



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ

CENTRO DE TECNOLOGIA

DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL

GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

YURI MENDES VASCONCELOS

**ESTIMATIVA DE PARÂMETROS CINÉTICOS EM ENSAIO DE
BIODEGRADAÇÃO DE LODO SÉPTICO**

FORTALEZA

2017

YURI MENDES VASCONCELOS

**ESTIMATIVA DE PARÂMETROS CINÉTICOS EM ENSAIO DE
BIODEGRADAÇÃO DE LODO SÉPTICO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à
Coordenação do Curso de Graduação em
Engenharia Ambiental, da Universidade
Federal do Ceará, para obtenção do título de
bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Fernando José Araújo da
Silva

FORTALEZA

2017

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)

- V451e Vasconcelos, Yuri Mendes.
Estimativa de parâmetros cinéticos em ensaio de biodegradação de lodo séptico / Yuri Mendes Vasconcelos. – 2017.
38 f. : il.
- Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Curso de Engenharia Ambiental, Fortaleza, 2017.
Orientação: Prof. Dr. Fernando José Araújo da Silva.
1. Demanda bioquímica oxigênio. 2. Parâmetros cinéticos de biodegradação. 3. Coeficiente de desoxigenação. 4. Lodo séptico. I. Título.

CDD 628

Este trabalho foi submetido como parte dos requisitos para obtenção do grau de Bacharel em Engenharia Ambiental, outorgado pela Universidade Federal do Ceará, e encontrar-se-á à disposição dos interessados na Biblioteca Central da referida Universidade.

A citação de qualquer trecho desse Trabalho é permitida, desde que feita de acordo com as normas da ética científica.

Yuri Mendes Vasconcelos

Apresentado em: ___/___/_____

Banca Examinadora:

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

Prof. Dr. Raimundo Oliveira de Souza (Interno)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Engenheiro Leonardo da Cunha Marques (Externo)

AGRADECIMENTOS

À minha família, mãe, pai e irmãs, devo a vocês todas as minhas conquistas. Vocês são a base de tudo em minha vida.

Ao meu orientador, Fernando José Araújo da Silva, pelo tempo e atenção concedidos durante a realização deste trabalho.

A todo o corpo docente do curso de Engenharia Ambiental, responsáveis diretamente pelo meu amadurecimento durante todos os semestres.

A todos os colegas de curso, com quem compartilhei uma das melhores épocas da minha vida.

A todos os meus amigos, por estarem sempre presentes, por todos os momentos tristes, felizes e gloriosos pelos quais passamos.

A todos que, de alguma forma, contribuíram para a conclusão deste ciclo.

RESUMO

A biodegradabilidade da matéria orgânica em água pode ser verificada através de ensaio de DBO, com estimativa da constante de desoxigenação (K_D) e da DBO_{ÚLTIMA} (L_0). Assim, a cinética de degradação de poluentes, principalmente quanto à representação e interpretação matemática do processo, segue como tema sensível e de extrema importância no que diz respeito a problemas de poluição das águas. O presente estudo trata de analisar e discutir os limites destas estimativas e avaliar o efeito da inibição da nitrificação ao estimar os valores (K_D) e da DBO_{ÚLTIMA} (L_0). O estudo parte de lodo de tanque séptico, proveniente de resíduos esgotados por carros limpa-fossas da cidade de Juazeiro do Norte, e dados respirométricos em ensaios de biodegradabilidade de matéria orgânica. A metodologia aplicada para a determinação de parâmetros cinéticos considerou os métodos de Thomas e Fujimoto. Os resultados sugeriram que, provavelmente, há mais distinção no procedimento analítico do que diferença entre os métodos de estimativa. O método de Thomas, porém, é mais atraente por ser mais simples de aplicar. Os resultados sugerem que mesmo para pequenas amostras, porém com acuracidade de informações, estes recursos apresentaram grande eficiência para a comparação dos campos simulados e observados. No que diz respeito a inibição da nitrificação, por mais que os gráficos de DBO exercida tenham apontado um distanciamento entre as amostras que receberam o reagente inibidor para com a amostra bruta, estatisticamente, essa diferença não existe, indicando que apesar da nitrificação, para este tipo de resíduo, ocorrer antes do sétimo dia de incubação, conforme encontrado na literatura, não causa interferência significativa na determinação da DBO.

Palavras-chave: Demanda Bioquímica Oxigênio, Parâmetros Cinéticos de Biodegradação, Coeficiente de Desoxigenação, Lodo Séptico

ABSTRACT

The biodegradability of the organic matter in water can be verified by BOD test, with estimation of the deoxygenation constant (K_D) and $BOD_{ULTIMATE}$ (L_0). Thus, the kinetics of degradation of pollutants, mainly as regards the representation and mathematical interpretation of the process, continues as a sensitive and extremely important issue with regard to problems of water pollution. The present study analyzes and discuss the limits of these estimates and to evaluate the effect of inhibition of nitrification when estimating the values of K_D and $BOB_{ULTIMATE}$ (L_0). The study is based on septic tank sludge from wastewater from the city of Juazeiro do Norte, and respirometric data on the biodegradability of organic matter. The methodology applied for the determination of kinetic parameters considered the methods of Thomas and Fujimoto. The results suggested that there is probably more distinction in the analytical procedure than the difference between the estimation methods. Thomas's method, however, is more attractive because it is simpler to apply. The results suggest that even for small samples, but with accurate information, these resources presented great efficiency for the comparison of simulated and observed fields. Regarding the inhibition of nitrification, although the BOD graphs showed a difference between the samples that received the inhibitory reagent for the crude sample, statistically, this difference does not exist, indicating that despite the nitrification, for this Type of wastewater, occur before the seventh day of incubation, as found in the literature, does not cause significant interference in the determination of BOD.

Keywords: Demand Biochemical Oxygen, Degradation Kinetic parameters, Deoxygenation Constant, Septic tank sludge

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1: Representação do processo de autodepuração.	16
Figura 2.2: Evolução de DBO em função do tempo.....	18
Figura 3 – Curva DBO x Tempo, sem inibidor	29
Figura 4 – Curva DBO x Tempo, com inibidor.....	29
Figura 5 – Relação K_D x L_0 , método de Thomas, sem inibidor.....	33
Figura 6 – Relação K_D x L_0 , método de Thomas, com inibidor.	33
Figura 7 – Relação K_D x L_0 , método de Fujimoto, sem inibidor	34
Figura 8– Relação K_D x L_0 , método de Fujimoto.....	35

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Parâmetros pH, condutividade elétrica e temperatura das amostras no momento das coletas.....	25
Tabela 2: Concentrações de DBO em mg/L para amostras C ₂ , C ₃ e C ₄	25
Tabela 3: Concentrações de DBO em mg/L para amostras C ₅ , C ₇ e C ₈	26
Tabela 4: Concentrações de DBO em mg/L para amostras C ₁₀ e C ₁₁	26
Tabela 5: Análise de DBO das amostras agrupadas em cada dia, sem inibidor de nitrificação.....	27
Tabela 6: Análise de DBO das amostras agrupadas em cada dia, com inibidor de nitrificação.....	28
Tabela 7: Valores dos coeficientes de desoxigenação (K_D) de DBO, obtidos com os diferentes métodos de Thomas e Fujimoto.....	30
Tabela 8: Valores da DBO _{ÚLTIMA} (L_0) obtidos com os métodos Thomas e Fujimoto...	31
Tabela 9: Valor médio da DBO _{ÚLTIMA} (L_0) de cada amostra, obtidos a partir do método Thomas	32

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	10
1.1.	Considerações Iniciais	10
1.2.	Objetivos	11
1.3.	Organização do trabalho	11
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	12
2.1.	Matéria Orgânica das águas	12
2.2.	Biodegradação Aeróbia de Matéria Orgânica das águas	13
2.3.	A Curva de Demanda Bioquímica de Oxigênio	17
2.4.	Fatores que influencia na degradação da matéria orgânica	18
2.5.	Determinação de KD e Lo	20
	Método de Thomas (TH)	21
	Método de Fujimoto (FJ)	22
3	METODOLOGIA	24
3.1.	Sobre o estudo.....	24
3.2.	Os dados experimentais	24
3.3.	Abordagem.....	26
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	27
5	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	36
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	38

1 INTRODUÇÃO

1.1. Considerações Iniciais

As principais substâncias que caracterizam os esgotos domésticos são gorduras e óleos, proteínas, carboidratos, ureia, surfactantes, fenóis, pesticidas, metais e outros que aparecem em menor quantidade. O conhecimento da fração orgânica dos esgotos é importante, visto que o principal efeito ecológico da poluição em um curso d'água é o decréscimo dos teores de oxigênio dissolvido, causado pela respiração dos microrganismos heterótrofos e quimioautótrofos, aeróbios e facultativos (METCALF & EDDY, 2003).

Para o tratamento biológico aeróbio de esgotos é primordial conhecer os processos metabólicos e cinéticos que conduzem à estabilização da matéria orgânica. Neste contexto, a medição da degradação da matéria orgânica está associada à Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), que mede a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar biologicamente a matéria orgânica presente numa amostra (VON SPERLING, 1996). Destaca-se, por outro lado, que os esgotos sanitários têm grande variabilidade, função de fatores socioeconômicos, culturais, clima, aspectos estruturais das redes coletoras de esgoto, dentre outros.

