção hidráulica (TDH) relativamente grande, sendo mais indicada para regiões de clima quente e países em desenvolvimento (KELLNER; PIRES, 1998).

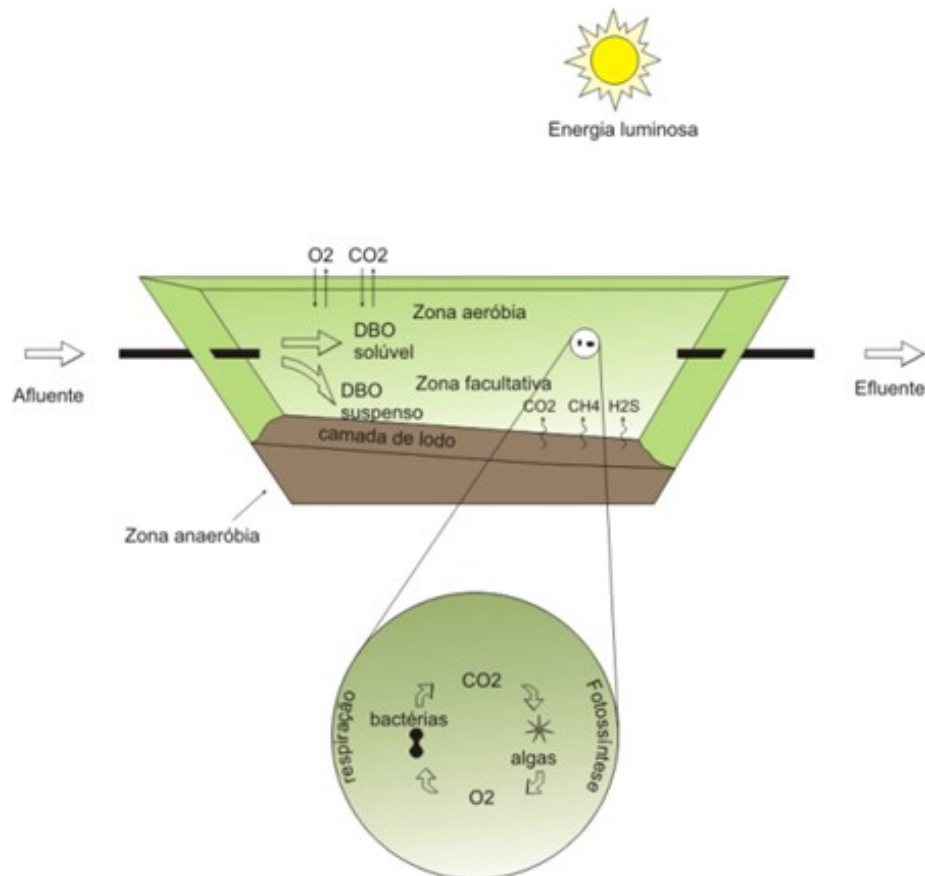
Nesse tipo de lagoa, o esgoto bruto ou pré-tratado entra em uma extremidade da lagoa (afluente) e sai na extremidade oposta (efluente), em que o afluente sofre oxidação bacteriana e/ou redução fotossintética realizada pelas algas, como apresentado na Figura 1.

Os principais tipos de sistemas de lagoas de estabilização, segundo Von Sperling (1996), são lagoas facultativas (aeradas ou não), anaeróbias, de maturação, de alta taxa e conjuntos desses tipos de lagoa, como o sistema australiano, que corresponde a uma lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa.

Von Sperling (2002) esclarece que as lagoas de estabilização primárias são aquelas que recebem diretamente o esgoto bruto, enquanto que as secundárias recebem seu afluente de uma unidade de tratamento anterior. As lagoas de maturação são mais específicas para a remoção de organismos patogênicos, situando-se após o tratamento convencional, sendo predominantemente aeróbias e possuindo uma profundidade ideal de 0,80 a 1,20 metro e um TDH de 5 a 10 dias. As lagoas de polimento são parecidas com uma lagoa de maturação, porém são mais utilizadas em processos de aperfeiçoamento de tratamentos biológicos prévios com maior remoção de matéria orgânica. Nas lagoas anaeróbias, predomina-se o mecanismo de digestão anaeróbia e ausência de oxigênio dissolvido (O_2), sendo construídas com grande profundidade (maiores que 3,0 metros) e baixo TDH (em torno de 3 dias), e usadas geralmente antes de outras lagoas (adaptado de DIAS, 2012; SANTOS, 2007; VON

SPERLING, 2002).

Figura 1 – Esquema de funcionamento de uma lagoa de estabilização do tipo facultativa



Fonte: adaptado de Von Sperling (2002).

Kayombo *et al.* (2002) ressaltam que os principais mecanismos envolvidos na remoção de matéria orgânica nos sistemas de lagoas de estabilização são resultados da complexa simbiose existente entre bactérias e algas. As bactérias facultativas, por exemplo, utilizam-se da matéria orgânica como fonte de energia, proporcionando a decomposição da matéria orgânica. Quando essa utilização é efetuada pela respiração aeróbia, as algas desempenham papel fundamental, pois são responsáveis pela produção de oxigênio através da fotossíntese e pela remoção de nutrientes. Para que esse processo ocorra, a luminosidade e a temperatura são fundamentais (VON SPERLING, 2002).

Com relação às lagoas de estabilização do tipo facultativa, elas são assim denominadas devido à ocorrência simultânea tanto de processos aeróbios quanto anaeróbios. Esses processos ocorrem em três diferentes zonas: a anaeróbia, a facultativa e a aeróbia. A zona anaeróbia é constituída pelo lodo de fundo da lagoa, o qual é formado pela sedimentação da

matéria orgânica em suspensão (DBO particulada), enquanto que na camada mais superficial é formada a zona aeróbia. Entre ambas, forma-se a zona facultativa onde ora prevalecem os processos anaeróbios, ora aqueles aeróbios. O referido lodo sofre decomposição por bactérias anaeróbias, sendo lentamente convertido em, basicamente, gás carbônico, metano e água. O gás sulfídrico gerado sofre oxidação durante o percurso de subida para a superfície, não gerando problemas de odores. A parcela da DBO particulada não biodegradável permanece no fundo da lagoa. A matéria orgânica dissolvida (DBO solúvel), juntamente com a matéria orgânica em suspensão de pequenas dimensões (DBO finamente particulada), não se sedimenta, permanecendo dispersa na massa líquida.

As lagoas facultativas possuem uma profundidade menor que os outros tipos de lagoas (1,50 a 3,00 metros) e um TDH geralmente superior a 20 dias. Além disso, apresentam baixas cargas aplicadas por unidade de área, as quais variam conforme a latitude, exposição solar, temperatura e regime hidráulico, embora estejam geralmente situadas entre 100 a 400 kg DBO/ha.dia (SANTOS, 2007; VON SPERLING, 2002).

2.2 Dispersão de Poluentes e Coeficiente de Dispersão

De acordo com Agunwamba (1991), o número de dispersão é uma variável muito importante nos estudos de tratamento de efluentes e no projeto de lagoas de estabilização regidas pelo modelo de fluxo disperso. Tal modelo é um dos três principais regimes hidrodinâmicos para esse tipo de lagoa, que considera também o fluxo em pistão (as características do fluido variam somente de acordo com o eixo longitudinal) e a mistura completa (as características do meio são as mesmas em qualquer ponto da massa líquida), que representam modelos ideais de escoamento. O modelo de fluxo disperso modela condições de escoamento reais, por isso diversos autores acreditam que tal modelo oferece uma melhor abordagem em descrever o regime hidráulico de uma lagoa de estabilização.

Ainda de acordo com Agunwamba (1991), o maior problema no uso deste modelo é a dificuldade envolvida na determinação do coeficiente de dispersão (d), já que ainda não existe um método muito preciso para estimá-lo. Em lagoas, o d é geralmente determinado a partir de estudos que medem a concentração de marcadores/traçadores ou corantes em função do tempo.

A técnica de traçadores é utilizada como uma forma de verificar o comportamento hidrodinâmico de uma unidade, utilizando como recurso a injeção de uma substância conservativa no seu escoamento. O traçador ideal precisa apresentar algumas características, como ser inerte e solúvel à água, não ser adsorvido pelo meio, não ser degradado pela biomassa e ter comportamento similar à substância simulada (FONSECA, 2005). No entanto, estes estudos são geralmente tediosos, demorados e relativamente caros e, além disso, os valores de d obtidos a partir desses estudos não podem ser usados para a construção de novas lagoas.

Tendo isso em vista, autores como Arceivala (1981) e Polprasert e Bhattarai (1985) fizeram proposições de cálculo para o d através de equações baseadas na geometria e nas propriedades hidráulicas das lagoas, em experimentos em escala piloto, mas os estudos apresentaram uma disparidade entre os resultados reais e os valores preditos de d (MARA; PEARSON, 1986). Uma das razões para isso poderia ser a omissão de alguns fatores importantes para os modelos, como os efeitos dos ventos, as zonas mortas, as correntes secundárias e os efeitos sazonais, o tempo de amostragem após a liberação do traçador, as taxas de respiração na lagoa em função da profundidade e o número de Reynolds (AGUNWAMBA, 1991). Alguns outros autores também formularam equações empíricas para quantificar o coeficiente de dispersão. As principais são apresentadas no Quadro 1.

Segundo Worma (2008), deve-se ressaltar que o coeficiente de dispersão d pode variar temporariamente, em uma mesma lagoa, em função da variação de condições ambientais, as quais afetam a hidrodinâmica da lagoa. Para efeito de projeto, há a necessidade de uma abordagem prática, o que conduz à utilização das fórmulas empíricas.

Quadro 1 – Equações empíricas para o cálculo do coeficiente de dispersão (d) e seus respectivos autores

Autores	Equação
Fisher (1967)	$d = \frac{[0,304 \cdot (t \cdot \nu \cdot B)^{0,5} \cdot (B + 2 \cdot H)^{1,5}]}{(L \cdot H)^{1,5}} \quad (1)$
Liu (1977)	$d = \frac{0,168 \cdot (t \cdot \nu)^{0,25} \cdot (B + 2 \cdot H)^{2,35}}{(L \cdot B \cdot H)^{1,25}} \quad (2)$
Polprasert & Bhattarai (1985)	$d = \frac{0,184 \cdot [t \cdot \nu \cdot (B + 2 \cdot H)]^{0,489} \cdot B^{1,511}}{(L \cdot H)^{1,489}} \quad (3)$
Agunwamba <i>et.al.</i> (1992)	$d = 0,000616 \cdot \left[\frac{\nu \cdot \theta \cdot (B + 2 \cdot H)}{B \cdot H \cdot L} \right]^{-0,4098} \cdot \left(\frac{H}{L} \right) \cdot \left(\frac{H}{B} \right)^{-\left(0,98074 + 1,38485 \cdot \frac{H}{B} \right)} \quad (4)$
Yanez (1993)	$d = \frac{L / B}{-0,26118 + 0,25392 \cdot (L / B) + 1,01368 \cdot (L / B)^2} \quad (5)$
Agunwamba <i>et.al.</i> (1992), modificada por Von Sperling (1996)	$d = 0,102 \cdot \left[\frac{3 \cdot (B + 2 \cdot H) \cdot t \cdot \nu}{4 \cdot B \cdot H \cdot L} \right]^{-0,410} \cdot \left(\frac{H}{L} \right) \cdot \left(\frac{H}{B} \right)^{-\left(0,981 + 1,385 \cdot \frac{H}{B} \right)} \quad (6)$
Von Sperling (1999)	$d = \frac{1}{(L / B)} \quad (7)$

Em que: ν = viscosidade cinemática da água (m^2/dia), em função da temperatura; L = comprimento da lagoa (m); B = largura da lagoa (m); H = profundidade da lagoa (m); t = tempo de detenção (dia); θ = coeficiente do modelo (1,035 para fluxo disperso).

Fonte: Torres (2011).

