



**Universidade Federal de Campina Grande
Centro de Tecnologia e Recursos Naturais
Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental**

LUIZ GUILHERME ABREU DE PAULA

**AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DAS CONDIÇÕES OPERACIONAIS E DA
CONFIGURAÇÃO DE SISTEMAS DE LODO ATIVADO SOBRE A
SEDIMENTABILIDADE DO LODO**

**CAMPINA GRANDE - PB
FEVEREIRO DE 2014**

LUIZ GUILHERME ABREU DE PAULA

**AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DAS CONDIÇÕES OPERACIONAIS E DA
CONFIGURAÇÃO DE SISTEMAS DE LODO ATIVADO SOBRE A
SEDIMENTABILIDADE DO LODO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental (PPGECA) da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), em cumprimento às exigências para obtenção do título de mestre.

ÁREA: ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

SUBÁREA: ENGENHARIA DE RECURSOS HÍDRICOS E SANITÁRIA

ORIENTADOR: PROF. ADRIANUS CORNELIUS VAN HAANDEL

**CAMPINA GRANDE - PB
FEVEREIRO DE 2014**



FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFPG

P324a

Paula, Luiz Guilherme Abreu de.

Avaliação da influência das condições operacionais e da configuração de sistemas de lodo ativado sobre a sedimentabilidade do lodo / Luiz Guilherme Abreu de Paula. - Campina Grande, 2014.

118 f. : il. Color.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais.

"Orientação: Prof. Adrianus Cornelius Van Haandel".

Referências.

1. Lodo Ativado. 2. Testes de Sedimentabilidade. 3. Equação de Vesilind. I. Van Haandel, Adrianus Cornelius .II. Título.

CDU 628.355(043)

LUIZ GUILHERME ABREU DE PAULA

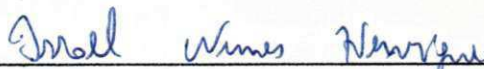
**AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DAS CONDIÇÕES OPERACIONAIS E DA
CONFIGURAÇÃO DE SISTEMAS DE LODO ATIVADO SOBRE A
SEDIMENTABILIDADE DO LODO**

DISSERTAÇÃO APROVADA EM:

COMISSÃO EXAMINADORA



Prof. Dr. Adrianus Cornelius Van Haandel
Universidade Federal de Campina Grande - UFCG
Orientador



Israel Nunes Henrique
Pós-Doutorando PNPd/CNPq
Examinador Externo



Prof. Dr. Francisco Vieira Paiva
Universidade de Fortaleza - UNIFOR
Examinador Externo

**CAMPINA GRANDE – PB
FEVEREIRO DE 2014**

AGRADECIMENTOS

A minha família, pelo apoio, carinho e compreensão durante esse período de trabalho, em especial a minha mãe, que sempre me torceu pelo meu sucesso.

Ao professor Adrianus C. Van Haandel pela oportunidade de pesquisa oferecida, pela oferta de um valioso conhecimento científico e pela importante orientação.

Ao professor Rui Oliveira pelo apoio oferecido em alguns aspectos do meu trabalho e pela imensurável paciência;

A Geilza Alves Porto, pelo seu companheirismo, amor, carinho e afeto, me trazendo segurança e conforto em momentos críticos.

A meu amigo Ricardo Mendes, pela sua amizade, respeito e confiança durante todo esse período de mestrado.

Ao pessoal que no momento trabalha na EXTRABES e do PROSAB, em especial a Silvania Lucas e Heraldo Antunes, pelo grande auxílio prestado, em forma de conselhos, amizade e conhecimento;

Aos colegas da turma do mestrado, pela amizade companheirismo durante esse período de mestrado;

Aos professores do mestrado em Engenharia Civil em Ambiental, pelas valiosas contribuições didáticas;

A CAPES, por ter disponibilizado uma bolsa de mestrado, que foi fundamental pela minha permanência em Campina Grande;

E para todos que contribuíram para o andamento das atividades no decorrer do mestrado.