Stamer et al. (1982) destacam a DBO como informação primordial para o projeto de estações de tratamento de esgoto. Um conhecimento da DBO em efluentes permite prever melhor o impacto do lançamento destes em corpos receptores. Importa conhecer o montante de oxigênio dissolvido (OD) consumido para cômputo da DBO. Porém, é igualmente relevante conhecer a demanda total de oxigênio (i.e. a $BO_{\text{ÚLTIMA}}$, L_0), bem como a velocidade do mecanismo de degradação, o coeficiente de desoxigenação (K_D).

Há diferentes técnicas e modelagens matemáticas, dependentes de resultados experimentais, para se determinar o valor do K_D e L_0 (ver RAMALHO, 1983; METCALF; EDDY, 2003; AUER et al., 2012). Tais métodos buscam ajustar os valores estimados – para L_0 e K_D - de forma a minimizar o erro em relação valor obtido experimentalmente.

A partir das considerações acima, é importante apreciar melhor os parâmetros cinéticos de degradação de lodos sépticos. No Nordeste brasileiro, estes resultam de serviços de limpeza-fossa, comuns em locais que adotam soluções individuais, ditos sistemas estáticos, para

tratamento de esgotos domésticos. Com o adensamento urbano há incremento do volume gerado.

1.2. Objetivos

Geral

Determinar os parâmetros cinéticos de degradação (L_0 e K_D) de lodo séptico sob ensaio de DBO.

Específicos

1. Comparar dois métodos (Thomas e Fujimoto), empregados para estimar os parâmetros cinéticos;
2. Considerar o efeito da inibição da nitrificação ao estimar valores de L_0 e K_D , em ensaios de biodegradabilidade de matéria orgânica.

1.3. Organização do trabalho

O presente trabalho é composto de cinco partes. Inicialmente é apresentada a motivação do estudo, com seus objetivos, bem como organização do trabalho. No segundo capítulo é apresentada a fundamentação teórica necessária à análise do trabalho. A metodologia empregada é apresentada no capítulo em seguinte. O quarto capítulo é pertinente aos resultados e discussão do estudo. O capítulo cinco trata da conclusão do estudo e sugestões.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Matéria Orgânica das águas

No ambiente, o conteúdo orgânico da água tem origem natural ou antrópica (i.e. consequência da atividade humana). É relativo a mistura heterogênea de diversos compostos orgânicos. A matéria orgânica pode ser particulada ou dissolvida, a primeira sendo composta pelos sólidos em suspensão (SST) e a segunda pelos sólidos dissolvidos (SDT). Por sua vez, os compostos orgânicos dissolvidos podem ser divididos em biodegradáveis e não-biodegradáveis (VON SPERLING, 1996). Estes últimos são em grande parte, lentamente biodegradáveis.

O material orgânico é constituído de gorduras, proteínas, carboidratos, álcoois, aldeídos e ésteres. Os compostos biodegradáveis podem ser utilizados como alimento por microrganismos presentes na água (BITTON, 2005). Alguns destes são resultado de uma ação microbiana inicial, que é acompanhada de processos de oxidação ou redução. Também, a matéria orgânica contida em partículas em suspensão na água pode ser utilizada por organismos superiores, como peixes herbívoros e onívoros.

O material orgânico presente na água é expresso através de diversos parâmetros, além da parcela gravimétrica volátil. Os parâmetros mais empregados são a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e a Demanda Química de Oxigênio (DOQ). Pode ser empregado também o Carbono Orgânico Total (COT).

Os parâmetros anteriormente descritos são relativos aos constituintes agregados da matéria orgânica. Existem ainda parâmetros específicos como Hidrocarbonetos Totais (HC), Halogênios Orgânicos Dissolvidos (HOD), Óleos e Graxas (O & G), Substâncias Húmicas Aquáticas (SHA), Ácidos Orgânicos Voláteis (AOV) e nutrientes (N e P) na forma orgânica (particulada e dissolvida), que também são empregados na avaliação da qualidade da água.

2.2. Biodegradação Aeróbia de Matéria Orgânica das águas

Definido como um indicador da poluição orgânica dos rios pela Comissão Real do Reino Unido, em 1908, o termo Demanda Biológica de Oxigênio (DBO), possui período tradicional para o ensaio de 5 dias, supostamente o mais longo tempo que a água de um rio viaja pelos estuários no Reino Unido (JOUANNEAU et al., 2014). O parâmetro é definido como uma quantidade de oxigênio requerida pela atividade respiratória microbiana na utilização (i.e. degradação) de matéria orgânica como substrato.

A degradação aeróbia consiste na oxidação da matéria orgânica biologicamente. Durante o processo, esta última é convertida por microrganismos em biomassa microbiana, eventual transformação de produtos de reação de biodegradação (componentes derivados da matéria orgânica inicial), CO₂ e H₂O (SWISHER, 1987; PAGGA, 1997; REUSCHENBACH et al., 2003).



X₀: Biomassa inicial

S: Recursos de carbono orgânico

O₂: Oxigênio

N: Recurso de Nitrogênio

P: Recurso de Fósforo

MN: Nutrientes de mineral

X_f: Biomassa Final

T_p: Transformação de produtos de biodegradação

CO₂: Dióxido de Carbono

H₂O: Água

A DBO é relativa à fração biodegradável dos componentes orgânicos carbonáceos. A DQO por sua vez, representa tanto a fração biodegradável quanto a não-biodegradável. Enquanto a DBO e a DQO representam uma demanda de oxigênio para estabilização de matéria orgânica, o COT é a medida direta da matéria orgânica carbonácea (VON SPERLING, 1996). Os três parâmetros podem ser fracionados em dissolvidos e particulados mediante filtração apropriada.

A matéria orgânica presente na água está relacionada com o principal efeito ecológico da poluição em corpos aquáticos, que é o decréscimo dos teores de oxigênio dissolvido, causado pela respiração dos microrganismos heterótrofos e quimioautótrofos, aeróbios e facultativos, que se alimentam da matéria orgânica (AUER et al., 2012).

Para estabilização desta matéria orgânica é fundamental o adequado fornecimento de oxigênio dissolvido, a fim de que os microrganismos possam realizar os processos metabólicos.

Todo corpo aquático tem certa capacidade de absorver despejos e, após algum tempo, retornar ao seu estado de limpeza inicial (*status quo ante*). Tal processo é denominado de autodepuração. De forma geral pode-se dizer que os fatores intervenientes do fenômeno são: temperatura da água, diluição e grau de agitação (movimentação) do fluxo da água.

O status inicial da qualidade da água é definido pela concentração de matéria orgânica (DBO) e de oxigênio dissolvido (OD). Assim, a autodepuração é definida pelo balanço entre o consumo de oxigênio para estabilizar a matéria orgânica presente e a capacidade de reoxigenação da água. Em um primeiro momento é preciso verificar o efeito de diluição do despejo, conforme a Equação 2.2:

$$C_m = \frac{Q_r \cdot C_r + Q_d \cdot C_d}{Q_r + Q_d} \quad (2.2)$$

Em que: C_m é a concentração de mistura, Q_r (M/L^3) e C_r (L^3/T) são a vazão e a concentração do parâmetro de interesse no corpo aquático, e Q_d (M/L^3) e C_d (L^3/T) são as mesmas variáveis relativas ao despejo.

O processo de degradação da matéria orgânica obedece à cinética de primeira ordem e leva em conta a variação da concentração ao longo do tempo. A Equação 2.3 representa o fenômeno para o parâmetro DBO e maioria dos processos ambientais (MASTERS, 1991).

$$L = L_0 \cdot e^{-K_D \cdot t} \quad (2.3)$$

Na equação acima L_0 (M/L^3) é a DBO última estimada, a concentração final de DBO após certo tempo (t) é dada por L (M/L^3). A variável K é a constante de transformação ($1/T$). Quando o sinal é negativo trata-se de decaimento, quando positivo, de geração. No caso da DBO trata-se do coeficiente de desoxigenação (K_D). Ao longo do tempo a quantidade de matéria

orgânica a ser degradada diminui e o que sobra é dita remanescente (L_R) (Equação 2.4). Com o passar do tempo esta matéria orgânica remanescente torna-se de difícil degradação, atingindo-se assim um ponto de “equilíbrio”.

$$L_R = L_O \cdot (1 - e^{-K_D \cdot t}) \quad (2.4)$$

Uma vez que a estabilização da matéria orgânica é realizada por via aeróbia, a concentração de oxigênio dissolvido (OD) decresce ao longo do tempo. Em relação à concentração de saturação é estabelecida ao longo do processo uma diferença denominada déficit de oxigênio dissolvido. Isso é observado não apenas no ensaio de DBO, mas é também representativo do que ocorre no corpo aquático. A representação do fenômeno da autodepuração foi inicialmente proposta por Streeter e Phelps em 1925 (Ibidem). O cômputo do déficit de OD em um tempo qualquer (D_t) no percurso de um corpo aquático é definido pela Equação 2.5:

$$D_t = \frac{K_D \cdot L_O}{K_2 - K_D} \left(e^{-K_D \cdot t} - e^{-K_2 \cdot t} \right) + D_0 \cdot e^{-K_2 \cdot t} \quad (2.5)$$

São variáveis:

- DBO inicial, correspondente ao valor de ensaio padrão (L_O),
- Déficit inicial de OD (D_0)
- Constantes de desoxigenação (K_D) e de reoxigenação (K_2).
- O valor de L_O e de OD são determinados por análise laboratorial.