Uma dessas equações faz uso da viscosidade cinemática da água, que é uma função da temperatura. Von Sperling (1999) obteve a seguinte relação para a viscosidade cinemática da água em função da temperatura:

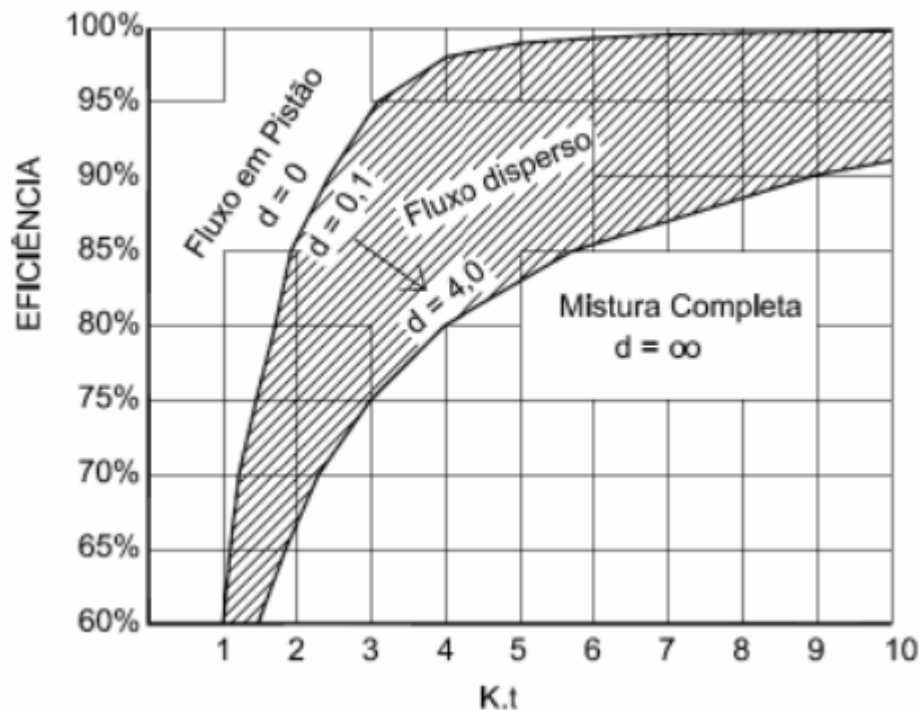
$$\nu = 0,325 \times T^{-0,450}, \text{ para } T = 10^\circ\text{C a } 30^\circ\text{C}. \quad (8)$$

2.3 Coeficiente de Remoção de Poluentes (K)

O coeficiente de remoção de poluentes (K) é um dos principais parâmetros de dimensionamento de lagoas de estabilização e está diretamente correlacionado ao regime hidráulico da unidade. Por exemplo, a remoção da matéria orgânica ocorre segundo uma

reação de primeira ordem, na qual a taxa de decaimento é diretamente proporcional à concentração de substrato. Assim, apesar da taxa de reação ser a mesma, a concentração de substrato na unidade se altera de acordo com o regime hidráulico, influenciando a eficiência do sistema e o desempenho da lagoa (FONSECA, 2005). Dentre os três principais tipos de regimes hidráulicos apresentados, a eficiência do sistema na remoção de poluentes segue a ordem “lagoa de fluxo em pistão” > “lagoa de fluxo disperso” > “lagoa de mistura completa”, como pode ser visto no Gráfico 1 abaixo.

Gráfico 1 – Relação entre condições de escoamento e eficiência em lagoas



Fonte: Von Sperling (2002).

Em que “ $k.t$ ” é a constante de degradação da substância vezes o tempo e d , o coeficiente de dispersão. Considera-se que o valor de d nas lagoas com fluxo em pistão seja igual a zero, enquanto que, nas lagoas de mistura completa, o valor seria infinito, pela máxima condição de mistura ou dispersão. Porém, em geral, os valores de d se situam entre 0,1 e 1,0 (TOSCANI, 2010). Na prática, segundo Von Sperling (1996), valores menores ou iguais a 0,2 indicam condições de fluxo em pistão e maiores ou iguais a 3,0 indicam mistura completa. De acordo com Kellner e Pires (1998), para $d > 4,0$, costuma-se assumir condição de mistura completa, como consta no Gráfico 1.

Segundo o regime de mistura completa, o valor do coeficiente de remoção (K) pode ser obtido através da equação a seguir:

$$K = \frac{\frac{C_0}{C} - 1}{TDH} \quad (9)$$

Em que: C_0 = concentração inicial de entrada (mg/L); C = concentração final de saída (mg/L); TDH = tempo de detenção hidráulica (dias).

Para o caso de regime de fluxo em pistão, o valor do coeficiente de remoção K pode ser obtido através da equação a seguir:

$$K = \frac{\ln\left(\frac{C_0}{C}\right)}{TDH} \quad (10)$$

Alguns autores, como Arceivala (1981) e Vidal (1983), propuseram modelos empíricos para estimar o valor de K, obtidos a partir de estudos de lagoas modeladas segundo o regime de fluxo disperso. Porém, essas fórmulas fogem do escopo deste estudo, visto que o objetivo é analisar as taxas de remoção reais, calculadas pelas Equações 9 e 10.

Tais equações podem ser usadas para avaliar a remoção de qualquer parâmetro. Para o caso da DBO e da DQO filtradas, a concentração inicial faz referência ao parâmetro não-filtrado e a concentração final, ao parâmetro filtrado.

Um aspecto importante ao se avaliar a taxa de remoção de um determinado poluente é a carga a ser aplicada (λv) e a carga a ser removida (λs) desse poluente durante seu processo de tratamento e degradação na lagoa de estabilização. Essa carga aplicada e removida é expressa em termos de Kg/ha.dia para cada parâmetro físico-químico que se deseja analisar. A carga aplicada expressa a necessidade de área exposta à luz solar para que o processo de depuração, por exemplo, da matéria orgânica, possa ocorrer e é calculada através da equação a seguir:

$$\lambda v = \frac{Q * C_0}{A} \quad (11)$$

Em que: Q = vazão (m³/dia); Co = concentração inicial de entrada (mg/L); A = área da lagoa (ha). Não há carga aplicada referente aos parâmetros de DBO e DQO filtradas.

Já a carga removida é calculada através da equação a seguir:

$$\lambda_s = \frac{Q * (C_o - C)}{A} \quad (12)$$

Em que: Q = vazão (m³/dia); Co = concentração inicial de entrada (mg/L); C = concentração final de saída (mg/L); A = área da lagoa (ha). Para o caso da DBO e da DQO filtradas, a concentração inicial faz referência ao parâmetro não-filtrado e a concentração final, ao parâmetro filtrado.

2.4 Coeficiente de Correlação Linear de Pearson (r)

De acordo com Figueiredo Filho e Silva Jr. (2009), o coeficiente de correlação linear de Pearson (r) é uma medida do grau de associação linear entre duas variáveis quantitativas. A origem desse coeficiente remonta ao trabalho conjunto de Karl Pearson e Francis Galton (Stanton, 2001), cuja fórmula é a seguinte:

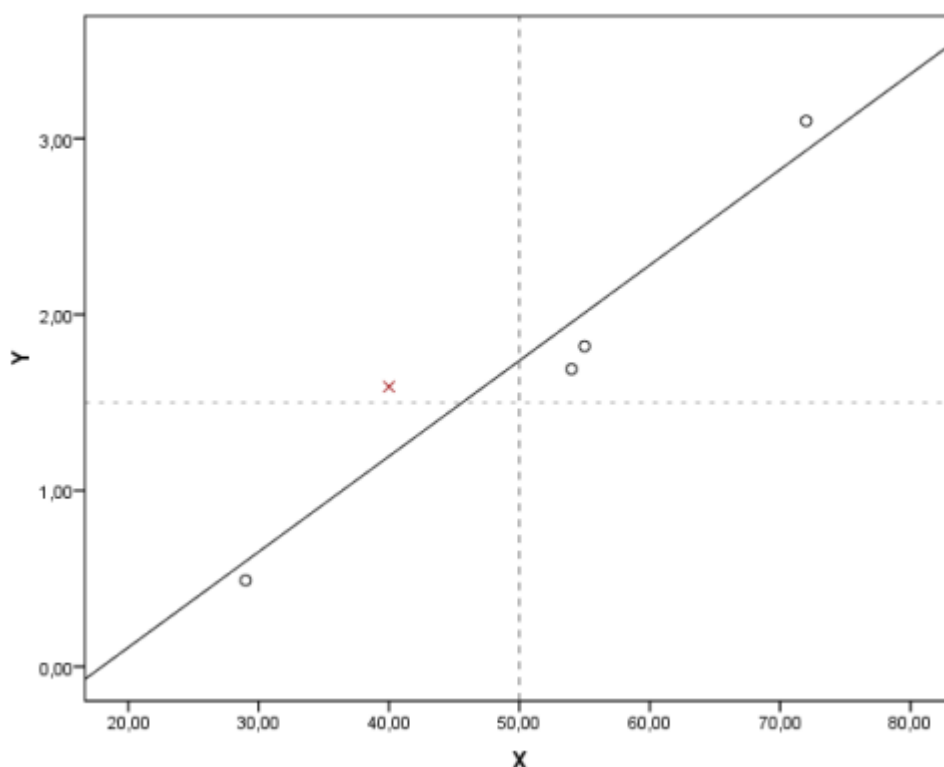
$$r = \frac{1}{n-1} \sum \left(\frac{x_i - \bar{X}}{s_x} \right) \left(\frac{y_i - \bar{Y}}{s_y} \right) \quad (13)$$

Em termos estatísticos, duas variáveis podem se associar a partir da distribuição das frequências ou pelo compartilhamento da variância. No caso da correlação de Pearson, vale esse último parâmetro, ou seja, ele é uma medida da variância compartilhada entre duas variáveis e que essa variação seja distribuída linearmente. O modelo linear supõe que o aumento ou decréscimo de uma unidade na variável X gera o mesmo impacto em Y. Em termos gráficos, esse padrão de relacionamento entre duas variáveis pode ser visualizado através de uma linha reta (FIGUEIREDO FILHO; SILVA Jr., 2009).

O coeficiente de correlação de Pearson (r) varia de -1 a 1. O sinal indica a direção (positiva ou negativa) do relacionamento e o valor sugere a força da relação entre as variáveis. Uma correlação perfeita (-1 ou 1) indica que o valor de uma variável pode ser determinado

exatamente ao se saber o valor da outra, ou seja, maior é o grau de dependência estatística linear entre as variáveis. Já uma correlação de valor zero indica que não há relação linear entre as variáveis. Dancey e Reidy (2006) propuseram uma classificação para os valores do coeficiente: $r = 0,10$ até $0,30$ (correlação fraca); $r = 0,40$ até $0,60$ (correlação moderada); $r = 0,70$ até $1,0$ (correlação forte). O gráfico de dispersão a seguir (Gráfico 2) apresenta um exemplo de uma relação linear entre duas variáveis hipotéticas X e Y.

Gráfico 2 – Correlação linear entre X e Y



Fonte: Figueiredo Filho e Silva Jr. (2009)

É importante também destacar algumas propriedades do coeficiente e as condições que precisam ser satisfeitas para realizar a análise de correlação de Pearson. A primeira é que o coeficiente não diferencia variáveis dependentes daquelas independentes. Vale ressaltar que a correlação não se aplica à relação de causa e efeito, ou seja, não se pode afirmar com muita precisão qual variável varia em função de outra, mas sim que há semelhanças entre a distribuição dos valores.

Outra propriedade é que o valor da correlação não muda ao se alterar a unidade de mensuração das variáveis, além de ser um valor adimensional. A correlação também exige que

as variáveis sejam quantitativas e que os valores observados estejam normalmente distribuídos, especialmente em amostras pequenas ($N < 40$, como é o caso desse estudo). Um último ponto é a recomendação de se fazer uma análise de *outliers*, já que o coeficiente é fortemente afetado pela presença deles.