RESUMO

O objetivo deste estudo foi avaliar a sedimentabilidade de lodo gerado em diferentes sistemas de lodo ativado e os aspectos metodológicos dos testes de sedimentabilidade para determinação das constantes da Equação de Vesilind. Foram operados três diferentes tipos de sistemas, consistindo em dois de regime de batelada sequencial (RBS), um do tipo Unitário e outro do tipo Câmaras Dedicadas para nitrificação e desnitrificação e um sistema de fluxo contínuo UCT (University of Cape Town). A operação dos sistemas ocorreu em duas etapas e variou em função da carga orgânica aplicada, onde na 1ª etapa utilizou-se somente esgoto bruto da rede coletora municipal e na 2ª etapa utilizou-se o esgoto bruto misturado com material rico em matéria orgânica e também foi aplicada uma maior vazão nos sistemas. Foram realizados testes estáticos de modo a obter as constantes k e v_0 da Equação Vesilind para avaliar a sedimentabilidade dos sistemas. Testes com os métodos estático e dinâmico foram realizados para avaliar se eles levam a um mesmo resultado numérico. A influência de dois aspectos operacionais do método estático foi avaliada: o diâmetro das colunas de sedimentação; velocidade de agitação aplicada no conteúdo de lodo no momento do teste. O desempenho da sedimentabilidade do lodo dos sistemas experimentais em termos de compressibilidade (k) foi abaixo do esperado quando comparados com sistemas de mesma configuração na literatura, com valores entre 0,32 a 0,46 L/g. Já para a constante de velocidade de sedimentação inicial (v_0) os valores encontrados foram de regulares para bons com valores acima de 8,5 m/h. Em relação a avaliação dos métodos estático e dinâmico, não foi observada diferença estatística a nível de significância de 5% no teste Tukey, com ambos reproduzindo as mesmas características de sedimentabilidade dos sistemas através das constantes de sedimentabilidade. Não foi observada diferença estatística em nível de significância de 5% para as médias encontradas nos testes do método estático para determinar a influência do diâmetro das colunas de sedimentação na escala entre 5 cm a 10 cm. Nas condições experimentais observadas, a intensidade de agitação influenciou positivamente na determinação dos resultados na determinação da constante k (2 e 4 rpm), porém, ela se torna prejudicial a partir de 6 rpm. Em relação a constante v_0 a intensidade da agitação afetou negativamente a velocidade de sedimentação inicial do lodo - v_0 (11 e 12 m/h) quando comparado com o teste sem agitação (17 m/h).

Palavras Chave: Lodo Ativado, Testes de Sedimentabilidade, Equação de Vesilind.

ABSTRACT

The objective of this study was to evaluate the settleability of sludge generated in different sludge activated systems and methodological aspects of the settling tests for determining settleability constants of the Vesilind equation. Three different types of activated sludge system were operated, consisting of two Sequential Batch Systems (SBR), one with a Single reactor and the other with the Dedicated reactors for nitrification and denitrification, and one continuous flow system UCT (University of Cape Town). The operation of the activated sludge systems occurred in two stages and varied in function of the applied organic load, where in the 1st step was used only influent of municipal sewerage and in the 2nd step sewage mixed with material rich in organic matter and the flow rate was increased. Static tests were performed to obtain the Vesilind constants k and v_0 for evaluate the settling of the sludges. Tests with the static and dynamic methods was performed to evaluate if they led to the same numerical results. The influence of two operational aspects of static method was evaluated: the settling column diameter and stirring velocity applied to the sludge during the tests. The experimental settleability of the sludges in terms of the compression constant (k) was worse than expected, when comparing with research of the literature, with values between 0,32 to 0,46 L/g. For the unhindered settling constant (v_0), the found values were between regular to good, with values above of 8,5 m/h. There was no significant difference between the static and the dynamic method. Also no significant influence was found for the influence of the diameter of the settle column between 0,5 and 10 cm. Under the operational conditions, the stirrer intensity influenced positively in determination of the results of k constant (2 and 4 rpm), however, it became negative from of 6rpm onwards. In case of the v_0 constant, the stirrer intensity affected negatively an initial sedimentation velocity of the sludge – v_0 (11 and 12 m/h) when compared with test without stirring (17 m/h).