O valor de D_0 depende da temperatura (principalmente) e da salinidade. Estes parâmetros são relativos ao local de mistura. As constantes K_D e K_2 são obtidas a partir de estudos in loco ou de modelos empíricos. Enquanto K_D varia normalmente entre 0,09 e 0,24/dia, dependendo da temperatura e do conteúdo orgânico, K_2 varia entre 0,12 e 1,61/dia, dependendo principalmente da velocidade de escoamento e da profundidade média da lâmina líquida (VON SPERLING, 2007).

O modelo tem condições específicas, pois não considera a demanda de oxigênio exercida pelo sedimento nem a reoxigenação proporcionada pelas algas. Em sua forma geral é

do tipo uni-dimensional. Apesar disto, é essencial para o estudo da poluição dos corpos aquáticos. A Figura 2.1 mostra que o fenômeno pode ser compartimentalizado e dividido em zonas.

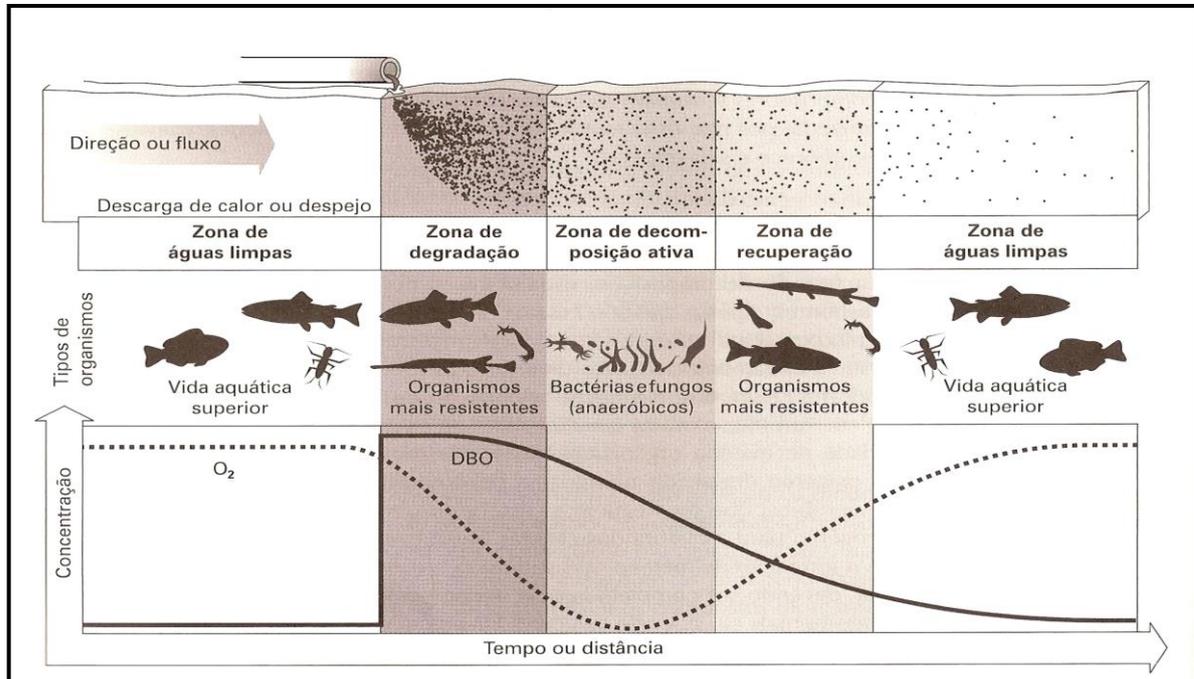


Figura 2.1: Representação do processo de autodepuração.

Fonte: Braga et al. (2005).

2.3. A Curva de Demanda Bioquímica de Oxigênio

Conforme já discorrido, a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) expressa a quantidade de oxigênio necessário à degradação, aeróbia, da matéria orgânica. Isto ocorre sob determinada condição de temperatura e tenta reproduzir o que ocorre no meio natural, como no processo de autodepuração, sem a presença de luz.

O cálculo é realizado através da determinação do teor inicial de oxigênio dissolvido (OD) de uma dada amostra e deixado após algum tempo outra amostra semelhante mantida num frasco fechado, a 20 ° C. A diferença entre os dois corresponde ao conteúdo DBO (ver APHA 1998; SAWYER et al., 2001). O consumo mínimo esperado para mensuração de DBO padrão (t = 5 dias a 20° C) é de 2,0 mg/L de O₂ e o valor residual de ser de pelo menos 1,0 mg/L.

A mudança de OD em função do tempo ajusta-se a uma curva, em que o OD residual é cada vez menor. O valor máximo da DBO, é alcançado com 20 dias. A partir do 7º ou 8º dias a taxa de consumo de oxigênio sofre incremento acentuado. Isto ocorre em razão da oxidação de compostos nitrogenados por bactérias nitrificantes. Isto gera uma sobreposição de curvas, de maneira que o ensaio pode ser dividido em dois estágios: demanda carbonácea e demanda nitrogenada.

Oliveira et al. (2013) destacam que a nitrificação ocorre caracteristicamente em sequência, de nitrogênio amoniacal para nitrito e de nitrito para nitrato. Nestas o oxigênio (O₂) atua como receptor final de elétrons. Há dois grupos de bactérias quimioautotróficas que utilizam carbono inorgânico (via Ciclo de Calvin) para biossíntese de carbono orgânico e obtêm energia para o crescimento a partir da oxidação do N-amoniacal ou nitrito. A nitrificação – oxidação de amônia a nitrito - é mediada por bactérias do gênero *Nitrosomonas* sp e *Nitrosospira* sp, enquanto, na nitratação etapa seguinte, atuam bactérias do gênero *Nitrobacter* sp e *Nitrospira* sp.

Para que não corra a demanda nitrogenada é necessária a supressão ou máxima inibição da atividade microbiana nitrificadora. Tem-se com isto o objetivo de retardar a formação de NO₃⁻, interferindo na atividade das *Nitrosomonas*, responsáveis pela oxidação da amônia a NO₂⁻ (primeira fase da nitrificação). O período de inibição tem uma fase de ajuste. A Figura 2.2 mostra a evolução da DBO em função do tempo e os processos descritos.

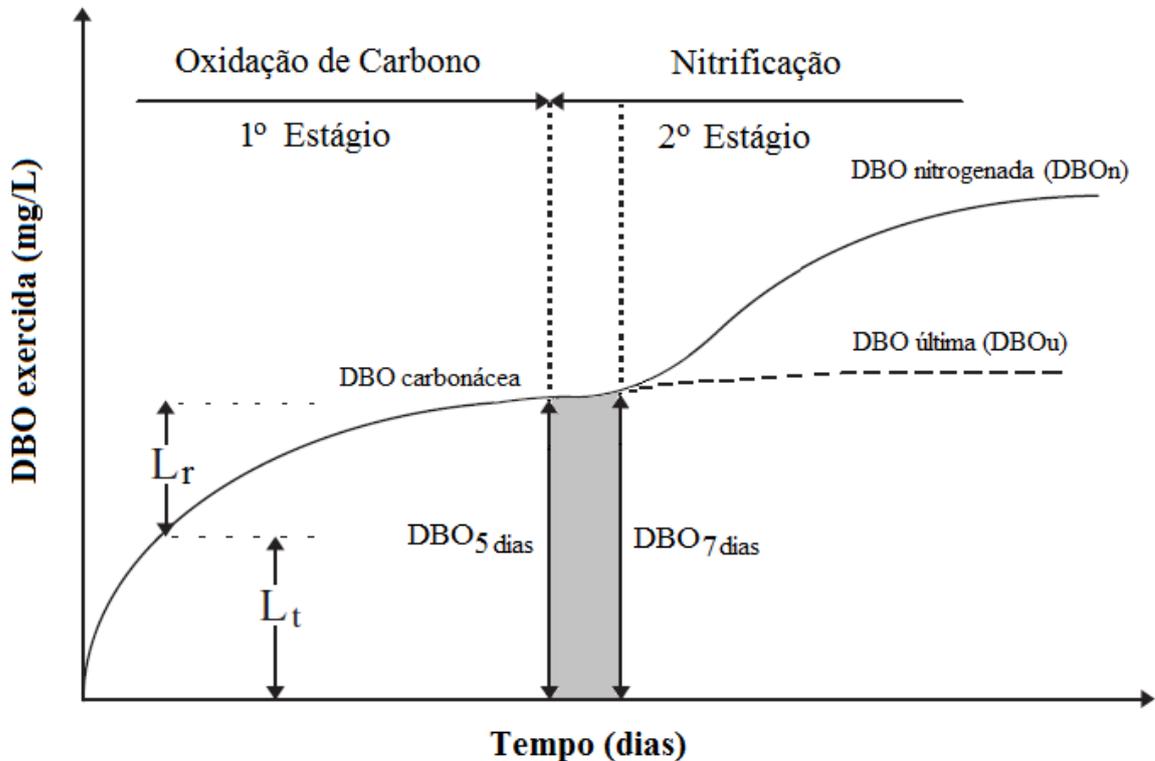


Figura 2.2: Evolução de DBO em função do tempo.

Fonte: adaptado de Ramalho (1983).