2.5 Padrões de Qualidade do Efluente de Lagoas de Estabilização

Após o efluente de uma lagoa ser tratado e estabilizado, ele é despejado no corpo hídrico mais próximo, em geral, rios, mares ou lagoas. Porém, para o lançamento direto de efluentes oriundos de sistemas de tratamento de esgotos sanitários nesses corpos hídricos, deverão ser obedecidas determinadas condições e padrões específicos.

Em âmbito nacional, esses padrões são regulamentados pela resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) complementada e alterada pela resolução nº 430, de 13 de maio de 2011 desse mesmo conselho. Essa resolução, em seu Artigo 21, estabelece as seguintes condições para o lançamento direto de efluentes oriundos de sistemas de tratamento de esgotos sanitários:

- a) pH entre 5 e 9;
- b) temperatura: inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C no limite da zona de mistura;
- c) materiais sedimentáveis: até 1 mL/L em teste de 1 hora em cone Imhoff. Para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar virtualmente ausentes;
- d) Demanda Bioquímica de Oxigênio-DBO 5 dias, 20°C: máximo de 120 mg/L, sendo que este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento com eficiência de remoção mínima de 60% de DBO, ou mediante estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor;
- e) substâncias solúveis em hexano (óleos e graxas) até 100 mg/L; e
- f) ausência de materiais flutuantes.

Esse mesmo artigo ainda menciona que as condições e padrões de lançamento de parâmetros inorgânicos relacionados na Seção II, art. 16, inciso II dessa resolução poderão ser aplicáveis aos sistemas de tratamento de esgotos sanitários, a critério do órgão ambiental competente, em função das características locais, não sendo exigível o padrão de nitrogênio amoniacal total (AMT). Para esse parâmetro, foi estipulado um valor máximo de 20 mg/L N.

As regulamentações ambientais estaduais e municipais que por ventura estejam vigentes nos respectivos estados e municípios deverão apresentar padrões de qualidade ao lançamento de efluentes tratados em corpos hídricos sempre com igual ou superior restrição aos valores apresentados nas regulamentações de abrangência federal.

2.5.1 Matéria orgânica (DBO, DBOfilt, DQO e DQOfilt)

A principal fonte de matéria orgânica nas águas naturais são as descargas de esgotos sanitários. Proteínas, carboidratos e lipídios são as principais categorias de matéria orgânica encontradas em esgotos domésticos. Para se calcular a quantidade desse material, é utilizado o teste da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e a Demanda Química de Oxigênio (DQO). Em ambos os testes, a concentração do material orgânico é determinada a partir do consumo de oxidante na reação de oxidação (SANTOS, 2007).

A DBO é o parâmetro fundamental para o controle da poluição das águas por matéria orgânica e no controle da eficiência das estações de tratamento de esgoto, já que quanto maior o grau de poluição orgânica, maior a DBO do corpo hídrico, normalmente dada em mg/L. Porém, no teste da DBO, somente é quantificada a matéria orgânica biodegradável. Por isso torna-se necessário o cálculo da DQO, que contabiliza toda a matéria orgânica inicialmente presente na amostra.

As análises de DBO e DQO também podem ser feitas em amostras que foram filtradas, designando-as então de DBOfilt e DQOfilt. É importante ressaltar que a DBO/DQO total do efluente é causada por duas fontes: (a) DBO/DQO remanescente do esgoto bruto após tratamento (solúvel) e (b) DBO/DQO causada pelos sólidos suspensos do efluente. Nas lagoas facultativas, estes sólidos são predominantemente algas, que poderão ou não exercer alguma demanda de oxigênio no corpo receptor, dependendo das condições de sobrevivência. Os sólidos em suspensão de lagoas facultativas são em torno de 60% a 90% algas (WORMA,

2008).

A fim de se descobrir qual o valor real dos parâmetros de DBO e DQO no efluente, sem contar com a carga de algas, filtra-se a amostra, geralmente em filtro AP-40, e realizam-se as análises normalmente. A diferença entre os valores de DBO e DQO encontrados no efluente final das amostras filtradas e não-filtradas representa o valor de DBO ou DQO das algas residuais. A legislação do Brasil não faz distinção entre as formas de DBO, considerando como padrão de lançamento os valores de DBO total.

2.5.2 Amônia total (AMT)

A amônia total encontrada em amostras de efluentes de estações de tratamento de esgotos sanitários representa tanto a parcela de NH_3 (amônia) como a parcela de íons NH_4^+ (amônio), ambos constituídos pelo nitrogênio amoniacal. No efluente, a amônia sofre um processo de nitrificação, sendo então transformada em nitrato e, em seguida, em nitrito, através de um processo de oxidação (JORDÃO; PESSÔA, 2005). Essas são as reações:



O nitrogênio é um constituinte natural de proteínas e de clorofila, além de ser um componente indispensável para o crescimento dos microrganismos responsáveis pela depuração biológica. Dependendo da forma que é encontrada no corpo hídrico, pode caracterizar a idade da poluição. Além disso, possibilita o desenvolvimento de algas e plantas aquáticas (eutrofização) que podem comprometer a qualidade dos corpos receptores. A unidade usualmente empregada é mg N/L.

3 METODOLOGIA

3.1 Caracterização da Área de Estudo

Para a realização deste estudo, foram verificadas 10 (dez) estações de tratamento de esgoto localizadas no estado brasileiro do Rio Grande do Norte (RN), o qual possui uma área de aproximadamente 52.811,107 km², ocupando o 22º lugar entre os estados nacionais com maior área territorial. Limita-se a Oeste com o Estado do Ceará, ao Sul com o Estado da Paraíba, e a Leste e ao Norte com o Oceano Atlântico. A população do estado do Rio Grande do Norte é estimada em 3.507.003 habitantes, sendo que cerca de 25% do total reside na capital, Natal (IBGE, 2017).

O clima no Rio Grande do Norte, do Atlântico para o Sertão, varia de tropical litorâneo a sub-úmido seco, passando a semiárido e semiárido intenso. Estes dois últimos tipos predominam na maior parte do Estado. A temperatura média é de 26°C, com médias mínimas e máximas de 23°C e 34°C, respectivamente.

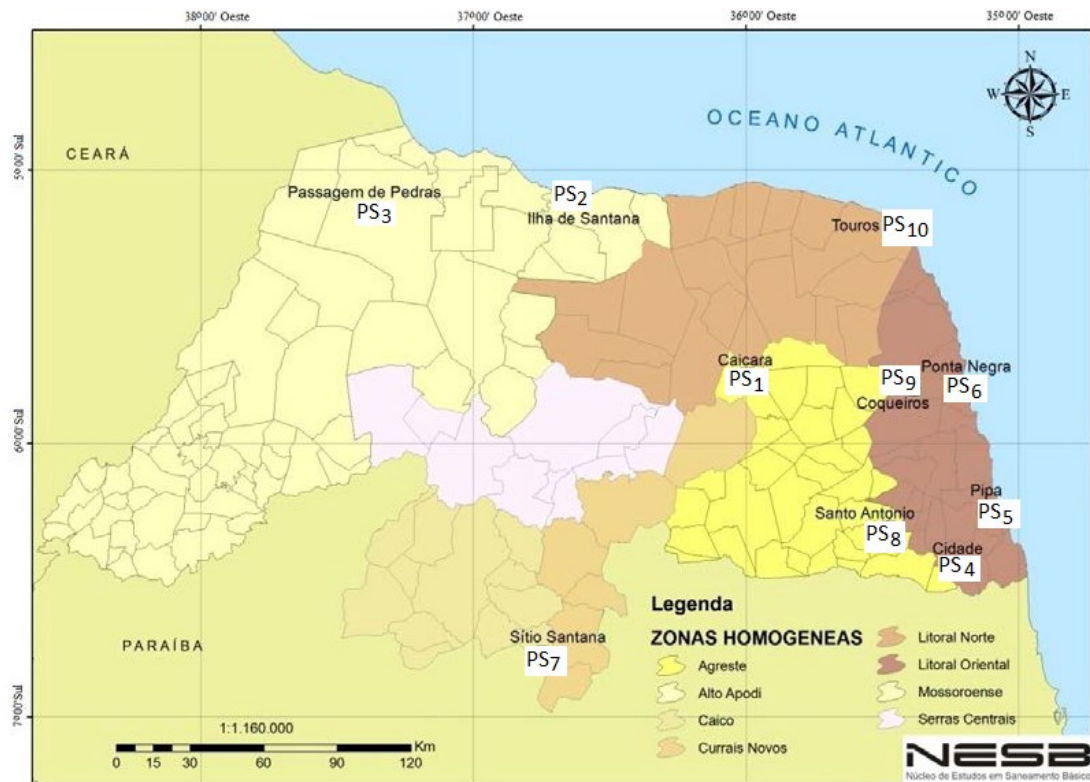
A Figura 2 mostra a localização do estado do Rio Grande do Norte em relação ao Brasil e à Região Nordeste. A Figura 3 mostra a localização dos sistemas de tratamento de esgoto por lagoas de estabilização referentes ao estudo, cujos municípios onde se localizam são, respectivamente: Caiçara do Rio dos Ventos, Macau, Mossoró, Pedro Velho, Tibau do Sul, Natal, Santana do Seridó, Santo Antônio, São Gonçalo do Amarante e Touros.

Figura 2 – Localização do Estado do Rio Grande Norte em relação ao Brasil e à Região Nordeste



Fonte: Silva (2017).

Figura 3 – Localização dos sistemas de tratamento de esgoto por lagoas de estabilização referentes ao estudo

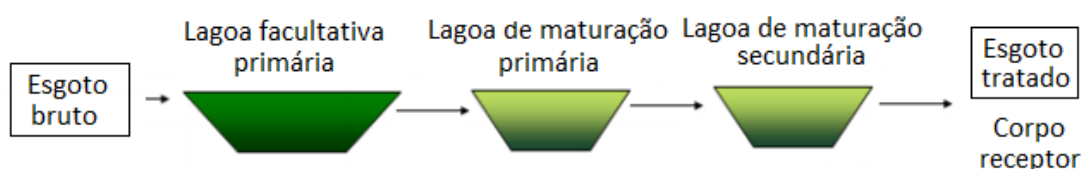


Fonte: adaptado de Araújo (2010).

3.2 Caracterização dos Sistemas de Tratamento de Esgoto

Todas as 10 (dez) estações de tratamento de esgoto utilizam tratamento por lagoas de estabilização com arranjo em série, constituídos, cada um, por três células: a primeira célula é uma lagoa facultativa primária; a segunda, uma lagoa de maturação primária; e a terceira, uma lagoa de maturação secundária. A representação esquemática desse sistema pode ser visto na Figura 4:

Figura 4 – Representação esquemática dos sistemas de lagoas de estabilização do estudo



Fonte: adaptado de Von Sperling (2002).

Embora os sistemas sejam compostos por essas três células, o foco do estudo será apenas em relação àquelas células referentes às lagoas facultativas primárias. As informações referentes à designação dos sistemas de lagoas considerados no estudo, suas coordenadas de localização, vazão de operação (Q), tempo de detenção hidráulica (TDH), volume e área (à meia profundidade) são fornecidas na Tabela 1.

Tabela 1 – Designação, localização e descrição dos sistemas de lagoas de estabilização do estudo

Sistema de lagoas	Coordenadas	Q (m³/d)	TDH (d)	Volume (m³)	Área (m²)
PS ₁	5°45'27"S - 35°59'44"O	108,0	29,71	3.208	2.211
PS ₂	5°07'17"S - 36°38'09"O	3.940,0	17,13	67.500	37.350
PS ₃	5°11'53"S - 37°18'44"O	492,0	118,02	58.065	32.785
PS ₄	6°26'22"S - 35°13'18"O	253,0	13,77	3.484	1.872
PS ₅	6°14'17"S - 35°04'02"O	646,0	18,40	11.888	6.392
PS ₆	5°53'31"S - 35°11'04"O	7.615,0	24,93	189.884	109.086
PS ₇	6°45'58"S - 36°43'52"O	170,0	29,48	5.012	3.952
PS ₈	6°18'45"S - 35°28'24"O	300,0	78,01	23.402	12.796
PS ₉	5°47'39"S - 35°18'34"O	260,0	43,52	11.315	5.796
PS ₁₀	5°12'15"S - 35°27'30"O	810,0	33,67	27.268	25.980

Fonte: Araújo (2010).