Key Words: Sludge Activated, Settling tests, Vesilind Equation.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO II: REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	17
Figura 2.1: Classificação das frações da matéria orgânica.....	17
Figura 2.2: Esquema convencional de tratamento por lodo ativado.....	19
Figura 2.3: Esquema de um sistema de lodo ativado de fluxo tubular.....	20
Figura 2.4: Esquema de um sistema de lodo ativado de mistura completa.....	21
Figura 2.5: Representação esquemática de um típico sistema RBS.....	23
Figura 2.6: Comportamento da sedimentação em um tanque de decantação ideal.....	28
Figura 2.7: Coluna de decantação e curvas de sedimentação para partículas flocculentas.....	31
Figura 2.8: Representação esquemática do teste para determinar VSZ (a) e curva típica da interface sobrenadante/suspensão (b) de uma batelada de lodo ativado.....	33
Figura 2.9: Representação esquemática do método estático para a determinação das constantes de Vesilind.....	37
Figura 2.10: Deslocamento do nível da interface em função do tempo para diferentes concentrações.....	38
Figura 2.11: Diagrama semilogarítmica da velocidade de sedimentação em função da concentração.....	38
Figura 2.12: Representação esquemática do método dinâmico para a determinação das constantes de Vesilind.....	39
Figura 2.13: Representação Esquemática de um sistema de lodo ativado com um decantador secundário.....	41
Figura 2.14: Esquema do Decantador Circular, (Corte e Planta).....	49
CAPÍTULO III: MATERIAIS E MÉTODOS.....	51
Figura 3.1: Sistema de alimentação dos sistemas experimentais (1 – captação; 2 - tratamento preliminar; 3 – Tanque de equalização; 4 e 5 - distribuição).....	51
Figura 3.2: Bomba utilizada para alimentação dos sistemas RBS.....	51
Figura 3.3: Bomba dosadora para alimentação do sistema UCT.....	51
Figura 3.4: Aerador utilizado nos sistemas experimentais.....	52

Figura 3.5: Esquema do sistema RBS Unitário	53
Figura 3.6: Foto do sistema RBS Unitário	53
Figura 3.7: Esquema do sistema RBS - Câmaras Dedicadas	54
Figura 3.8: Foto do sistema RBS - Câmaras Dedicadas.....	54
Figura 3.9: Representação visual do sistema UCT.....	55
Figura 3.10: Representação esquemática do Sistema UCT.....	55
Figura 3.11: Desenho das colunas de sedimentação utilizados no método estático	60
Figura 3.12: Representação visual das colunas de sedimentação utilizados no método estático .	60
Figura 3.13: Desenho da coluna de decantação utilizada no método dinâmico.	61
Figura 3.14: Representação visual da coluna de decantação utilizada no método dinâmico.....	61
Figura 3.15: Representação Esquemática das colunas de sedimentação com diferentes diâmetros;.....	63
Figura 3.16: Representação visual das colunas de sedimentação com diferentes diâmetros.....	63
Figura 3.17 Representação Esquemática das colunas de decantação na avaliação da intensidade de agitação.....	64
Figura 3.18: Representação visual das colunas de decantação na avaliação da intensidade de agitação.	64
CAPÍTULO IV: RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	66
Figura 4.1: pH afluente e efluente dos sistemas de lodo ativado RBS Unitário, RBS Câmaras Dedicadas e UCT referentes às duas etapas de monitoramento.	70
Figura 4.2: Diagrama dos valores experimentais e correlação do deslocamento da interface de lodo em colunas estáticas em função do tempo (a) e valores calculadas da velocidade de sedimentação em função da concentração de lodo em diagrama semi-logaritmica (b) do RBS Unitário na I etapa experimental.	73
Figura 4.3: Diagrama dos valores experimentais e correlação do deslocamento da interface de lodo em colunas estáticas em função do tempo (a) e valores calculadas da velocidade de sedimentação em função da concentração de lodo em diagrama semi-logaritmica (b) do RBS câmaras dedicadas na I etapa experimental.	73