2.4. Fatores que influencia na degradação da matéria orgânica

Potencial Hidrogeniônico (pH)

Influi sobre diversos equilíbrios químicos que ocorrem naturalmente ou em processos unitários de tratamento de águas, o pH é um parâmetro importante em diversos estudos no campo do saneamento ambiental (BITTON, 2005; AUER et al., 2012). O pH atua sobre os ecossistemas aquáticos devido a seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies. Também o efeito indireto é muito importante pois contribui para precipitação ou solubilização metais pesados e especiação química.

Temperatura

Em qualquer processo biológico, a temperatura é um fator ambiental determinante, tendo efeito nas atividades metabólicas da população microbiana. Por estar associado à velocidade das reações metabólicas dos microrganismos, é um fator que tem influência direta sobre o crescimento bacteriano. Tal influência deve-se ao fato de tais reações serem catalisadas por enzimas específicas, cuja produção aumenta ou diminui de acordo com a temperatura (BITTON, 2005). Como consequência, o decréscimo ou incremento nas taxas de degradação de poluentes é efeito da temperatura. A descrição quantitativa disto é dada pela equação de Arrhenius:

$$K_t = K_{20} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (2.6)$$

Em que: K_t é a constante da reação para uma temperatura T
 K_{20} é a constante da reação para a temperatura 20°C

Na equação 2.6 é importante salientar que para um aumento de 10°C na temperatura a taxa de velocidade da reação praticamente dobra.

Substâncias tóxicas

O problema de substâncias tóxicas é particularmente sentido em sistemas de tratamento biológicos, uma vez que estes sistemas não são dimensionados para tratar esgotos unicamente de natureza domésticas. Diversas substâncias apresentam efeitos tóxicos sobre o metabolismo microbiológico, tendo como resultado a redução da velocidade de remoção de substrato chegando até mesmo ao bloqueio total de sua atividade. Tais efeitos de inibição, totais ou parciais, são dependentes das substâncias presentes, sejam elas orgânicas, inorgânicas ou aquelas mais ou menos biodegradáveis, assim como de sua concentração, mas não se deve esquecer de outros fatores como a temperatura, o pH, o tipo de microrganismos que podem contribuir com o aumento ou o decréscimo dos efeitos (BITTON, 2005). Superficialmente, e em sentido prático, pode-se subdividir tais inibidores em três grupos:

- Substâncias orgânicas tóxicas em altas concentrações, mas, facilmente biodegradáveis em baixas concentrações: isto é o caso do Fenol e de Aldeídos em sistema aeróbios e de ácidos voláteis em sistema anaeróbios.
- Substâncias inorgânicas que constituem fator nutricional a baixa concentração, mas são tóxicas em altas: a exemplo temos os sais amoniacais e os elementos traços (Na, Fe, Co, Mn, Ca, Mg, Cu, Ni, Zn, entre outros).
- Antibióticos ou substâncias inorgânicas que não são biodegradáveis e que apresentam uma ação inibidora marcada a baixas concentrações: metais pesados.

O ideal seria estabelecer as indicações limites de tolerabilidade de todos os compostos em um sistema biológico, porém, o limite de tolerância é dependente e específico a cada situação considerada, uma vez que os efeitos tóxicos podem se somar ou diminuir em função de muitas transformações e de reações físico-químicas e biológica no interior de uma água residuária.

2.5. Determinação de K_D e L_0

Há diferentes processos para se determinar o valor do K_D e L_0 . Todos dependem resultados experimentais. Os métodos buscam ajustar os valores estimados – para L_0 e K_D - de forma a minimizar o erro em relação ao que foi medido. Trata-se, portanto, de uma tentativa de validação do procedimento computacional proposto. A maior parte dos métodos empregados para estimar os parâmetros em apreço foi desenvolvida entre meados da década de 1930 até o início dos anos 1960, conforme referenciam estudos de Singh (2004) e Siwiec et al. (2011).

Dentre os principais destacam-se os métodos de Thomas, Fujimoto, Mínimos Quadrados e Logaritmo das Diferenças. Para o presente estudo, somente os dois primeiros (Thomas e Fujimoto) serão considerados, em virtude da simplicidade do procedimento computacional, conforme descrito a seguir.

Método de Thomas (TH)

Este método também é denominado método gráfico de Thomas (MENEZES et al., 2015). O mesmo se baseia na similaridade da função $(1-10^{-Kt})$ com a função $2,3Kt.[1+(2,3/6)K.t]^{-3}$, obtida através de desenvolvimentos matemáticos de $f(t)=10^{-Kt}$, justificados através da série de expansões de Mc. Laurin.

Após rearranjos matemáticos, tem-se que a Equação 2.7, expressa pelos pares coordenados, é linear:

$$(t/y)^{1/3} = 1/(2.3 K_D.L_0)^{1/3} + [(2.3 K_D)^{2/3}/6 L_0^{1/3}] \cdot t \quad (2.7)$$

Em que: $y = L_T = \text{DBO exercida no tempo em mg/L}$;

$K_D = \text{constante de desoxigenação, dia}^{-1}$;

$L_0 = \text{DBO máxima exercida ou DBO}_{\text{ÚLTIMA}}$, mg/L

Elabora-se um gráfico de valor $(t / y)^{1/3}$ versus t , no qual a reta de melhor ajuste pode ser obtida através do ajuste de regressão linear. Por fim, o valor de K_D é gerado através do coeficiente angular da reta em questão e intersecção com o eixo das coordenadas.

A partir daí tem-se:

$$K_D = 6,01. (\text{Declinação/intersecção}) \quad (2.8)$$

$$L_0 = 1/ (2.3 K. \text{intersecção}^3) \quad (2.9)$$

Para cálculo em planilha, faz-se o seguinte passo a passo:

Passo 1 – Criar duas colunas, com tempo e valor de y ;

Passo 2 – Criar uma coluna tempo (dias);

Passo 3 – Criar uma coluna com a raiz cúbica dos resultados obtidos no passo anterior ($y^{1/3}$)

Passo 4 - Plotar o gráfico tempo versus $y^{1/3}$;

Passo 5 – Adicionar linha de tendência, por regressão linear simples, para obtenção da declividade e intersecção da reta;

Passo 6 – Estimar o valor de K_D , conforme: $K_D = 6,01 \cdot \frac{\text{Declividade}}{\text{Intersecção}}$;

Passo 7 – Construir uma coluna com os valores estimados de L_0 , conforme:

$$L_0 = \frac{L_T}{1 - e^{-K_D \cdot t}}, \text{ em que } t \text{ corresponde a cada valor de tempo no ensaio;}$$

Passo 8 – Computar para a coluna do Passo 7 um dos parâmetros de tendência central (média aritmética, mediana ou média geométrica);

Passo 9 – Simular a curva respirométrica a partir de L_0 e K_D , ao longo do tempo:

$$L_T = L_0 \cdot (1 - e^{-K_D \cdot t}).$$

Método de Fujimoto (FJ)

O método de Fujimoto permite uma solução gráfica da equação de DBO, considerando as formulações como sendo de uma equação de primeira ordem, através do método de diferenças finitas (METcALF; EDDY, 2003). O método consiste em plotar DBO_{t+1} versus DBO_t , de forma que os pontos resultantes representam aproximadamente uma linha reta, independente do parâmetro L_0 . A intersecção desta reta com uma linha de coeficiente angular 1 é o valor de L_0 . A constante de velocidade K_D se obtém através da equação:

$$KD = \text{Ln}[1 - L_0 / (L_{\text{penúltimo valor}})] / (- t_{\text{penúltimo valor}}) \quad (2.10)$$

Em uma planilha executa-se a seguinte rotina:

Passo 1 – Igual ao primeiro passo do método de Thomas.

Passo 2 – Criar uma coluna com valores de L_{t+1} , ou seja, inserindo em cada célula os valores da célula posterior correspondente da coluna L_T ;

Passo 3 – Plotar um gráfico (L_T) versus (L_{T+1}). Adicionar linha de tendência e respectiva equação (tipo $y = ax + b$), igualando-a a x ;

Passo 4 – Resolver a equação do passo anterior, cujo resultado será igual a L_0 , conforme: $L_0 = b/(1-a)$;

Passo 5 – Calcular K_D , conforme a equação 2.4.

3 METODOLOGIA

3.1. Sobre o estudo

O presente estudo é do tipo documental, que emprega fonte primária. Utiliza as informações constantes na investigação experimental desenvolvida e descrita por Oliveira (2014). Portanto, o estudo parte de pesquisa prévia, realizada em Juazeiro do Norte, maior cidade do interior cearense, com população de cerca de 250.000 habitantes (IBGE, 2011).

Apesar de ser uma das cidades mais desenvolvidas do estado contando com 97,6% de cobertura de rede de abastecimento de água, apenas 38,63% da cidade possui esgotamento sanitário (IPECE, 2011). Assim, a população e os setores comerciais e industriais são obrigados a recorrerem a formas alternativas de destinação dos despejos sanitários e domésticos. As principais delas constituem as fossas e tanques sépticos, as quais necessitam de esgotamento de forma esporádica, ficando a cargo das empresas imunizadoras (limpa-fossa) a destinação dos mesmos na estação de tratamento da Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE). Tal estação é composta por um tratamento preliminar seguido de lagoas de estabilização em série (duas lagoas anaeróbias, duas facultativas e uma de maturação). O estudo original de Oliveira (2014) teve início em Agosto de 2013 e foi finalizado em Julho de 2014.