3.3 Parâmetros de Monitoramento e Características das Lagoas

Foram considerados para estudo os seguintes parâmetros físico-químicos de monitoramento das lagoas de estabilização facultativas primárias: DBO, DBO_{filtrado}, DQO, DQO_{filtrado} e AMT (amônia total), em relação aos seus valores médios de concentração. Todos esses parâmetros também foram identificados em relação à temperatura, ao esgoto bruto e ao efluente final dessas lagoas, como pode ser visto na Tabela 2 e na Tabela 3 a seguir. As amostras foram de efluentes coletadas no período entre maio de 2009 e abril de 2010. As análises foram feitas de acordo com os procedimentos especificados pela CAERN (Companhia de Água e Esgoto do Rio Grande do Norte).

Tabela 2 – Parâmetros de monitoramento em relação ao esgoto bruto

Esgoto Bruto	Temp. (°C)	DBO (mg/L)	DBOfilt (mg/L)	DQO (mg/L)	DQO filt (mg/L)	AMT (mg N/L)
PS1	30,10	607,68	378,54	929,36	317,37	49,41
PS2	30,49	633,15	180,65	1047,04	327,21	57,60
PS3	31,20	512,41	209,41	787,33	471,71	38,88
PS4	28,91	659,22	280,46	944,94	402,87	41,62
PS5	29,80	416,33	261,66	782,42	430,71	46,15
PS6	29,22	343,90	143,93	653,88	312,97	27,13
PS7	29,81	509,21	248,76	786,87	339,50	17,93
PS8	28,41	531,26	273,13	776,89	388,16	24,97
PS9	30,50	546,51	286,71	718,46	368,31	46,54
PS10	29,53	304,82	172,47	445,06	253,06	14,93

Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Tabela 3 – Parâmetros de monitoramento em relação ao efluente das lagoas facultativas primárias

Efluente Lagoa Facult. Primária	Temp. (°C)	DBO (mg/L)	DBOfilt (mg/L)	DQO (mg/L)	DQOfilt (mg/L)	AMT (mg N/L)
PS1	28,86	239,28	132,87	452,46	236,11	29,43
PS2	28,25	207,43	65,74	351,28	143,58	34,12
PS3	28,63	195,54	118,16	275,40	158,18	16,58
PS4	28,84	229,92	111,61	314,85	160,37	17,89
PS5	28,17	178,62	95,72	393,79	215,45	20,54
PS6	28,34	147,71	84,76	346,81	209,97	8,78
PS7	27,64	253,85	136,79	405,42	234,10	7,58
PS8	28,16	177,70	80,34	328,36	200,89	8,17
PS9	29,73	180,03	88,57	340,74	181,94	13,95
PS10	28,48	155,94	66,22	218,52	129,88	5,73

Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

As características físicas das lagoas também foram utilizadas na série de cálculos realizados e podem ser vistos na Tabela 4 a seguir.

Tabela 4 – Caracterização física das lagoas do estudo

Designação das Lagoas Facult. Primárias	Vazão Q (m ³ /dia)	Tempo de Detenção Hidráulica (dia)	Volume (m ³)	Área da superfície (m ²)	Razão = Comp./Largura	B - Largura da lagoa	L - Comp. da lagoa	Profund. H (m)
PS ₁	108,00	15,55	1678,95	1119,30	2,50	21,16	52,90	1,50
PS ₂	3940,00	11,65	45900,00	22950,00	2,80	90,53	253,50	2,00
PS ₃	492,00	72,26	35550,00	17775,00	2,80	79,68	223,09	2,00
PS ₄	253,00	10,69	2704,00	1352,00	2,00	26,00	52,00	2,00
PS ₅	646,00	14,24	9200,00	4600,00	2,90	39,83	115,50	2,00
PS ₆	7615,00	13,79	105020,00	52510,00	3,80	117,55	446,70	2,00
PS ₇	170,00	20,63	3507,40	2698,00	1,90	37,68	71,60	1,30
PS ₈	300,00	56,12	16836,00	8418,00	2,30	60,50	139,15	2,00
PS ₉	260,00	23,26	6048,00	3024,00	1,70	42,18	71,70	2,00
PS ₁₀	810,00	17,49	14163,60	12876,00	2,40	73,25	175,79	1,10

Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

3.4 Abordagem do Estudo

A fim de se analisar as relações entre o coeficiente de dispersão e as taxas de remoção dos parâmetros das Tabelas 2 e 3, foram calculados: o coeficiente de dispersão (Quadro 1), a carga aplicada, a carga removida e o coeficiente de remoção, como discutido na Seção 2.3. Após, fez-se uso do coeficiente de correlação linear de Pearson entre diversas bases de dados para se analisar quais as relações positivas ou negativas, fortes ou fracas. As etapas descritas em mais detalhes são abordadas nos tópicos a seguir.

3.4.1 Cálculo da viscosidade cinemática da água (ν)

Para efetuar o cálculo do número de dispersão através dos modelos matemáticos propostos, é necessário calcular a viscosidade cinemática da água, que é influenciada pela temperatura, como mostrado pela Equação 8 proposta por Von Sperling (1999). Fazendo uso dos dados de temperatura da Tabela 3 para cada uma das dez lagoas facultativas primárias do estudo, obtém-se a Tabela 5.

3.4.2 Cálculo do coeficiente de dispersão (d)

O cálculo do coeficiente de dispersão foi efetuado através dos 7 modelos matemáticos propostos por diversos autores. Os dados das Tabelas 4 e 5 foram utilizados no cálculo de acordo com as equações do Quadro 1, cujos resultados são apresentados na Tabela 6.

3.4.3 Cálculo da carga aplicada (λv) e da carga removida (λs)

O cálculo das cargas aplicada e removida foi realizado utilizando-se as Equações 11 e 12, fazendo as adaptações mencionadas para o caso da DBO e da DQO filtradas. Os valores obtidos podem ser visualizados na Tabela 7 e na Tabela 8.

3.4.4 Cálculo do coeficiente de remoção para regime de mistura completa (K_{MC}) e fluxo em pistão (K_{FP})

O cálculo do coeficiente de remoção (K) foi calculado através das Equações 9 e 10, para mistura completa e fluxo em pistão, respectivamente, fazendo as adaptações mencionadas para o caso da DBO e da DQO filtradas. Os valores obtidos podem ser visualizados na Tabela 9 e na Tabela 10.

3.4.5 Cálculo do coeficiente de correlação linear de Pearson

Tendo em vista que o coeficiente de Pearson é utilizado para avaliar a relação entre duas variáveis, as seguintes relações foram abordadas neste estudo:

- Coeficiente de dispersão (d) para todos os modelos x Coeficiente de remoção (K) de mistura completa para todos os parâmetros;
- Coeficiente de dispersão (d) para todos os modelos x Coeficiente de remoção (K) de fluxo em pistão para todos os parâmetros;

- Coeficiente de dispersão (d) para todos os modelos x Carga aplicada (λv) para todos os parâmetros;
- Coeficiente de dispersão (d) para todos os modelos x Carga removida (λs) para todos os parâmetros;
- Carga aplicada (λv) para todos os parâmetros x Coeficiente de remoção (K) de mistura completa para todos os parâmetros;
- Carga aplicada (λv) para todos os parâmetros x Coeficiente de remoção (K) de fluxo em pistão para todos os parâmetros;
- Carga removida (λs) para todos os parâmetros x Coeficiente de remoção (K) de mistura completa para todos os parâmetros;
- Carga removida (λs) para todos os parâmetros x Coeficiente de remoção (K) de fluxo em pistão para todos os parâmetros;
- Carga aplicada (λv) para todos os parâmetros x Carga removida (λs) para todos os parâmetros.

Foram cinco parâmetros analisados: Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Bioquímica de Oxigênio Filtrada (DBOfilt), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Química de Oxigênio Filtrada (DQOfilt) e Amônia Total (AMT).

O cálculo do coeficiente de Pearson foi feito através da função “PEARSON()” no software Excel, o qual faz o cálculo automático da Equação 13. Após, foi aplicado formatação condicional de escala tricolor, em que as células, de acordo com o valor do coeficiente calculado, assumiam cores que variavam do vermelho (valores próximos a -1), amarelo (valores próximos a 0) e verde (valores próximos a +1), que representa o intervalo de atuação do coeficiente de Pearson.

A matriz com os coeficientes de todas as relações abordadas pode ser visualizada no Apêndice A.

Algumas observações são importantes em relação a essa matriz de coeficientes:

- Como mencionado, cargas aplicadas de DBOfilt e DQOfilt não se aplicam, logo apresentam valor “N/A” quando relacionadas com outro parâmetro.
- A relação obtida entre “carga aplicada x carga removida” é a mesma que é obtida quando se faz a relação “carga removida x carga aplicada”. A equação de cálculo do coeficiente de Pearson não faz distinção da ordem

das bases de dados. Na matriz, os resultados de uma relação aparecem transpostos na outra.

- A relação “carga aplicada x carga aplicada” e “carga removida x carga removida”, embora calculadas, não possuem nenhuma correlação aplicável ao estudo, já que não é lógico comparar duas bases de dados iguais.
- As relações de carga aplicada e carga removida só serão discutidas quando o parâmetro físico-químico entre as duas bases de dados for igual, embora os coeficientes das relações do contrário também tenham sido calculados.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Cálculo das Variáveis

Após a execução dos procedimentos que foram descritos na Seção 3.4, foram obtidos os seguintes resultados:

Tabela 5 – Cálculo da viscosidade cinemática da água

Designação das Lagoas Facultativas Primárias	Viscosidade cinemática da água (m ² /dia)
PS ₁	0,0716
PS ₂	0,0723
PS ₃	0,0718
PS ₄	0,0716
PS ₅	0,0724
PS ₆	0,0722
PS ₇	0,0730
PS ₈	0,0724
PS ₉	0,0706
PS ₁₀	0,0720

Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Tabela 6 – Cálculo do coeficiente de dispersão através de diferentes modelos

Designação das Lagoas Facult. Primárias	Cálculo de <i>d</i> - Fisher (1967)	Cálculo de <i>d</i> - Liu (1977)	Cálculo de <i>d</i> - PolpBhat (1985)	Cálculo de <i>d</i> - Agunwamba (1992)	Cálculo de <i>d</i> - Yanez (1993)	Cálculo de <i>d</i> - AgunVonSperl (1996)	Cálculo de <i>d</i> - VonSperl (1999)
PS ₁	0,25	0,03	0,14	0,005	0,37	0,31	0,40
PS ₂	0,21	0,01	0,13	0,008	0,33	0,58	0,36
PS ₃	0,50	0,02	0,30	0,008	0,33	0,26	0,36
PS ₄	0,21	0,02	0,12	0,007	0,46	0,51	0,50
PS ₅	0,16	0,01	0,09	0,006	0,32	0,41	0,34
PS ₆	0,17	0,01	0,10	0,008	0,25	0,49	0,26
PS ₇	0,65	0,04	0,39	0,006	0,49	0,35	0,53
PS ₈	0,53	0,02	0,32	0,008	0,40	0,30	0,43
PS ₉	0,46	0,03	0,27	0,009	0,55	0,47	0,59
PS ₁₀	0,71	0,03	0,44	0,006	0,39	0,37	0,42

Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Tabela 7 – Cálculo da carga aplicada (λ_v) para diferentes parâmetros