Figura 4.4: Diagrama dos valores experimentais e correlação do deslocamento da interface de lodo em colunas estáticas em função do tempo (a) e valores calculadas da velocidade de sedimentação em função da concentração de lodo em diagrama semi-logaritmica (b) do sistema UCT na I etapa experimental.....	74
Figura 4.5: Diagrama dos valores experimentais e correlação do deslocamento da interface de lodo em colunas estáticas em função do tempo (a) e valores calculadas da velocidade de sedimentação em função da concentração de lodo em diagrama semi-logaritmica (b) do reator RBS unitário na II etapa experimental.	74
Figura 4.6: Diagrama dos valores experimentais e correlação do deslocamento da interface de lodo em colunas estáticas em função do tempo (a) e valores calculadas da velocidade de sedimentação em função da concentração de lodo em diagrama semi-logaritmica (b) do RBS câmaras dedicadas na II etapa experimental.....	75
Figura 4.7: Diagrama dos valores experimentais e correlação do deslocamento da interface de lodo em colunas estáticas em função do tempo (a) e valores calculadas da velocidade de sedimentação em função da concentração de lodo em diagrama semi-logaritmica (b) do sistema UCT na II etapa experimental.	75
Figura 4.8: Diagrama de correlação semilogarítmico da velocidade de sedimentação em função da concentração de lodo para os três sistemas experimentais.	82
Figura 4.9: Diagrama dos resultados experimentais (a) e da correlação semilogarítmica (b) do teste estático com coluna de decantação de diâmetro de 5 cm.....	86
Figura 4.10: Diagrama dos resultados experimentais (a) e da correlação semilogarítmica (b) do teste estático com coluna de decantação de diâmetro de 7 cm.....	86
Figura 4.11: Diagrama dos resultados experimentais (a) e da correlação semilogarítmica (b) do teste estático com coluna de decantação de diâmetro de 8 cm.....	87
Figura 4.12: Diagrama dos resultados experimentais (a) e da correlação semilogarítmica (b) do teste estático com coluna de decantação de diâmetro de 10 cm.....	87
Figura 4.13: Diagrama dos resultados experimentais (a) e da correlação semilogarítmica (b) do teste estático sem intensidade de agitação.....	91
Figura 4.14: Diagrama dos resultados experimentais (a) e da correlação semilogarítmica (b) do teste estático com intensidade de agitação de 2 rpm.....	91

Figura 4.15: Diagrama dos resultados experimentais (a) e da correlação semilogarítmica (b) do teste estático com intensidade de agitação de 4 rpm.....	92
Figura 4.16: Diagrama dos resultados experimentais (a) e da correlação semilogarítmica (b) do teste estático com intensidade de agitação de 6 rpm.....	92
Figura 4.17: Diagrama dos resultados experimentais (a) e da correlação semilogarítmica (b) do teste estático com intensidade de agitação de 8 rpm.....	93
Figura 4.18: Diagrama dos resultados experimentais (a) e da correlação semilogarítmica (b) do teste estático com intensidade de agitação de 10 rpm.....	93
Figura 4.19: Comportamento da constante k em função da intensidade de agitação (rpm).	95
Figura 4.20: Comportamento da constante v_0 em função da intensidade de agitação (rpm).	95