3.2. Os dados experimentais

Para o enfoque da investigação aqui empregada foram selecionadas 8 (oito) amostras do estudo de Oliveira (2014). A Tabela 1 mostra as características relativas à condutividade elétrica, pH e temperatura das amostras no momento da coleta. As Tabelas 2 a 4 contém os valores de leitura de DBO ao longo do tempo, com e sem inibição da nitrificação. As amostras C₂, C₃, C₄, C₅, C₇ e C₈ tiveram leituras até o 7º dia, e C₁₀ e C₁₁ até 10º dia.

Tabela 1: Parâmetros pH, condutividade elétrica e temperatura das amostras no momento das coletas.

Amostra	pH	Condutividade elétrica ($\mu\text{S/cm}$)	Temperatura na coleta ($^{\circ}\text{C}$)
C ₂	7,01	3070	32,1
C ₃	7,16	5340	31,0
C ₄	7,25	2700	31,6
C ₅	7,23	2810	30,1
C ₇	6,70	962,4	29,3
C ₈	7,28	3950	31,8
C ₁₀	5,54	1424	30,0
C ₁₁	6,66	1363	29,8
Média ($\pm\sigma$)	6,85 ($\pm 0,58$)	2702 (± 1394)	30,7 ($\pm 1,0$)

Fonte: adaptado de Oliveira (2014).

Tabela 2: Concentrações de DBO em mg/L para amostras C₂, C₃ e C₄

Tempo (dia)	C ₂	C _{2INB}	C ₃	C _{3INB}	C ₄	C _{4INB}
1	721	743	405	414	444	552
2	1076	1124	1296	987	837	861
3	1497	1293	2139	1482	1860	1083
4	1653	1387	2457	2142	2361	1383
5	1758	1490	2664	2451	2595	1683
6	1842	1627	2820	2652	2769	2148
7	1916	1702	2928	2802	2898	2433

Fonte: adaptado de Oliveira (2014).

Tabela 3: Concentrações de DBO em mg/L para amostras C₅, C₇ e C₈

Tempo (dia)	C ₅	C _{5INB}	C ₇	C _{7INB}	C ₈	C _{8INB}
1	960	906	344	418	414	330
2	1680	1416	598	630	1632	792
3	2358	1635	824	702	2367	1788
4	2619	1941	902	768	2760	2391
5	2802	2235	948	940	3003	2661
6	2910	2469	974	994	3192	2844
7	3015	2691	1022	1046	3291	2976

Fonte: adaptado de Oliveira (2014).

Tabela 4: Concentrações de DBO em mg/L para amostras C₁₀ e C₁₁

Tempo (dia)	C ₁₀	C _{10INB}	C ₁₁	C _{11INB}
1	496	336	428	572
2	764	810	650	824
3	932	898	992	912
4	1106	966	1230	990
5	1214	1032	1476	1232
6	1272	1124	1558	1378
7	1312	1212	1628	1456
8	1330	1256	1696	1508
9	1348	1286	1780	1606
10	1368	1322	1852	1730

Fonte: adaptado de Oliveira (2014).

3.3. Abordagem

Em cada amostra foram aplicados os métodos de Thomas e Fujimoto para estimar L_0 e K_D . A partir disto efetuou-se uma análise mais crítica.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

As Tabelas 5 e 6, apresentam a média, mediana, mínimo, máximo e desvio padrão de DBO para todas as amostras agrupadas, sem e com inibidor de nitrificação, respectivamente.

Tabela 5: Análise de DBO das amostras agrupadas em cada dia, sem inibidor de nitrificação

Tempo (dia)	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Desvio Padrão	CV (%)
1	468	436	344	960	208	44,5
2	948	957	598	1680	429	45,2
3	1621	1679	824	2367	649	40,0
4	1886	2007	902	2760	748	39,6
5	2058	2177	948	3003	800	38,9
6	2167	2306	974	3192	853	39,4
7	2251	2407	1022	3291	881	39,1
8	1513	1513	1330	1696	259	17,1
9	1564	1564	1348	1780	305	19,5
10	1610	1610	1368	1852	342	2,3

Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 6: Análise de DBO das amostras agrupadas em cada dia, com inibidor de nitrificação.

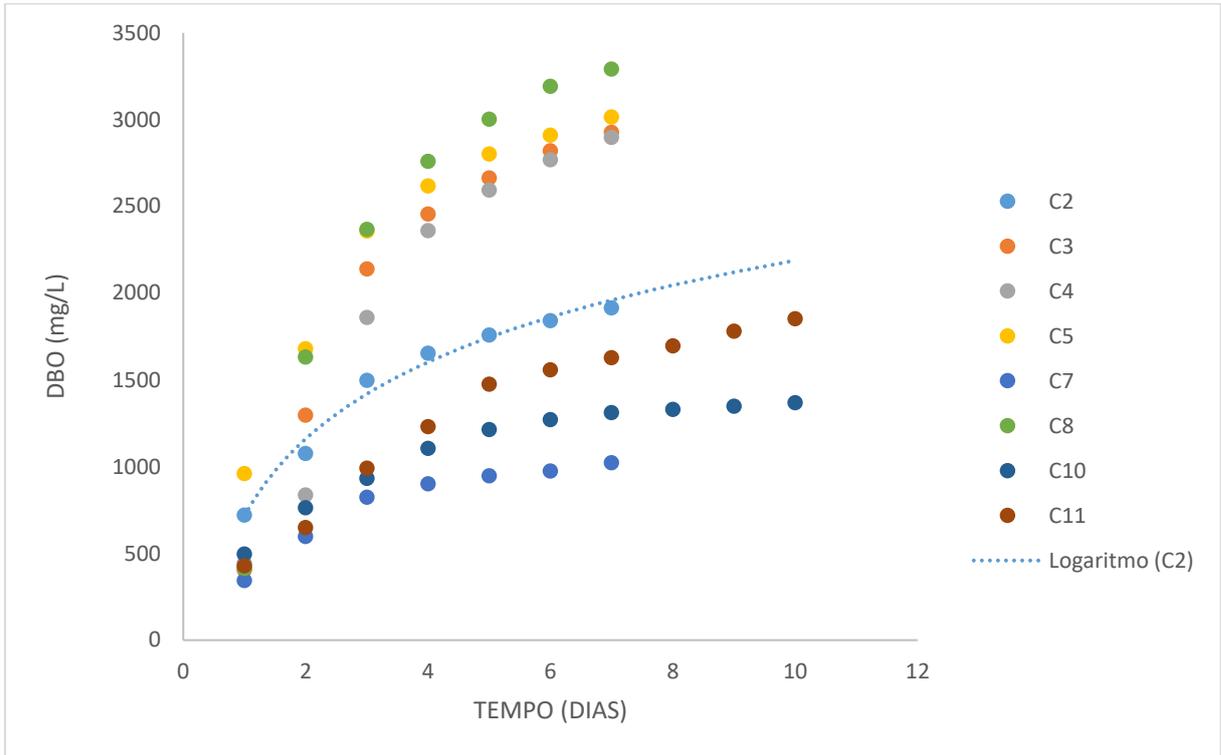
Tempo (dia)	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Desvio Padrão	CV (%)
1	475	485	330	906	204	43,1
2	827	843	630	1416	244	29,5
3	1224	1188	702	1788	388	31,7
4	1496	1385	768	2391	599	40,0
5	1716	1587	940	2661	661	38,5
6	1905	1888	994	2844	718	37,7
7	2040	2068	1046	2976	771	37,8
8	1382	1382	1256	1508	178	12,9
9	1446	1446	1286	1606	226	15,6
10	1526	1526	1322	1730	288	18,9

Fonte: Elaborado pelo autor.

Inicialmente, é válido ressaltar que a partir do oitavo dia, os valores obtidos dizem respeito apenas as amostras C_{10} e C_{11} , únicas amostras que foram até o décimo dia de incubação, como citado anteriormente.