Designação das Lagoas Facult. Primárias	λ_v DBO APLICADO	λ_v DBO filt APLICADO	λ_v DQO APLICADO	λ_v DQO filt APLICADO	λ_v AMT APLICADO
PS ₁	586,34	N/A	896,73	N/A	47,68
PS ₂	1086,98	N/A	1797,54	N/A	98,89
PS ₃	141,83	N/A	217,93	N/A	10,76
PS ₄	1233,60	N/A	1768,27	N/A	77,89
PS ₅	584,67	N/A	1098,79	N/A	64,81
PS ₆	498,72	N/A	948,25	N/A	39,35
PS ₇	320,85	N/A	495,80	N/A	11,30
PS ₈	189,33	N/A	276,87	N/A	8,90
PS ₉	469,88	N/A	617,72	N/A	40,01
PS ₁₀	191,75	N/A	279,98	N/A	9,39

Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Tabela 8 – Cálculo da carga removida (λ_s) para diferentes parâmetros

Designação das Lagoas Facult. Primárias	λ_s DBO REMOVIDO	λ_s DBO filt REMOVIDO	λ_s DQO REMOVIDO	λ_s DQO filt REMOVIDO	λ_s AMT REMOVIDO
PS ₁	355,47	458,14	460,16	668,91	19,28
PS ₂	730,87	974,12	1194,47	1551,03	40,31
PS ₃	87,71	109,13	141,70	174,14	6,17
PS ₄	803,36	1024,74	1179,10	1468,17	44,42
PS ₅	333,83	450,25	545,78	796,23	35,96
PS ₆	284,52	375,81	445,31	643,76	26,61
PS ₇	160,90	234,66	240,35	348,30	6,52
PS ₈	126,00	160,70	159,85	205,27	5,99
PS ₉	315,09	393,73	324,76	461,29	28,02
PS ₁₀	93,66	150,09	142,51	198,28	5,79

Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Tabela 9 – Cálculo do coeficiente de remoção (K) para regime de mistura completa

Designação das Lagoas Facult. Primárias	K DBO MistComp	K DBO filt MistComp	K DQO MistComp	K DQO filt MistComp	K AMT MistComp
PS ₁	0,099	0,230	0,068	0,189	0,044
PS ₂	0,176	0,741	0,170	0,540	0,059
PS ₃	0,022	0,046	0,026	0,055	0,019
PS ₄	0,175	0,459	0,187	0,458	0,124
PS ₅	0,093	0,235	0,069	0,185	0,088
PS ₆	0,096	0,222	0,064	0,153	0,152
PS ₇	0,049	0,132	0,046	0,114	0,066
PS ₈	0,035	0,100	0,024	0,051	0,037
PS ₉	0,088	0,222	0,048	0,127	0,100
PS ₁₀	0,055	0,206	0,059	0,139	0,092

Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Tabela 10 – Cálculo do coeficiente de remoção (K) para regime de fluxo em pistão

Designação das Lagoas Facult. Primárias	K DBO FluxoPist	K DBO filt FluxoPist	K DQO FluxoPist	K DQO filt FluxoPist	K AMT FluxoPist
PS ₁	0,060	0,098	0,046	0,088	0,033
PS ₂	0,096	0,194	0,094	0,171	0,045
PS ₃	0,013	0,020	0,015	0,022	0,012
PS ₄	0,099	0,166	0,103	0,166	0,079
PS ₅	0,059	0,103	0,048	0,091	0,057
PS ₆	0,061	0,102	0,046	0,082	0,082
PS ₇	0,034	0,064	0,032	0,059	0,042
PS ₈	0,020	0,034	0,015	0,024	0,020
PS ₉	0,048	0,078	0,032	0,059	0,052
PS ₁₀	0,038	0,087	0,041	0,070	0,055

Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

4.2 Análise das Correlações com os Modelos de Coeficiente de Dispersão

a) Coeficiente de dispersão de Agunwamba (1992), Yanez (1993) e Von Sperling (1999)

De acordo com o Apêndice A, pode-se perceber que todos os coeficientes de correlação linear de Pearson calculados para esses três modelos de dispersão apresentaram correlações lineares positivas ou negativas muito fracas ou quase inexistentes, ou seja, mostrando que não há uma relação linear aparente entre as variáveis (K_{MC} , K_{FP} , λ_V , λ_S), visto que os coeficientes encontram-se na faixa de -0,1 a +0,1 (região de amarelo).

b) Coeficiente de dispersão de Liu (1977)

De acordo com o Apêndice A, pode-se perceber que todos os coeficientes de correlação linear de Pearson calculados para o modelo de dispersão de Liu apresentaram correlações lineares negativas fracas entre as variáveis (K_{MC} , K_{FP} , λ_V , λ_S), visto que os coeficientes encontram-se na faixa de -0,2 a -0,4 (região mais alaranjada). Ainda que possua melhores correlações que os modelos do item anterior, não permite uma maior abertura para correlações embasadas.

c) Coeficiente de dispersão de Fisher (1967) e Polprasert & Bhattarai (1985)

De acordo com o Apêndice A, pode-se perceber que os coeficientes de correlação linear de Pearson calculados para os modelos de dispersão de Fisher e Polprasert & Bhattarai apresentaram correlações lineares em quatro aspectos (região mais avermelhada):

- Correlação linear negativa de moderada a forte (-0,5 a -0,7) com as variáveis K_{MC} e K_{FP} para os parâmetros de DBO, DBOfilt, DQO, DQOfilt;
- Correlação linear negativa fraca (-0,3 a -0,4) com as variáveis K_{MC} e K_{FP} para o parâmetro de AMT;
- Correlação linear negativa forte (-0,7 a -0,8) com as variáveis λ_V e λ_S para todos os parâmetros.

Ou seja, por ser uma relação linear negativa forte em sua maioria, à medida que o coeficiente de dispersão (d) aumenta, o coeficiente de remoção (K) e as cargas aplicada e removida diminuem para os parâmetros dados. É importante observar que essa relação é mais fraca para o parâmetro AMT.

d) Coeficiente de dispersão de Agunwamba modificado por Von Sperling (1996)

De acordo com o Apêndice A, pode-se perceber que quase todos os coeficientes de correlação linear de Pearson calculados para o modelo de dispersão de Agunwamba modificado por Von Sperling apresentaram correlações lineares positivas fortes entre todas as variáveis (K_{MC} , K_{FP} , λ_V , λ_S), visto que os coeficientes encontram-se na faixa de +0,7 a +0,8 (região verde).

Ou seja, por ser uma relação linear positiva forte em sua maioria, à medida que o coeficiente de dispersão (d) aumenta, o coeficiente de remoção (K) e as cargas aplicada e removida também aumentam para os parâmetros dados. É importante observar que essa relação apresenta índices mais fracos para o parâmetro AMT quando o coeficiente de dispersão (d) é correlacionado com o coeficiente de remoção (K).

4.3 Análise das Correlações com as Cargas Aplicada (λ_V) e Removida (λ_S)

De acordo com o Apêndice A, pode-se perceber que quase todos os coeficientes de correlação linear de Pearson calculados para as cargas aplicada e removida apresentaram correlações lineares positivas fortes ou muito fortes entre todas as variáveis (K_{MC} , K_{FP} , λ_V , λ_S), visto que os coeficientes encontram-se na faixa de +0,8 a +1,0. Alguns pontos de observação:

- Em relação às variáveis K_{MC} e K_{FP} , houve correlação linear positiva muito forte em relação aos parâmetros DBO, DBO_{filt}, DQO e DQO_{filt}, com coeficientes de correlação entre +0,9 e +1,0, como pode ser visto na Tabela 11 a seguir. Porém, para o parâmetro AMT, houve correlação linear positiva de fraca a moderada, com coeficientes de correlação entre +0,2 a +0,6.

- Em relação à correlação entre as variáveis λ_v e λ_s , houve correlação linear positiva também muito forte de λ_v com λ_s , com coeficientes de correlação entre +0,9 e +1,0, em que a DBO apresentou coeficiente de 0,996; a DQO, de 0,983; e AMT, de 0,946.

Ou seja, sendo uma correlação linear positiva muito forte, à medida que λ_v e λ_s aumentam, o coeficiente de remoção K também aumenta para as variáveis dadas, sendo que essa relação é mais fraca ao se abordar a amônia total. Da mesma forma, à medida que λ_v aumenta, λ_s também aumenta, estabelecendo que tanto λ_v quanto λ_s e K estão linearmente correlacionados: quando uma variável aumenta, as outras duas também aumentam, especialmente para os parâmetros de DBO e DQO.

Tabela 11 – Correlação (r) entre cargas aplicada e removida e coeficiente de remoção

λ_v DBO APLICADO	0,982	K_{MC} DBO	0,967	K_{FP} DBO
λ_v DQO APLICADO	0,935	K_{MC} DQO	0,949	K_{FP} DQO
λ_v AMTO APLICADO	0,295	K_{MC} AMT	0,460	K_{FP} AMT
λ_s DBO REMOVIDO	0,978	K_{MC} DBO	0,951	K_{FP} DBO
λ_s DBO filt REMOVIDO	0,907	K_{MC} DBO filt	0,933	K_{FP} DBO filt
λ_s DQO REMOVIDO	0,972	K_{MC} DQO	0,964	K_{FP} DQO
λ_s DQO filt REMOVIDO	0,966	K_{MC} DQO filt	0,966	K_{FP} DQO filt
λ_s AMT REMOVIDO	0,520	K_{MC} AMT	0,639	K_{FP} AMT

Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

4.4 Análise das Correlações acerca dos Parâmetros Físico-químicos (DBO, DQO e AMT)

O processo de degradação da matéria orgânica (DBO e DQO) segue uma reação de primeira ordem, ou seja, a taxa de reação é diretamente proporcional à concentração do substrato. Isso quer dizer que, quanto maior a concentração de matéria orgânica inicial (C_0), maior será sua taxa de remoção (K) durante o processo de tratamento do efluente e, conseqüentemente, maior será a eficiência da lagoa (E).

De acordo com o Gráfico 1, tem-se que, quanto maior a eficiência de remoção (E), menor o número de dispersão (d) de uma lagoa, aproximando-se do regime hidráulico de fluxo em pistão ($d = 0$), que é o mais eficiente. Portanto, há uma relação entre o coeficiente de remoção (K) e o número de dispersão (d): quanto maior for a variável K , menor será a variável d .

Tendo em vista os resultados obtidos na Seção 4.2, temos que os modelos matemáticos para o coeficiente de dispersão propostos por Fisher (1967) e Polprasert & Bhattarai (1985) são aqueles que melhor descrevem esse processo e melhor representam os valores observados, já que os coeficientes de correlação linear de Pearson mostram uma relação negativa forte, isto é, enquanto a dispersão aumenta ou diminui, a remoção diminui ou aumenta, respectivamente.

Já o modelo proposto por Agunwamba modificado por Von Sperling (1996) apresenta resultados discrepantes e totalmente opostos ao que se esperava, evidenciando que esse é um modelo que não consegue descrever com confiança o processo. Além disso, os modelos propostos por Agunwamba (1992), Yanez (1993), Von Sperling (1999) e Liu (1977), apesar de apresentarem pouca ou nenhuma correlação entre as variáveis, também evidenciando que não conseguem descrever os valores observados com acuracidade, ainda assim apresentam uma tendência linear ligeiramente negativa.

De forma a corroborar com esses resultados, tem-se que, conforme explanado na Seção 4.3 e na Tabela 11, temos a forte correlação linear positiva entre a carga aplicada, a taxa de remoção e a carga removida para os parâmetros de DBO, DBO_{filt}, DQO e DQO_{filt}, evidenciando que, quanto maior a carga aplicada, maior a taxa de remoção e, por consequência, maior a carga removida, correlacionando-se com o fato de que a reação de degradação da matéria orgânica é de primeira ordem.