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO II: REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	17
Tabela 2.2: Classificação dos tipos de Sedimentação	25
Tabela 2.3: Expressões aproximadas do regime de escoamento em função do número de Reynolds (N_{Re}).....	28
Tabela 2.4: Condições de sedimentabilidade e o IVL.	34
Tabela 2.5: Parâmetros de qualificação da sedimentabilidade de lodo ativado no tratamento de esgoto doméstico de acordo com as constantes de Vesilind.	36
Tabela 2.6: Resultados típicos das constantes de Vesilind para diferentes tipos de lodo.	36
Tabela 2.7: Adensamento de lodo, teor de sólidos (%) para lodos secundários.....	45
Tabela 2.8: Vantagens e desvantagens dos decantadores secundários de geometria circular e retangular.	47
CAPÍTULO III: MATERIAIS E MÉTODOS.....	51
Tabela 3.1: Dimensões dos reatores do sistema UCT.	56
Tabela 3.2: Parâmetros gerais de operacionalidade.....	57
Tabela 3.3: Ciclos de operação dos Sistemas RBS	58
Tabela 3.4: Percentual de tempo de permanência do efluente em ambientes de tratamento dos sistemas.....	58
Tabela 3.5: Parâmetros, frequência e métodos analíticos adotados no período de monitoramento dos sistemas experimentais.	59
Tabela 3.6: Diâmetro e volume das colunas de sedimentação utilizado no método estático.....	63
CAPÍTULO IV: RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	66
Tabela 4.1: Concentrações de DQO afluente e efluente dos sistemas de lodo ativado RBS Unitário, RBS Câmaras Dedicadas e UCT referentes às duas etapas de monitoramento.	66
Tabela 4.2: Concentrações de NTK afluente e efluente dos sistemas de lodo ativado RBS Unitário, RBS Câmaras Dedicadas e UCT referentes às duas etapas de monitoramento.	67
Tabela 4.3: Concentrações de Amônia afluente e efluente dos sistemas de lodo ativado RBS Unitário, RBS Câmaras Dedicadas e UCT referentes às duas etapas de monitoramento.	67

Tabela 4.4: Concentrações de Nitrito efluente dos sistemas de lodo ativado RBS Unitário, RBS Câmaras Dedicadas e UCT referentes às duas etapas de monitoramento.....	68
Tabela 4.5: Concentrações de Nitrato efluente dos sistemas de lodo ativado RBS Unitário, RBS Câmaras Dedicadas e UCT referentes às duas etapas de monitoramento.....	68
Tabela 4.6: Percentuais de nitrogênio desnitrificado dos sistemas operacionais nas duas etapas de monitoramento.	69
Tabela 4.7: Valores médios de Alcalinidade total afluente e efluente dos sistemas RBS Unitário, RBS Câmaras Dedicadas e UCT referente às duas etapas de monitoramento.	69
Tabela 4.8: Concentrações de Sólidos Totais do licor misto dos sistemas de lodo ativado RBS Unitário, RBS Câmaras Dedicadas e UCT referentes às duas etapas de monitoramento.	71
Tabela 4.9: Concentrações de Sólidos Voláteis do licor misto dos sistemas de lodo ativado RBS Unitário, RBS Câmaras Dedicadas e UCT referentes às duas etapas de monitoramento.	71
Tabela 4.10: Valores calculados a partir de dados experimentais das constantes de sedimentabilidade nos testes realizados e tratamento estatístico dos dados na I Etapa.	77
Tabela 4.11: Valores calculados a partir de dados experimentais das constantes de sedimentabilidade nos testes realizados e tratamento estatístico dos dados na II etapa.....	78
Tabela 4.12: Tratamento estatístico das médias das constantes k e v_0 em função das etapas experimentais.....	79
Tabela 4.13: Resultados experimentais do método dinâmico para os sistemas experimentais.	81
Tabela 4.14: Valores selecionados das constantes k , v_0 calculado pela Equação de Vesilind dos sistemas de lodo ativado em função dos métodos estático e dinâmico e tratamento estatístico no teste Tukey.	83
Tabela 4.15: Valores calculados a partir de dados experimentais das constantes de sedimentabilidade nos testes realizados e tratamento estatístico das constantes k , v_0 calculado pela Equação de Vesilind dos sistemas de lodo ativado em função do diâmetro das colunas de decantação.	84
Tabela 4.16: Exemplo típico da aplicação do método para normalização utilizando os valores da coluna de decantação de $C_1(5\text{ cm})$ como denominador comum.	85

Tabela 4.17: Tabela de valores críticos utilizados para determinar a distribuição normal do teste Kolmogorov-Sminorv.	88
Tabela 4.18: Resultados normalizados dos valores experimentais da constante k em função do diâmetro da coluna de decantação.	89
Tabela 4.19: Resultados normalizados dos valores experimentais da constante v_0 em função do diâmetro da coluna de decantação.	89
Tabela 4.20: Valores estatísticos normalizados pelo denominador C_1 (5 cm) do teste Tukey à nível de significância de 5% constantes k e v_0 da equação de Vesilind com colunas de sedimentação de diferentes diâmetros.	90