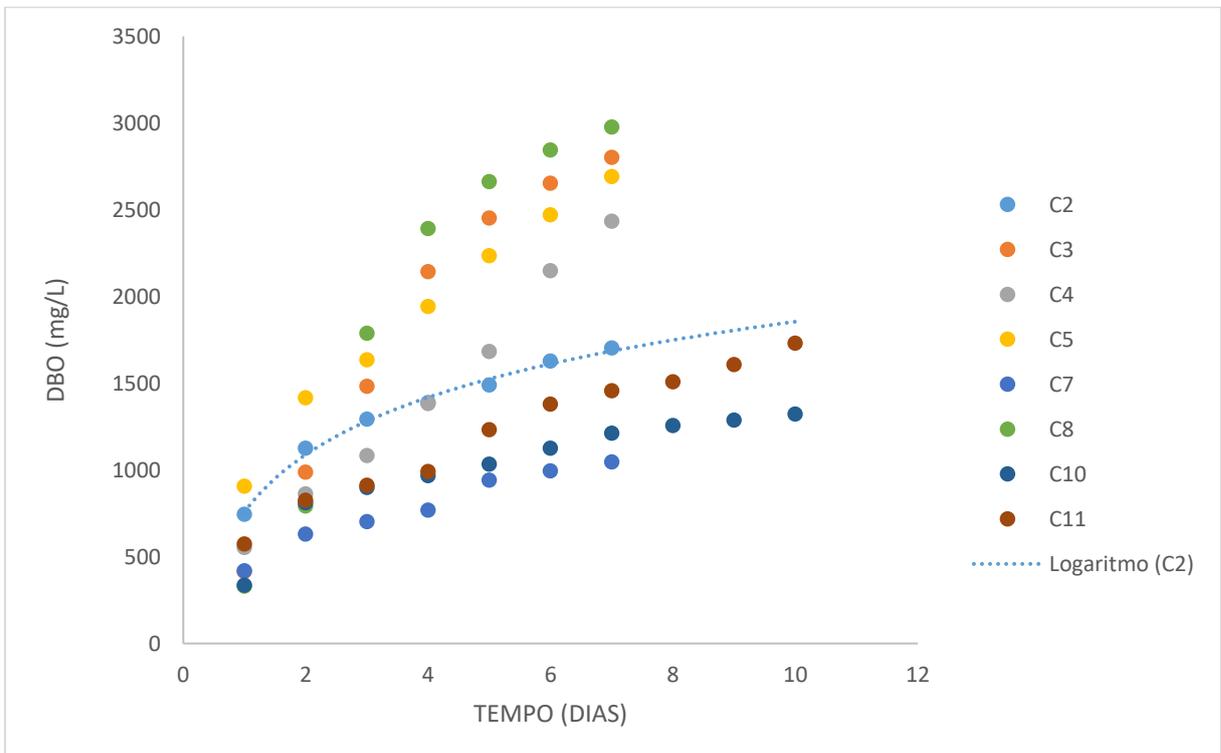
As Figuras 03 e 04 apresentam as curvas de DBO ao longo do tempo, para todas as amostras agrupadas, sem e com o inibidor de nitrificação, respectivamente.

Figura 3 – Curva DBO x Tempo, sem inibidor



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 4 – Curva DBO x Tempo, com inibidor



Fonte: Elaborado pelo autor.

É possível perceber a partir da análise das Figuras 03 e 04, que a variação da DBO ao longo do tempo ocorre de acordo com função logarítmica. Também verifica-se que as amostras que apresentaram resultados atípicos (C₃, C₄ e C₈), apresentaram curvas mais acentuadas e com valores mais altos de DBO. Com exceção da amostra C₅, que também apresentou curva acentuada, todas as amostras que se comportaram tipicamente (C₂, C₇, C₁₀ e C₁₁), apresentaram valores aproximados e dentro da mesma faixa.

Em relação as amostras com inibidor de nitrificação, observou-se que a maioria apresentou curvas com valores menores de DBO, comportando-se da maneira esperada.

A Tabela 07 apresenta os valores de K_D das respectivas amostras.

Tabela 7: Valores dos coeficientes de desoxigenação (K_D) de DBO, obtidos com os diferentes métodos de Thomas e Fujimoto

Amostra	K_D (Método de Thomas)	K_D (Método de Fujimoto)
C ₂	0,390	0,416
C _{2INB}	0,474	0,615
C ₃	0,061	0,235
C _{3INB}	0,024	0,142
C ₄	0,014	0,181
C _{4INB}	0,138	0,062
C ₅	0,336	0,360
C _{5INB}	0,331	0,306
C ₇	0,372	0,372
C _{7INB}	0,405	0,487
C ₈	0,047	0,252
C _{8INB}	0,075	0,150
C ₁₀	0,356	0,428
C _{10INB}	0,306	0,380
C ₁₁	0,202	0,227
C _{11INB}	0,288	0,460
Média	0,208	0,269
Média_{INB}	0,225	0,222

Fonte: Elaborado pelo autor.

A partir da análise da Tabela 07 é possível verificar a variação de K_D de acordo com o método utilizado para encontra-lo e a influência da inibição da nitrificação no valor do mesmo.

Quando considerado o método utilizado, percebe-se que praticamente todas as amostras (com exceção de $C_{4\text{INB}}$ e $C_{5\text{INB}}$) apresentaram valores mais elevados de K_D para o método de Fujimoto.

A Tabela 08 apresenta os valores da $DBO_{\text{ÚLTIMA}}$ (Lo) das respectivas amostras.

Tabela 8: Valores da $DBO_{\text{ÚLTIMA}}$ (Lo) obtidos com os métodos Thomas e Fujimoto

Amostra	Lo (Método de Thomas)	Lo (Método de Fujimoto)
C_2	2050	2007
$C_{2\text{INB}}$	1766	1669
C_3	8469	3734
$C_{3\text{INB}}$	18370	4620
C_4	30382	4185
$C_{4\text{INB}}$	3924	6942
C_5	3331	3289
$C_{5\text{INB}}$	2986	2938
C_7	1104	1091
$C_{7\text{INB}}$	1111	1050
C_8	11749	4092
$C_{8\text{INB}}$	7261	4786
C_{10}	1408	1377
$C_{10\text{INB}}$	1387	1252
C_{11}	2136	2093
$C_{11\text{INB}}$	1833	1471
Média	2933	2705
Média_{INB}	2571	2585

Fonte: Elaborado pelo autor.

A partir da análise da Tabela 08, no que diz respeito ao método utilizado, todas as amostras apresentaram valor de Lo inferior quando calculadas pelo método de Fujimoto. Uma vez que praticamente todas as amostras apresentaram valores de K_D superior quando calculadas por Fujimoto, tal relação mostrou-se coerente, uma vez que amostras com altos valores do mesmo apresentaram um menor valor de Lo.

Considerando as amostras com inibição da nitrificação, para ambos os métodos, observou-se que para a maioria das amostras os valores de Lo foram inferiores. Uma vez que o

inibidor anula a fase de nitrificação e por consequência o consumo de oxigênio na mesma, tal fato mostra-se coerente e dentro da realidade esperada.

É válido ressaltar que as amostras C3, C4 e C8 apresentaram um comportamento atípico com relação a DBO influenciando diretamente no cálculo do K_D e L_0 . Assim, os resultados de K_D e L_0 para ambos os métodos, com e sem inibição da nitrificação, foram equivocados. Porém, o método de Fujimoto apresentou resultados mais aceitáveis de acordo com a literatura.

A Tabela 09 apresenta a média (utilizando os valores de L_0 obtidos para cada dia) da DBOÚLTIMA (L_0) das respectivas amostras, para o método de Thomas.

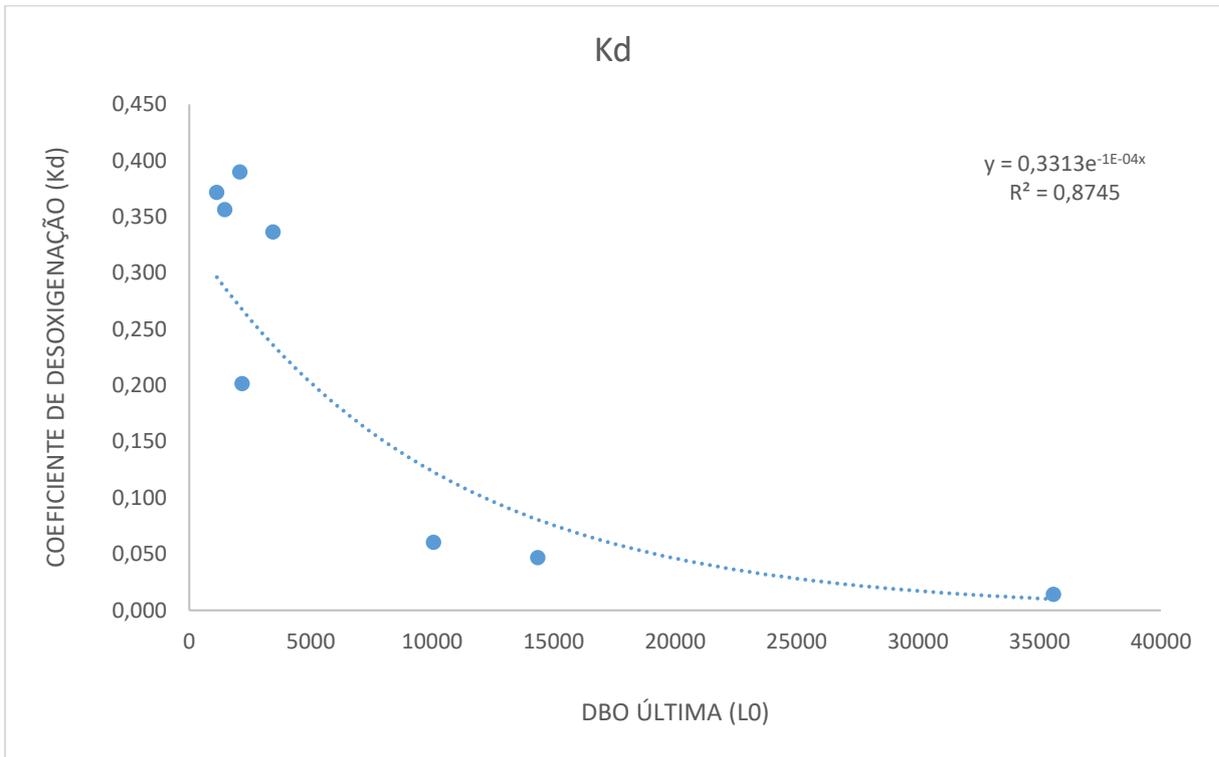
Tabela 9: Valor médio da DBOÚLTIMA (L_0) de cada amostra, obtidos a partir do método Thomas

Amostra	L_0	L_{0INB}
C ₂	2089	1728
C ₃	10061	21371
C ₄	35582	3565
C ₅	3453	2863
C ₇	1137	1090
C ₈	14353	7820
C ₁₀	1458	1374
C ₁₁	2178	1679

Fonte: Elaborado pelo autor.