Outra correlação importante é a do coeficiente de dispersão com a carga aplicada. De acordo com a Seção 4.2, que apresenta uma correlação linear negativa forte do coeficiente de dispersão modelado por Fisher (1967) e Polprasert & Bhattarai (1985) com as variáveis λ_v e λ_s , temos que, quanto menor d , maior λ_v . Isso se dá pelo fato de que, quanto menor a dispersão do poluente, mais uniformemente distribuído pelo fluxo ele estará, ou seja, maior sua concentração por unidade de área, representado pelo λ_v nas unidades Kg/ha.dia. E, como já mencionado, quanto maior a carga aplicada, maior a carga removida.

Com relação à amônia total (AMT), o processo configura-se de forma diferente. Tendo em vista que a correlação proposta na Seção 4.2 (d com K) é fraca (região de amarelo para o laranja na matriz no Apêndice A) e na Seção 4.3 (λ com K) é de fraca para moderada (região de verde mais claro na matriz do Apêndice A), temos que o processo de depuração da amônia provavelmente não segue uma reação de primeira ordem como o da matéria orgânica.

As relações de d com λ são negativas fortes, evidenciando que, quanto menor o coeficiente de dispersão, maiores serão as cargas aplicada e removida, explicação compatível com o aumento da concentração do parâmetro por unidade de área ao estar menos disperso no fluxo.

Outro aspecto que pode contribuir com esses resultados de AMT é que ocorrem processos no sedimento da lagoa que acabam por liberar amônia no meio, impactando na relação entre as cargas aplicada e removida, já que a carga aplicada não contempla esse aporte adicional de amônia durante o processo de depuração.

Devido aos resultados inconsistentes apresentados pelo parâmetro AMT, pode ser provável que a relação entre os parâmetros se dê de alguma outra forma que não a linear, podendo ser avaliada por outros coeficientes de correlação, como o de Spearman, que avalia relações monótonas, sejam elas lineares ou não, ou como o de Kendall.

A fim de exemplificar a relação entre as variáveis, o Apêndice B contém gráficos de dispersão entre as variáveis abordadas nesse estudo para os parâmetros físico-químicos de DBO e AMT.

5 CONCLUSÃO

A partir dos resultados obtidos, pode-se concluir que os objetivos propostos para este trabalho foram alcançados. Sete modelos matemáticos preditivos do coeficiente de dispersão elaborados por variados autores foram utilizados para calcular o valor do coeficiente. A partir daí, esses valores foram relacionados com o coeficiente de remoção, com a carga aplicada e com a carga removida de cinco parâmetros físico químicos (DBO, DBOfilt, DQO, DQOfilt e AMT) através do coeficiente de correlação linear de Pearson.

Os coeficientes de Pearson mostraram que, dos 7 modelos preditivos, aqueles que melhor descrevem o processo de degradação da matéria orgânica e depuração de DBO, DBOfilt, DQO e DQOfilt, e melhor representam os valores observados, foram os modelos matemáticos para o coeficiente de dispersão propostos por Fisher (1967) e Polprasert e Bhattarai (1985), embora os resultados também evidenciem inconsistências quanto à representatividade dos valores observados de AMT com os coeficientes de dispersão e cargas calculados.

Para futuros trabalhos, sugere-se:

- Análise dos modelos de Fisher (1967) e Polprasert e Bhattarai (1985) para o coeficiente de dispersão em outros sistemas de lagoas para validar uma maior aplicabilidade desses modelos;
- Análise de novos modelos matemáticos para o coeficiente de dispersão propostos por outros autores para avaliar quais deles também apresentam uma correlação linear negativa forte com os parâmetros K e λ ;
- Análise do processo de depuração da amônia para entender sobre qual ordem de reação o processo acontece e quais impactos o parâmetro pode sofrer ao longo do fluxo de uma lagoa;
- Utilização de novos coeficientes de correlação, sejam eles lineares ou não, como os coeficientes de Spearman ou Kendall, a fim de avaliar sua aplicabilidade nos dados observados.

REFERÊNCIAS

AGUNWAMBA, J. C. Dispersion number determination in waste stabilization ponds. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 59, p. 3-4, 1991.

AGUNWAMBA, J. C.; EGBUNIWE, N.; ADEMILUYI, J. O. Prediction of the dispersion number in waste stabilization ponds. **Water Research**, London, v. 26, n. 1, p. 85-89, 1992.

ARAÚJO, A.L.C. **Diagnóstico de Sistemas de Lagoas de Estabilização no Rio Grande do Norte**. Fundação Nacional de Saúde – FUNASA. Relatório final. Natal - RN, 2010. 286 p.

ARCEIVALA, S. J. **Wastewater treatment and disposal**. New York: Marcel Dekker Inc., 1981.

BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nºs 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 5 jan. 2007. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/111445.htm>. Acesso em: 15 maio 2018.

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Gasto público em saneamento básico: governo federal e fundos financiadores: relatório de aplicações 2014**. Brasília, DF, 2016a. Disponível em: <<http://www.capacidades.gov.br/biblioteca/detalhar/id/334/titulo/gasto-publico-em-saneamento-basico-2014>>. Acesso em: 15 maio 2018.

BRASIL. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências**. Órgão Emissor: Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA, 18 março 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 23 maio 2018.

BRASIL. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. **Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA**. Órgão Emissor: Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA, 16 maio 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res11/res43011.pdf>>. Acesso em: 23 maio 2018.

BRASIL. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental - SNSA. Ministério das Cidades. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos - 2016**. 22. ed. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental - SNSA, 2018. 220 p. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos/diagnostico-ae-2016>>. Acesso em: 15 maio 2018.

DANCEY, Christine; REIDY, John. **Estatística Sem Matemática para Psicologia: Usando SPSS para Windows**. Porto Alegre, Artmed, 2006.

DIAS, Alice Libânia Santana. **Análise de Desempenho de Lagoas de Estabilização Empregadas para Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários**. 2012. 169 f.

Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012. Disponível em: <<http://www.smarh.eng.ufmg.br/defesas/998M.PDF>>. Acesso em: 22 maio 2018.

FIGUEIREDO FILHO, D. B.; SILVA JÚNIOR, J. A. Desvendando os Mistérios do Coeficiente de Correlação de Pearson (r). **Revista Política Hoje**, Pernambuco, v. 18, n. 1, p.115-146, jun. 2009. Disponível em: <<https://periodicos.ufpe.br/revistas/politicohoje/article/viewFile/3852/3156>>. Acesso em: 10 jun. 2018.

FISCHER, H. B. The mechanics of dispersion in natural streams. **Journal of the Hydraulics Division**, ASCE: v. 93, p. 187-216, 1967.

FONSECA, P. W. **Avaliação do desempenho e caracterização de parâmetros em lagoas facultativa e de maturação**. 2005. 124 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005. Disponível em: <<http://www.coc.ufrj.br/pt/dissertacoes-de-mestrado/105-msc-pt-2005/1974-patricia-weibert-fonseca>>. Acesso em: 23 maio 2018.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **CONHEÇA CIDADES E ESTADOS DO BRASIL**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rn/panorama>>. Acesso em: 03 junho 2018.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 4. ed. Rio de Janeiro: 2005. 906 p.

KAYOMBO, S.; MBWETTE, T.S.A.; MAYO, A.W.; KATIMA, J.H.Y.; JOGENSEN, S.E. Diurnal Cycles of Variation of Physical-Chemical Parameters in Waste Stabilisation Ponds. **Ecol. Eng.** p. 287-291. 2002

KELLNER, E.; PIRES, E.C. **Lagoas de estabilização: projeto e operação**. Rio de Janeiro: ABES, 1998. 242 p.

LIU, H. Predicting dispersion coefficient of streams. **J. of the Envir. Eng. Div.** ASCE, p. 59-59, 1977.

MARA, D. D.; PEARSON, H. W. Artificial freshwater environment: waste stabilization ponds. In: **Biotechnology - A Comprehensive Treatise**, v. 8, c. 4. Weinheim: Verlagsgesellschaft, 1986.

NUVOLARI, A. (Coord.). **Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola**. 2. ed. São Paulo: Blucher, 2011. 520 p.

POLPRASERT, C.; BHATTARAI, K. K. Dispersion model for waste stabilization ponds. **J. Envir. Eng.**, v. 111, n. 1, p. 45-59, 1985.

SANTOS, A. B. **Avaliação técnica de sistemas de tratamento de esgotos**. Fortaleza, CE: E. Banco do Nordeste do Brasil, 2007. 206 p.

SILVA, J. P. B. **Ordenamento de Qualidade do Efluente de Lagoa de Estabilização com**

Base em Número Fuzzy Triangular. 2017. 46 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2017.

STANTON, J. M. Galton, Pearson, and the peas: A brief history of linear regression for statistics instructors. **Journal of Statistical Education**, 2001. Disponível em: <<http://www.amstat.org/publications/JSE/v9n3/stanton.html>>. Acesso em: 10 jun. 2018.

TORRES, D. M. **Decaimento Bacteriano em Lagoas de Estabilização no Nordeste Brasileiro.** 2011. 84 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Sanitária, Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2011. Disponível em: <https://repositorio.ufrn.br/jspui/bitstream/123456789/15977/1/DayanaMT_DISSERT.pdf>. Acesso em: 17 maio 2018.

TOSCANI, D. C. **Avaliação e Aplicação de Simulações Matemáticas para Definição de Regime Hidráulico e Constantes Cinéticas de Remoção de Matéria Orgânica em Reatores de Tratamento de Esgoto Sanitário.** 2010. 205 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2010. Disponível em: <[https://acervodigital.ufpr.br/bitstream/handle/1884/24244/Dissertacao - Daniel Toscani.pdf?sequence=1](https://acervodigital.ufpr.br/bitstream/handle/1884/24244/Dissertacao_Daniel_Toscani.pdf?sequence=1)>. Acesso em: 22 maio 2018.

VIDAL, W.L., 1983, **Aperfeiçoamentos hidráulicos no projeto de lagoas de estabilização, visando redução da área de tratamento: uma aplicação prática.** 12º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental ABES.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Belo Horizonte: Editora UFMG – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais, 1996. 243p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias vol. 1).

VON SPERLING, M. Performance evaluation and mathematical modelling of coliform die-off in tropical and subtropical waste stabilization ponds. **Science**, v. 33, n. 6, 1999.

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização.** Belo Horizonte: Editora UFMG – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais, 2002. 196p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias vol. 3).

YANEZ, F. **Lagunas de estabilización: teoría, diseño y mantenimiento.** Cuenca: ETAPA, 1993.

WORMA, F. **Desenvolvimento de Software para Dimensionamento de Lagoas de Estabilização Anaeróbia Seguida de Facultativa e Facultativa.** 2008. 42 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008. Disponível em: <<https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/124349/59.pdf?sequence=1>>. Acesso em: 23 maio 2018.