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A	Área (m ²)
a _{ad}	Área superficial do adensador por unidade de massa de DQO aplicada.
A _{cd}	Área da coluna de decantação (m ²)
A _p	Área projetada de partículas na direção de fluxo (m ²) = $\pi \cdot \frac{(D)^2}{4}$
APHA	<i>American Public Health Association</i>
C ₁	Coluna de Decantação de 5 cm
C ₂	Coluna de Decantação de 7 cm
C ₃	Coluna de Decantação de 8 cm
C ₄	Coluna de Decantação de 10 cm
C _d	Coefficiente de arraste (adimensional)
D _p	Diâmetro da partícula (m)
DP	Desvio Padrão
DQO	Demanda Química de Oxigênio (mgDQO.L)
EXTRABES	Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgoto
F	Fluxo de sólidos que passa num determinado nível do decantador (kgSST/m ² .h)
F _v	Fluxo de sólidos devido à sedimentação (kgSST/m ² .h)
F _u	Fluxo de sólidos devido à abstração de lodo de retorno (kgSST/m ² .h)
F _{sol}	Taxa de aplicação de sólidos (kgSST/m ² .h)
F _g	Força gravitacional (kg.m/s ²)
F _d	Força de arraste (kg.m/s ²)
f _n	Fração de nitrogênio em lodo volátil (0,1 mgN.mg ⁻¹ SSV)
g	Aceleração devido à gravidade (9,81 m/s ²)
H _{ad}	Altura do adensador (m)
H _d	Profundidade do decantador (m)
H _{cl}	Altura da camada com lodo (m)
H _{cd}	Altura da coluna de decantação (m)
h _b	Altura da base do decantador (m)
IVL ₃₀	Índice volumétrico de lodo (mL/g)
IVLA	índice volumétrico do lodo agitado (mL/g)

IVLD	Índice volumétrico de lodo diluído (mL/g)
k	Constante de sedimentabilidade relacionada a compressão de lodo (L/g)
LA	Lodo Ativado
M	massa de lodo no cilindro (g)
mE _t	massa de sólidos suspensos descarregados como lodo de excesso por unidade de DQO (gSST/gDQO)
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl (mgN-NTK.L ⁻¹)
N _{af}	N _{af} – Concentração de NTK afluente (mgN-NTK.L ⁻¹)
N _{NO2}	N _{NO2} – Concentração de NO ₂ efluente (mgN-NO ₂ ⁻ .L ⁻¹)
N _{NO3}	N _{NO3} – Concentração de NO ₃ efluente (mgN-NO ₃ ⁻ .L ⁻¹)
N _{ef}	N _{ef} – Concentração de NTK efluente (mgN-NTK.L ⁻¹)
N _l	N _l – Concentração de nitrogênio no lodo. (mgN/L)
n	Número de curvas percentuais de remoção
N _{Re}	Número de Reynolds
OD	Oxigênio Dissolvido (mg/L)
pH	Potencial Hidrogeniônico
PROSAB	Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
PVC	Poli cloreto de Vinil
Q _a	Vazão afluente (m ³ /d ou L/d)
Q _l	Vazão de água ou efluente aplicado no teste dinâmico
R _s	Idade de Lodo (d)
R _n	Curva de percentual de remoção “n”
R%	Percentual de remoção de Sólidos Suspensos Totais (%)
RBS -	Reator de Bateladas Sequenciais
R _h	Tempo de Permanência do Líquido (d)
R1	Reator anaeróbio do sistema UCT
R2	Reator pré-anóxico do sistema UCT
R3	Reator aeróbio do sistema UCT
R4	Reator pós-anóxico do sistema UCT
r ²	Coefficiente de correlação linear ²
Rpm	Rotações por minute
S _{ta}	Material orgânico total afluente
S _{ba}	Material orgânico biodegradável