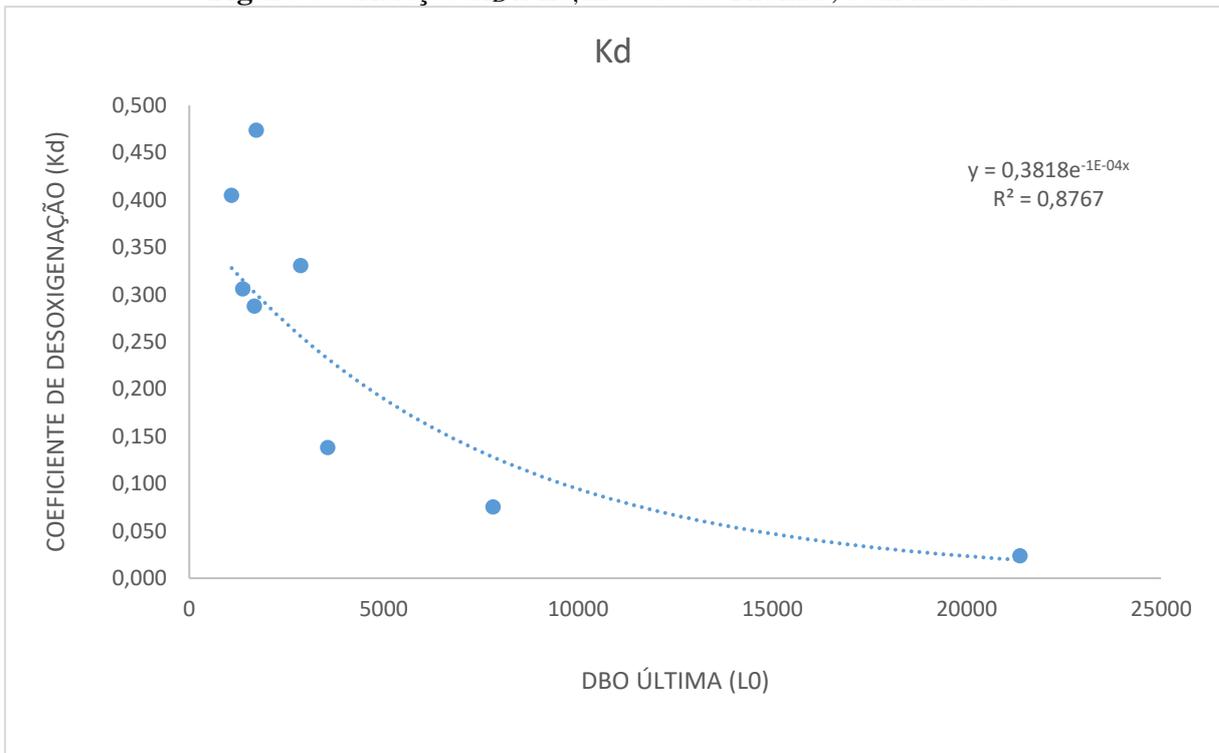
A partir dos valores médios de L_0 , obteve-se as Figuras 05 e 06, que correlacionam K_D x L_0 .

Figura 5 – Relação K_D x L_0 , método de Thomas, sem inibidor



Fonte: Elaborado pelo autor.

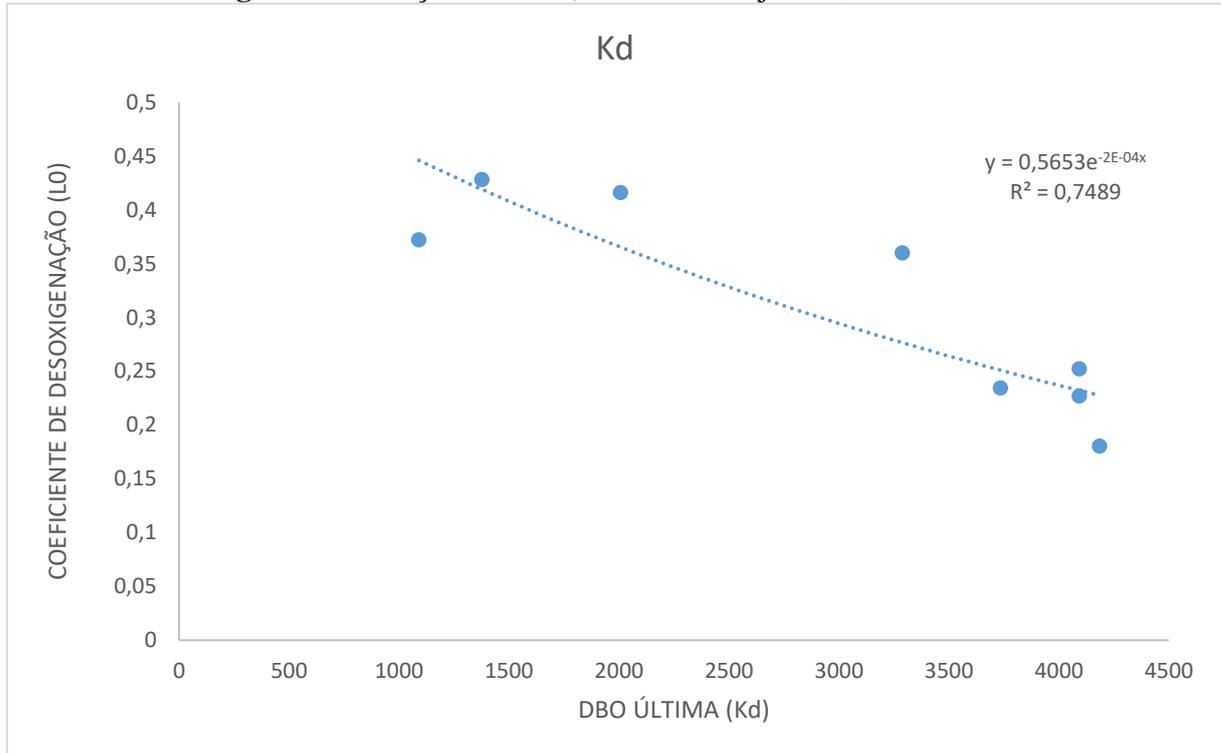
Figura 6 – Relação K_D x L_0 , método de Thomas, com inibidor.



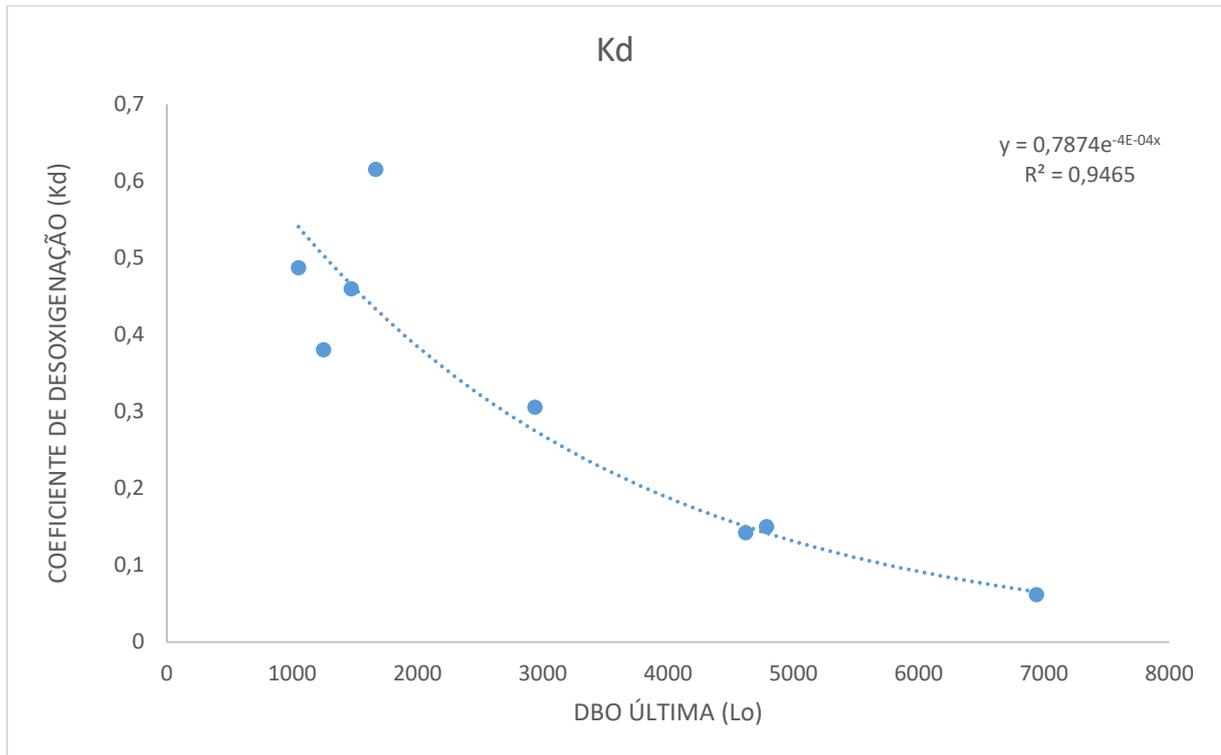
Fonte: Elaborado pelo autor.