APÊNDICE A – MATRIZ DE COEFICIENTES DE PEARSON PARA CORRELAÇÃO LINEAR DE PARÂMETROS

Tabela 12 – Coeficientes de Pearson para a relação entre coeficiente de dispersão e coeficiente de remoção

	K DBO MistComp	K DBO filt MistComp	K DQO MistComp	K DQO filt MistComp	K AMT MistComp	K DBO FluxoPist	K DBO filt FluxoPist	K DQO FluxoPist	K DQO filt FluxoPist	K AMT FluxoPist
Fisher (1967)	-0,717	-0,531	-0,559	-0,564	-0,364	-0,729	-0,624	-0,598	-0,626	-0,464
Liu (1977)	-0,334	-0,355	-0,260	-0,301	-0,204	-0,326	-0,317	-0,261	-0,279	-0,215
PolpBhat (1985)	-0,715	-0,517	-0,554	-0,556	-0,352	-0,725	-0,613	-0,592	-0,619	-0,451
Agunwamba (1992)	0,019	0,150	0,004	0,047	0,028	-0,080	-0,054	-0,074	-0,099	-0,095
Yanez (1993)	-0,028	-0,083	-0,002	-0,045	-0,026	-0,074	-0,099	-0,035	-0,070	-0,058
AgunVonSperl (1996)	0,846	0,835	0,767	0,785	0,664	0,840	0,857	0,791	0,807	0,731
VonSperl (1999)	-0,029	-0,083	-0,001	-0,044	-0,030	-0,074	-0,098	-0,034	-0,069	-0,060

Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Tabela 13 – Coeficientes de Pearson para a relação entre coeficiente de dispersão e cargas aplicada e removida

	λ_v DBO APLICADO	λ_v DBO filt APLICADO	λ_v DQO APLICADO	λ_v DQO filt APLICADO	λ_v AMT APLICADO	λ_s DBO REMOVIDO	λ_s DBO filt REMOVIDO	λ_s DQO REMOVIDO	λ_s DQO filt REMOVIDO	λ_s AMT REMOVIDO
Fisher (1967)	-0,710	N/A	-0,786	N/A	-0,811	-0,688	-0,681	-0,696	-0,735	-0,830
Liu (1977)	-0,287	N/A	-0,411	N/A	-0,472	-0,294	-0,296	-0,372	-0,390	-0,474
PolpBhat (1985)	-0,715	N/A	-0,784	N/A	-0,808	-0,693	-0,685	-0,695	-0,733	-0,831
Agunwamba (1992)	0,003	N/A	-0,016	N/A	0,043	0,073	0,059	0,062	0,030	0,121
Yanez (1993)	0,028	N/A	-0,127	N/A	-0,148	0,052	0,035	-0,064	-0,093	-0,065
AgunVonSperl (1996)	0,777	N/A	0,801	N/A	0,782	0,777	0,788	0,783	0,793	0,826
VonSperl (1999)	0,028	N/A	-0,128	N/A	-0,149	0,052	0,036	-0,063	-0,093	-0,067

Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Tabela 14 – Coeficientes de Pearson para a relação entre cargas aplicada e removida e coeficiente de remoção

	K DBO MistComp	K DBO filt MistComp	K DQO MistComp	K DQO filt MistComp	K AMT MistComp	K DBO FluxoPist	K DBO filt FluxoPist	K DQO FluxoPist	K DQO filt FluxoPist	K AMT FluxoPist
λ_v DBO APLICADO	0,982	0,877	0,960	0,946	0,376	0,967	0,928	0,962	0,958	0,544
λ_v DBO filt APLICADO	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
λ_v DQO APLICADO	0,976	0,889	0,935	0,938	0,393	0,973	0,943	0,949	0,960	0,564
λ_v DQO filt APLICADO	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
λ_v AMT APLICADO	0,947	0,892	0,864	0,900	0,296	0,932	0,912	0,879	0,909	0,460
λ_s DBO REMOVIDO	0,978	0,890	0,959	0,951	0,335	0,951	0,917	0,951	0,945	0,496
λ_s DBO filt REMOVIDO	0,982	0,907	0,967	0,963	0,334	0,958	0,933	0,961	0,958	0,501
λ_s DQO REMOVIDO	0,969	0,918	0,972	0,974	0,309	0,948	0,936	0,964	0,962	0,484
λ_s DQO filt REMOVIDO	0,976	0,919	0,958	0,966	0,327	0,961	0,946	0,959	0,966	0,503
λ_s AMT REMOVIDO	0,915	0,771	0,809	0,801	0,520	0,909	0,846	0,833	0,844	0,639

Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

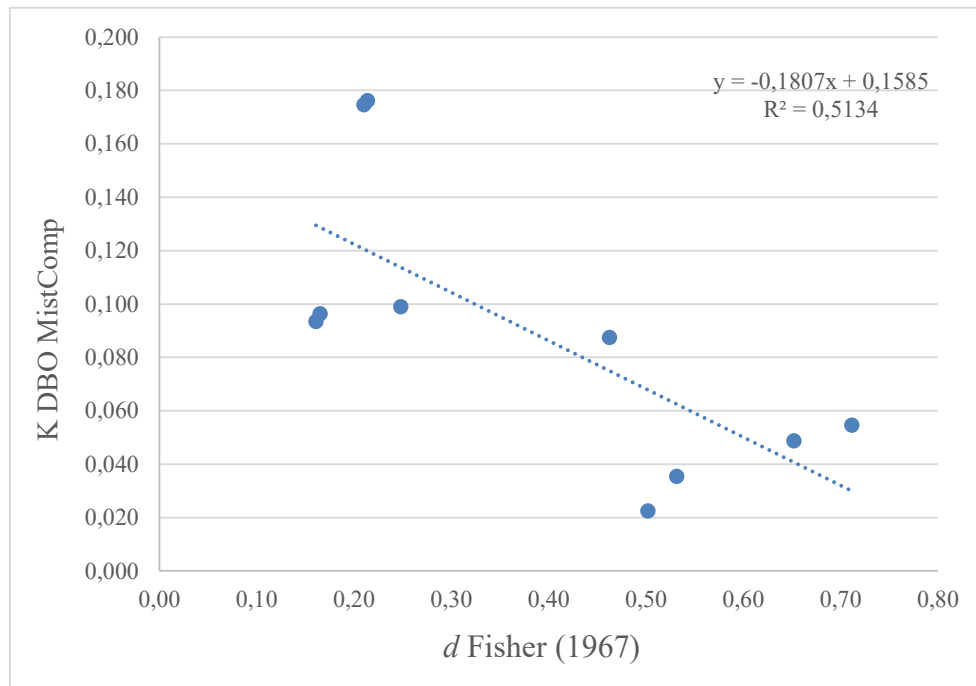
Tabela 15 – Coeficientes de Pearson para a relação entre cargas aplicada e removida

	λ_v DBO APLICADO	λ_v DBO filt APLICADO	λ_v DQO APLICADO	λ_v DQO filt APLICADO	λ_v AMT APLICADO	λ_s DBO REMOVIDO	λ_s DBO filt REMOVIDO	λ_s DQO REMOVIDO	λ_s DQO filt REMOVIDO	λ_s AMT REMOVIDO
λ_v DBO APLICADO	1,000	N/A	0,982	N/A	0,934	0,996	0,996	0,986	0,986	0,907
λ_v DBO filt APLICADO	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
λ_v DQO APLICADO	0,982	N/A	1,000	N/A	0,965	0,969	0,976	0,983	0,994	0,927
λ_v DQO filt APLICADO	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
λ_v AMT APLICADO	0,934	N/A	0,965	N/A	1,000	0,931	0,937	0,940	0,960	0,946
λ_s DBO REMOVIDO	0,996	N/A	0,969	N/A	0,931	1,000	0,999	0,986	0,982	0,898
λ_s DBO filt REMOVIDO	0,996	N/A	0,976	N/A	0,937	0,999	1,000	0,991	0,988	0,895
λ_s DQO REMOVIDO	0,986	N/A	0,983	N/A	0,940	0,986	0,991	1,000	0,996	0,884
λ_s DQO filt REMOVIDO	0,986	N/A	0,994	N/A	0,960	0,982	0,988	0,996	1,000	0,903
λ_s AMT REMOVIDO	0,907	N/A	0,927	N/A	0,946	0,898	0,895	0,884	0,903	1,000

Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

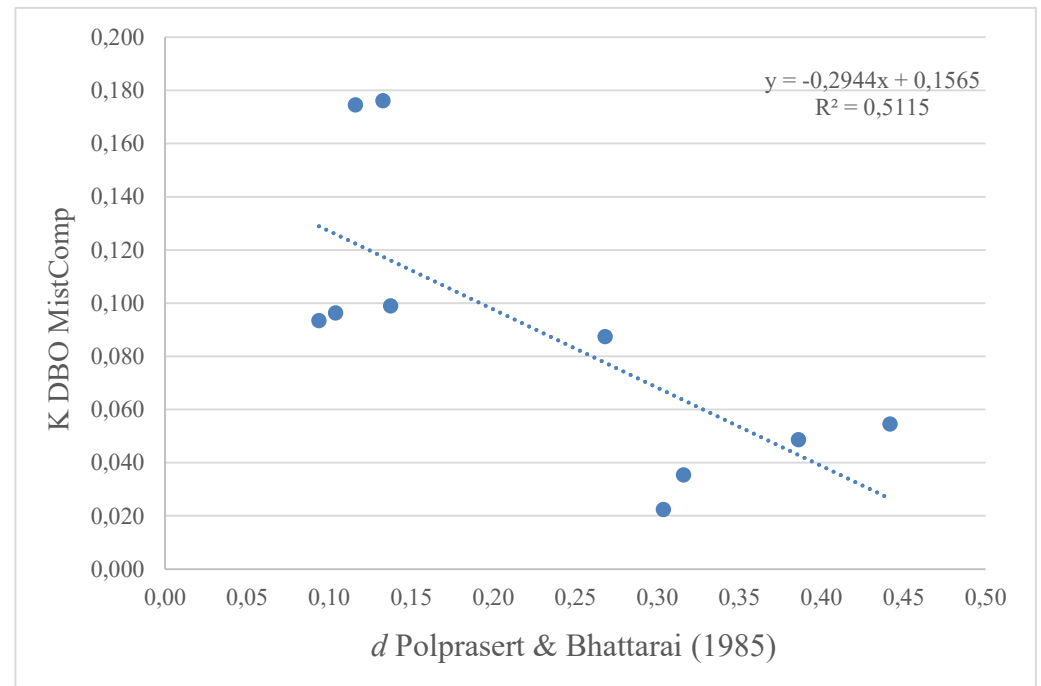
APÊNDICE B – GRÁFICOS DE DISPERSÃO ENTRE AS VARIÁVEIS

Gráfico 3 – Relação entre o coeficiente de dispersão de Fisher e o coeficiente de remoção de DBO



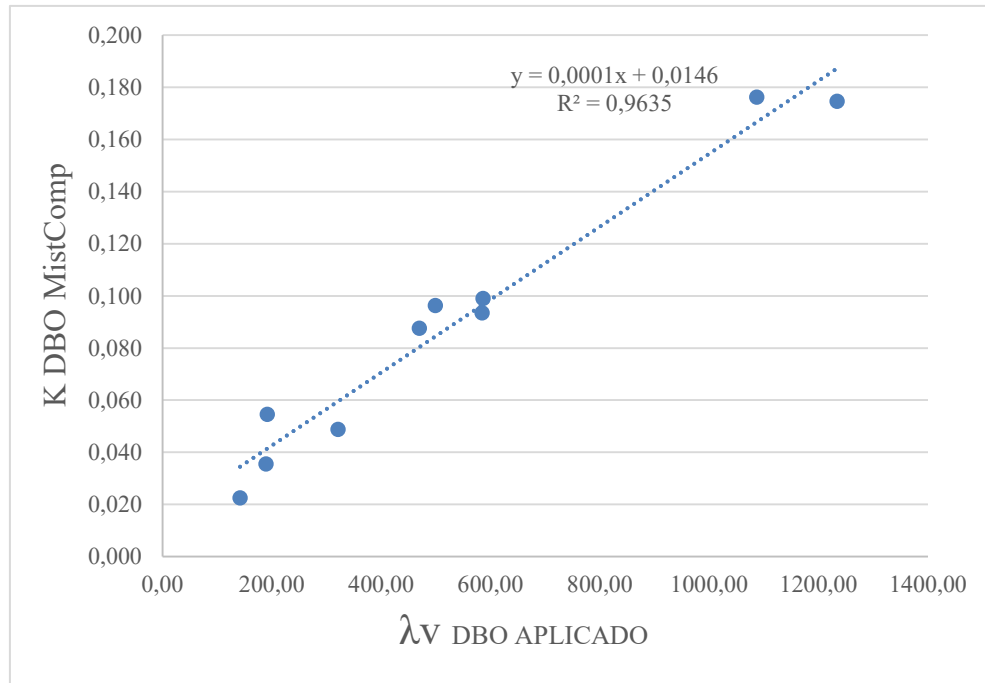
Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Gráfico 4 – Relação entre o coeficiente de dispersão de Polprasert & Bhattarai e o coeficiente de remoção de DBO