S_{ua}	Material orgânico não biodegradável
S_{bsa}	Material orgânico biodegradável solúvel
S_{bpa}	Material orgânico biodegradavel particulado
S_{upa}	Material orgânico não biodegradavel particulado (
S_{usa}	Material orgânico não biodegradavel solúvel (
s	Fator de recirculação (Q_r/Q_a)
SST	Sólidos suspensos totais ($mgSST.L^{-1}$)
SSV	Sólidos suspensos voláteis ($mgSSV.L^{-1}$)
t_r	Tempo de permanência requerido para um dado grau de remoção de sólidos (min)
T	Tempo de permanência (d)
T_s	Taxa de escoamento superficial ($m^3/m^2.d$)
T_{sm}	Taxa de escoamento superficial máxima (m/d)
TDH	Tempo de detenção hidráulica (h)
u	Velocidade descensional (m/h)
UFCG	Universidade Federal de Campina Grande
UEPB	Universidade Estadual da Paraíba
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
V_{sp}	Velocidade de Sedimentação da Partícula (m/s)
UCT	University Cape Town
V_s	Velocidade de Sedimentação (m/h)
V	Volume da base (m^3)
v	Velocidade de sedimentação em zona (m/h)
VSZ	Velocidade de sedimentação zonal
V_{IVL}	Volume de sólidos em suspensão após 30 minutos de sedimentação.
V_L	Velocidade ascendente do líquido
V_1	Volume do lodo quando se estabelece o equilíbrio (L)
V_d	Volume do decantador (m^3)
V_{ad}	Volume do Adensador (m^3)
V_L	Volume de lodo usado no experimento (2 L);
V_p	Volume de partícula (m^3)
v_0	Constante de Vesilind que determina a velocidade inicial de sedimentação (m/h)

X	Concentração da manta de lodo para uma dada altura da manta (g/L);
X_0	Concentração do lodo na amostra composta utilizada no experimento (g/L);
X_v	Concentração de Lodo Volátil – SSV (mg/L)
X_t	Concentração inicial do lodo
X_r	Concentração de lodo de retorno (g/L)
ρ_p	Densidade da partícula (kg/m ³)
ρ_w	Densidade da água (kg/m ³)
μ	Viscosidade do líquido em função da temperatura (Colocar unidade)
Δh_n	Distância entre as curvas de igual percentual de remoção, (m)

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO.....	14
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	17
2.1 Esgoto Doméstico ou Urbano.....	17
2.2 Processos Aeróbios de Tratamento	18
2.3 Sistemas de lodo ativado	18
2.3.1. Fluxo Contínuo	19
2.3.2. Reatores de Bateladas Sequenciais (RBS).....	22
2.4 Sedimentabilidade	23
2.4.1. Considerações Gerais	23
2.4.2. Teoria da Sedimentação.....	24
2.4.2.1. Sedimentação de Partículas Discretas	26
2.4.2.1.1. Taxa de Escoamento Superficial.....	28
2.4.2.2. Sedimentação Floculenta.....	30
2.4.2.3. Sedimentação Zonal	32
2.4.3. Metodologias para determinar a Sedimentabilidade em Zona	33
2.4.3.1. Índice Volumétrico de Lodo – IVL_{30}	34
2.4.3.2. Constantes de Vesilind	35
2.4.3.2.1. Sedimentabilidade Estática	36
2.4.4. Parâmetros que influenciam no método Estático	39
2.5 Sedimentação em Decantadores Contínuos.....	41
2.5.1. Dimensionamento dos Decantadores Secundários	43
2.6 Adensadores de Lodo	44
2.6.1. Dimensionamento do Adensador de Lodo	45
2.6.2. Geometria do Decantador Secundário.....	47
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	50
3.1. Introdução.....	50
3.2. Materiais	50
3.2.1. Caracterização dos Sistemas de Tratamento	50
3.2.1.1. Sistemas de Lodo Ativado.....	52
3.2.1.1.1. RBS Unitário.....	52
3.2.1.1.2. RBS Câmaras Dedicadas	53
3.2.1.1.3. Sistema de Fluxo Contínuo (UCT)	55