Como o método de Fujimoto retorna apenas um valor de L_0 para cada amostra, não se faz necessário o cálculo da média de L_0 . As Figuras 07 e 08 correlacionam $K_D \times L_0$ para os valores obtidos a partir do método de Fujimoto, para amostras sem e com inibidor de nitrificação, respectivamente.

Figura 7 – Relação $K_D \times L_0$, método de Fujimoto, sem inibidor



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 8– Relação K_D x L_0 , método de Fujimoto, com inibidor

Fonte: Elaborado pelo autor.

A partir da análise das Figuras 05, 06, 07 e 08, é possível definir a relação entre o Coeficiente de Desoxigenação K_D e a DBO Última L_0 . Apesar de não ser verificado para todos os valores, percebe-se que altos valores de DBO resultam em baixos coeficientes, como discorrido anteriormente. Logo, baixos valores de DBO resultam em coeficientes mais altos.

Porém, tal relação não significa que o maior valor de DBO irá gerar o menor coeficiente e vice-versa. É possível observar esta discordância nas Figuras 06, 07 e 08, onde por exemplo, o segundo menor valor de DBO gerou o maior coeficiente de desoxigenação.

É válido ressaltar a relação K_D x L_0 gera uma função próxima de uma exponencial.

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

No que diz respeito aos resíduos avaliados, as amostras se comportaram dentro da faixa de neutralidade, propiciando um ambiente favorável para o crescimento dos microrganismos supracitados considerando ainda a temperatura em torno de 30 °C importante para cinética de degradação.

No tocante a curva de DBO ao longo do tempo, a maioria das amostras apresentaram comportamento típico, com valores de K_D e L_0 coerentes e típicos de esgoto bruto concentrado de acordo com Von Sperling (1996).

Com relação a diferença de valores da DBO com e sem o reagente inibidor de nitrificação todas as amostras apresentaram diferença em relação as duas leituras. Tal fato confirma a hipótese de que mesmo antes do sexto ou sétimo dia de incubação pode haver a interferência da determinação da demanda carbonácea.

Observou-se que a nitrificação aconteceu, mesmo que timidamente de acordo com a análise estatística, a partir do 3^a dia de incubação.

Entretanto, para estas amostras, por mais que os gráficos de DBO exercida tenham apontado um distanciamento entre as amostras que receberam o reagente inibidor para com a amostra bruta, a princípio, e de acordo com Oliveira (2014), essa diferença não existe, indicando que por mais que a nitrificação, para este tipo de resíduo, ocorra antes do sétimo dia de incubação conforme encontrado na literatura, não causa interferência significativa na determinação da DBO.

Com efeito, ambientes ricos em nutrientes e em carbono ainda atraem o desenvolvimento de bactérias nitrificantes, que apontam seu aparecimento por volta do 3^o dia de incubação, mas que na maioria dos casos observados não comprometeu o resultado final da análise.

Logo, para os resíduos sépticos considerar a demanda nitrogenada na concentração final do cálculo da DBO, não implicaria em prejuízos de subestimação ou superestimação.

Em relação aos métodos empregados para estimar os valores de K_D e L_0 , os resultados sugeriram que, provavelmente, há mais distinção no procedimento analítico do que diferença entre os métodos de estimativa. O método de Thomas, porém, é mais atraente por ser mais

simples de aplicar. Os resultados sugerem que mesmo para pequenas amostras, mas com acuracidade de informação, estes recursos apresentaram grande eficiência para a comparação dos campos simulados e observados.

Por fim, visto que o presente estudo apresentou resultados de aproximação inicial, sugere-se para investigações futuras:

1. Ampliar a aplicação da abordagem do presente estudo a um número e diversidade maiores de amostras;
2. Analisar de forma mais aprofundada, se a diferença dos valores de DBO para amostras com e sem o inibidor, apresenta diferenças significativas, estatisticamente falando;
3. Relacionar os parâmetros cinéticos estimados com outros parâmetros descritores e/ou atributos de águas residuais (e.g. demanda química de oxigênio e carbono orgânico total);
4. Avaliar o potencial de aplicação de outros métodos de estimação de K_D e L_0 , como Mínimos Quadrados, Logaritmo das Diferenças, Dupla-exponencial e Momentos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 18th edition. American Public Health Association. Washington, DC. 1992. 1100p.
- AUER, M.T.; MIHELICIC, J.R.; ZIMMERMAN, J.B.; PENN, M.R. Biologia. In: **Engenharia ambiental: fundamentos, sustentabilidade e projeto**. Capítulo 5, p. 141-190. Editado por J.R. Mihelcic e J.B. Zimmermann. 1^a edição. LTC – Livros Técnicos e Científicos LTDA. Rio de Janeiro, 2012.
- BITTON, G. **Wastewater microbiology**. 3rd. edition. New York: Wiley-Liss Publishing, 2005. 746p.
- BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J.G.L.; MIERZWA, J.C.; BARROS, M.T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à engenharia ambiental – o desafio do desenvolvimento sustentável**. 2^a edição. Pearson Prentice Hall. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo - EPUSP. São Paulo, 2005. 318 p.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Resultados da Amostra do Censo Demográfico 2000 - Malha municipal digital do Brasil: situação em 2001. Rio de Janeiro: IBGE, 2004. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 08 dez. 2016.
- INSTITUTO DE PESQUISA E ESTRATÉGIA ECONÔMICA DO CEARÁ (IPECE). Perfil Municipal: Juazeiro do Norte. Fortaleza, 2011.
- JOUANNEAU, S.; RECOULES, L.; DURAND, M.J.; BOUKABACHE, A.; PICOT, V.; PRIMAULT, Y.; LAKEL, A.; SENGELIN, M.; BARILLON, B.; THOUAND, G. Methods for assessing Biochemical Oxygen Demand (BOD): a review. **Water Research** v. 49, n. 1, p. 62-82, February, 2014.
- MASTERS, G.M. **Introduction to environmental engineering and sciences**. Prentice-Hall, New Jersey, 1991. 460p.
- METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. Fifth edition. New York: McGraw Hill Publication, 2003.
- MENEZES, P.C.; BITTENCOURT, R.P.; FARIAS, M.S.; BELLO, I.P.; OLIVEIRA, L.F.C.; FIA, R. Deoxygenation rate, reaeration and potential for self-purification of a small tropical urban stream. **Rev. Ambient. Água** v. 10, n. 4, p. 748-757, Oct-Dec, 2015.
- OLIVEIRA, A.C.D-G.; BLAICH, C.I.; SANTANA, D.D-L.S.V.; PRATES, K. NMP de bactérias nitrificantes e desnitrificantes e sua relação com os parâmetros físico-químicos em lodo ativado para remoção biológica de nitrogênio de lixiviado de aterro sanitário. **Revista DAE** n. 192, p. 60-69, Mai-Ago., 2013.
- OLIVEIRA, M.C.S. **Ensaio de biodegradabilidade da matéria orgânica com a inibição da nitrificação em resíduos sépticos**. Relatório Final. Yannice T. C. Santos (orientadora). Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – PIBIC/CNPq. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – PIBIC/IFCE. Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico, PIBIC/FUNCAP. Juazeiro do Norte, CE, Julho de 2014.
- PAGGA, U. Testing biodegradability with standardized methods. **Chemosphere** v. 35, n. 12, p. 2953-2972, December, 1997.

RAMALHO, R.S. **Introduction to wastewater treatment processes**. Second edition. Academic Publication, New York, 1983.

REUSCHENBACH, P., PAGGA, U., STROTMANN, U. A critical comparison of respirometric biodegradation tests based on OECD 301 and related test methods. **Water Research** v. 37, n. 7, p. 1571-1582, 2003.

SAWYER, D. **Evolução Demográfica, Qualidade de Vida e Desmatamento na Amazônia**. In: BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Causas e dinâmica do desmatamento na Amazônia. Brasília: MMA, 2001. p. 73-90.

SINGH, B.A. **Determination of BOD Kinetic Parameters and Evaluation of Alternate Methods**. Master's Thesis. Department of Biotechnology & Environmental Sciences. Thapar Institute of Engineering & Technology. Patiala, India. 2004. 74 p.

SIWIEC, T.; KIEDRYŃSKA, L.; ABRAMOWICZ, K.; REWICKA, A.; NOWAK, P. BOD measuring and modelling methods – review. **Annals of Warsaw University of Life Sciences – Land Reclamation** v. 43, n. 2, p. 143–153, 2011.

STAMER, J. K.; BENNETT, J. P.; MCKENZIE, S. W. **Determination of ultimate carbonaceous BOD and the specific rate constant (K1)**. U.S. Geological Survey. Open-File Report 82-645. 1983.

SWISHER, R.D. **Surfactant Biodegradation**, 2e. Marcel Dekker, 1987.

VON SPERLING, M. **Estudo e modelagem da qualidade da água de rios**. 3ª ed. Belo Horizonte: UFMG/DESA. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, volume 7, 2007. 588 p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade de águas e ao tratamento de esgotos**. 2ª edição. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte. 1996.