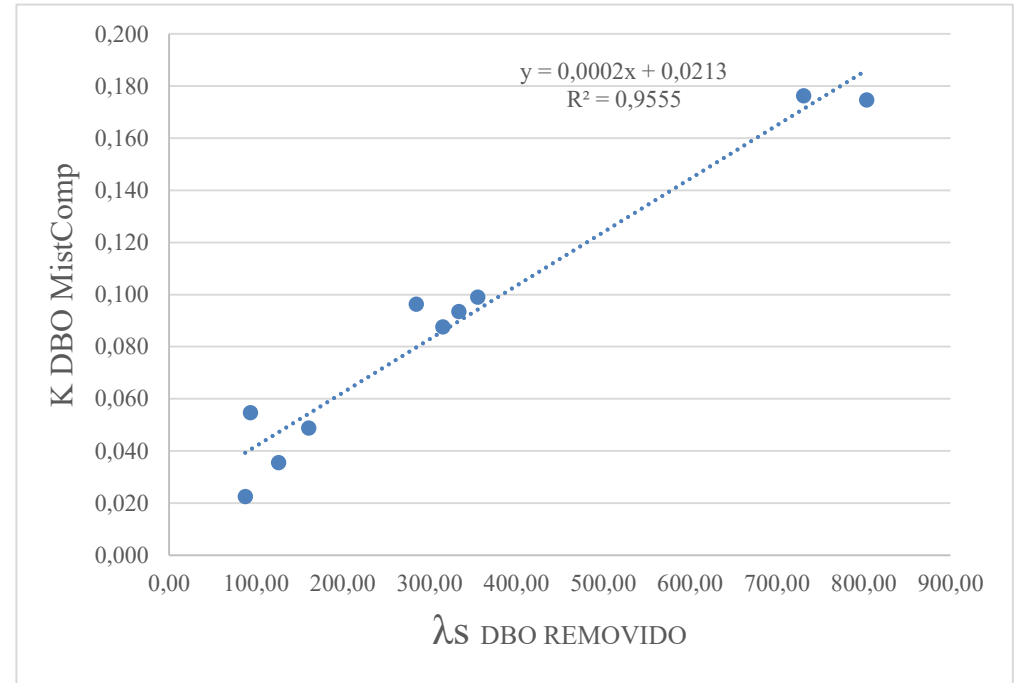
Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Gráfico 5 – Relação entre a carga aplicada de DBO e o coeficiente de remoção de DBO



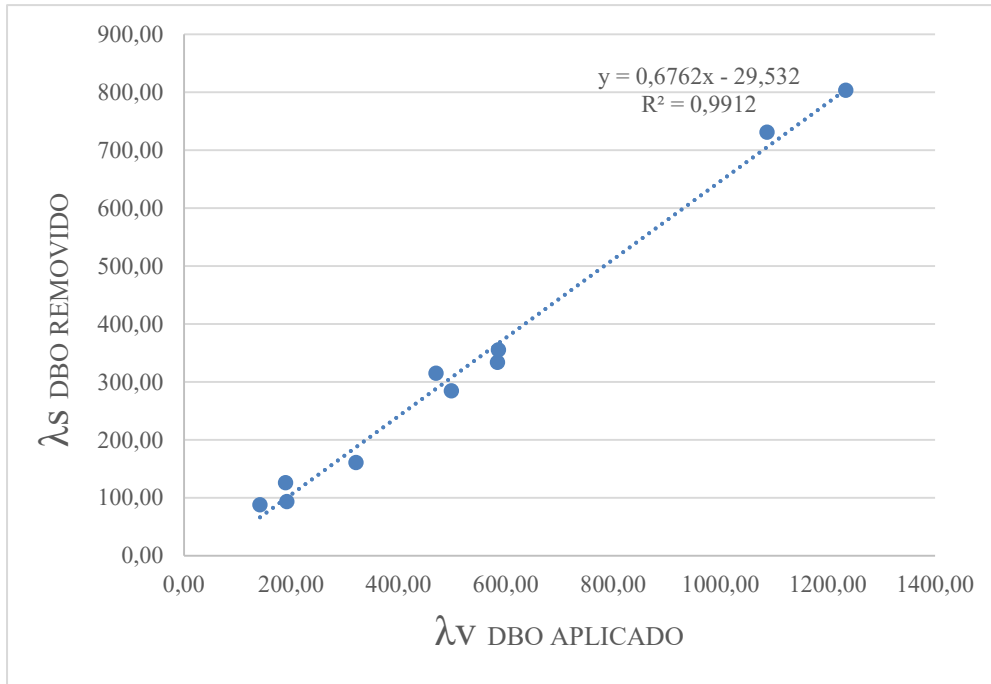
Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Gráfico 6 – Relação entre a carga removida de DBO e o coeficiente de remoção de DBO



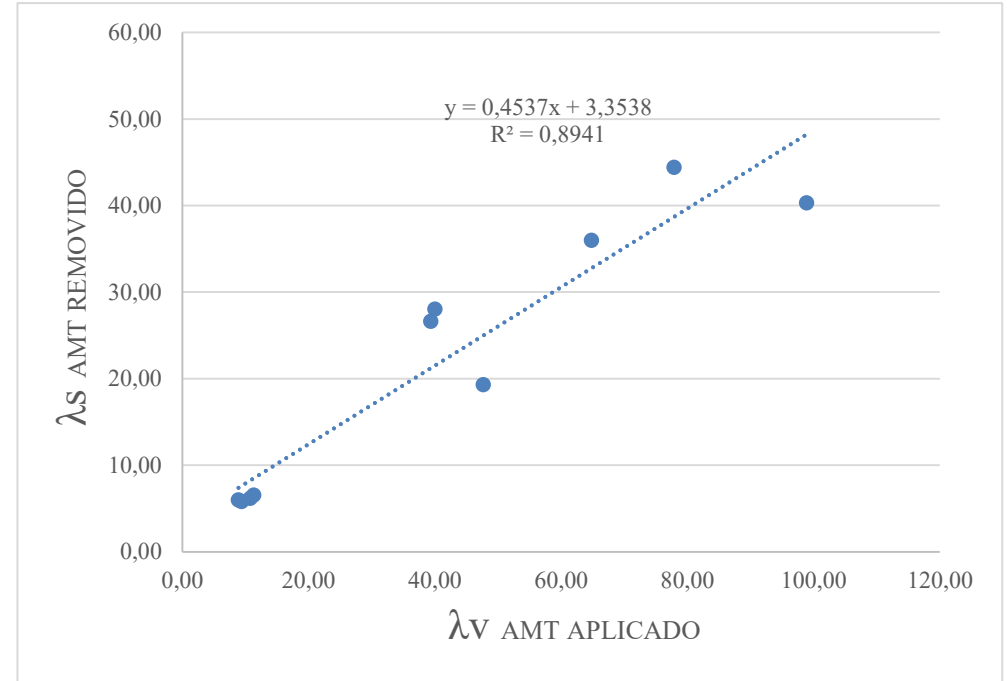
Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Gráfico 7 – Relação entre a carga aplicada e a carga removida de DBO



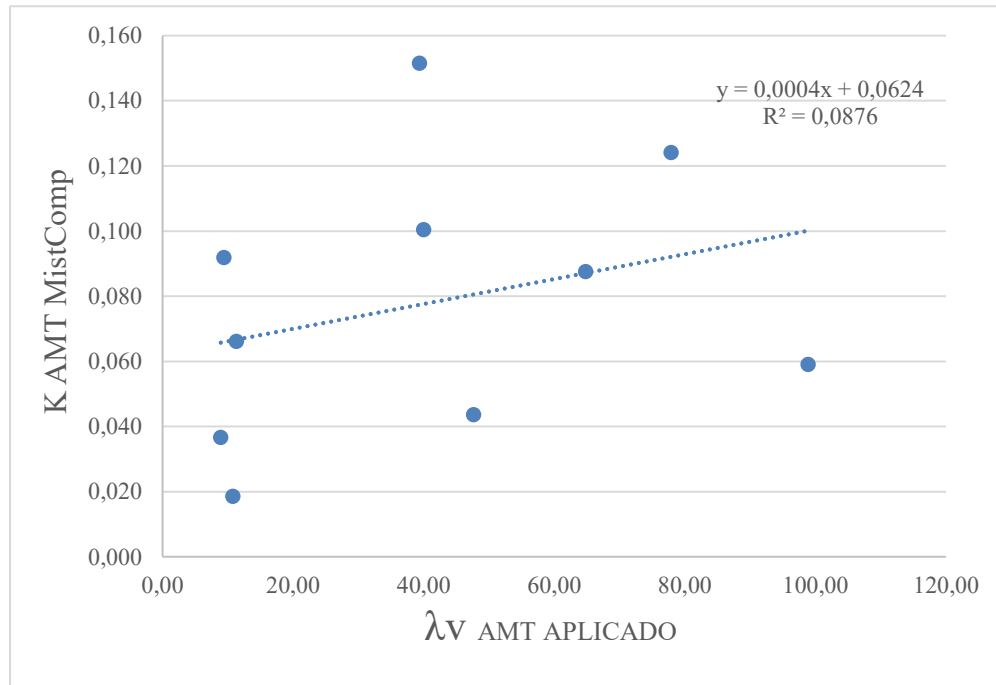
Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Gráfico 8 – Relação entre a carga aplicada e a carga removida de AMT



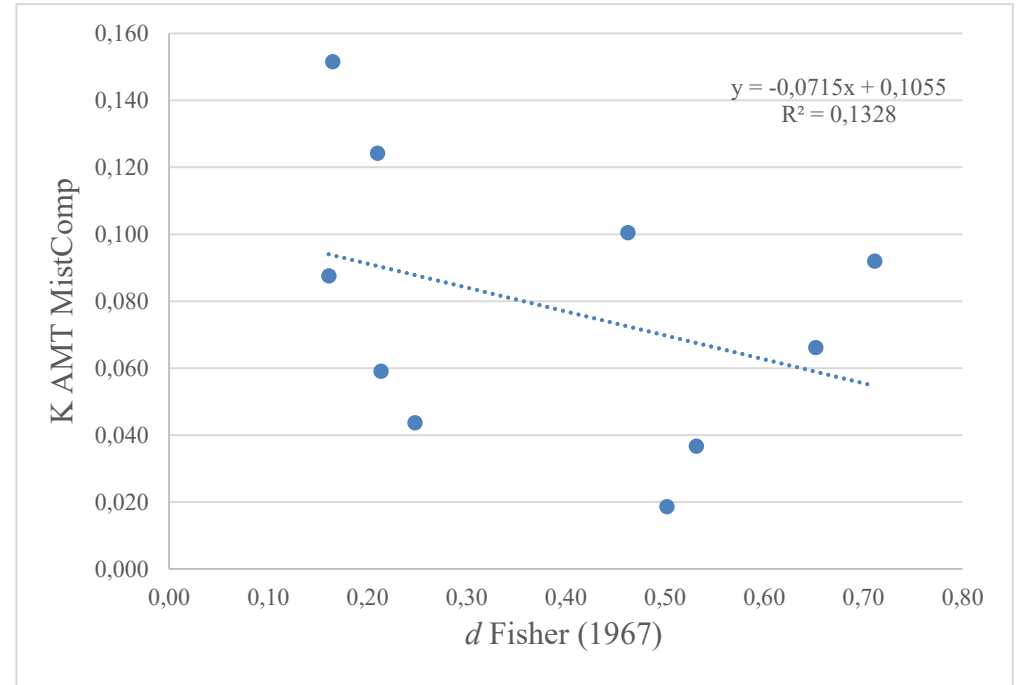
Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Gráfico 9 – Relação entre a carga aplicada de AMT e o coeficiente de remoção de AMT



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).

Gráfico 10 – Relação entre o coeficiente de dispersão de Fisher e o coeficiente de remoção de AMT



Fonte: Elaborado pelo autor (2018).