3.2.2.	Condições Operacionais dos Sistemas de Lodo Ativado	56
3.3.	Métodos	58
3.3.1.	Parâmetros de Desempenho.....	58
3.3.2.	Testes de Sedimentabilidade	59
3.3.2.1.	Sedimentabilidade Estática	59
3.3.2.2.	Sedimentabilidade Dinâmica.....	61
3.3.2.3.	Parâmetros Experimentais Avaliados	62
3.3.2.3.1.	Sedimentabilidade dos Sistemas de Lodo Ativado.....	62
3.3.2.3.2.	Aspectos Operacionais da Metodologia de determinação da Sedimentabilidade.	62
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	65
4.1.	Introdução.....	65
4.2.	Desempenho dos Sistemas.....	65
4.3.	Sedimentabilidade dos Sistemas de Lodo Ativado	71
4.3.1.	Resultado dos Ensaios Experimentais	71
4.3.2.	Constantes de Vesilind k e v_0 dos Sistemas Experimentais.....	76
4.4.	Aspectos Metodológicos	80
4.4.1.	Comparação do método estático e dinâmico	80
4.4.2.	Influência do diâmetro da coluna de decantação	83
4.4.3.	Influência da intensidade de agitação.....	90
5.	CONCLUSÃO	96
6.	RECOMENDAÇÕES.....	98
7.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	99
	ANEXO A – Método para calcular a eficiência da desnitrificação dos sistemas de lodos ativados.....	103
	Apêndice A – Teste de Normalidade Kolmogorov-Sminorv.	105

INTRODUÇÃO

No fim do tratamento de águas residuárias em sistemas com lodo em suspensão como o sistema de lodo ativado, uma operação de fundamental importância é a separação dos sólidos em suspensão da fase líquida para que se possa descarregar um efluente clarificado. Esta separação comumente é efetuada por sedimentação simples, no qual os sólidos em suspensão mais densos que a água tendem a sedimentar em um ambiente tranquilo, deixando um sobrenadante clarificado.

A realização da etapa de sedimentação do lodo após tratamento varia conforme a configuração adotada para realizar o tratamento do esgoto, podendo ocorrer em decantadores secundários (Sistemas de fluxo contínuo) ou no próprio tanque de tratamento (Sistemas de reatores de bateladas Sequenciais - RBS).

Os decantadores secundários são responsáveis pelo tratamento físico do conteúdo do reator após o tratamento biológico em sistemas de regime contínuo. Ele tem a função de receber a vazão de licor misto, retornando parte dessa vazão com lodo de retorno (mais concentrado que o licor misto) e descarregado o efluente clarificado. Já em sistemas RBS o processo de tratamento ocorre em regime intermitente, ocorrendo em etapas sequenciais o tratamento biológico e físico.

O uso de sistemas RBS tem se mostrado como uma boa alternativa quando comparados aos sistemas convencionais, devido a sua praticidade tanto em termos de instalação (onde se dispensa a instalação de decantadores secundários) como de flexibilidade de operação (MAHVI, 2008). No entanto, os sistemas de fluxo contínuo são sistemas mais conhecidos e os seus processos físicos e biológicos estão mais desenvolvidos, principalmente em termos de modelagem para otimização no tratamento de águas residuárias.

Para projetos e mais especificamente da unidade de separação de sólidos, é necessário que se conheça a sedimentabilidade, que indica a facilidade com que o lodo se separa da fase líquida. Como a concentração de sólidos em suspensão no licor misto de sistemas de lodo ativado é elevada, as partículas não sedimentam individualmente, e todas as partículas estão ligadas uma a outra sedimentam em uma mesma velocidade, denominada de velocidade em zona (VSZ).

Dentre os métodos que quantificam a qualidade da sedimentação do lodo por meio de constantes de sedimentabilidade, a metodologia mais utilizada é a de Vesilind, que propõe o uso

da velocidade de sedimentação (v_0) e da compressibilidade do lodo (k). O valor dessas duas constantes pode ser obtido através de testes experimentais, sendo dois bastante conhecidos: o método estático e o método dinâmico.

O teste de sedimentabilidade estática é um teste de difícil reprodução e muito trabalhoso, não sendo muito adotado nas atividades rotineiras de operação em sistemas de lodo ativado. Nesse contexto, o método dinâmico foi sugerido, propondo simplificar a determinação da sedimentabilidade do lodo.

Esta dissertação de mestrado trata de um estudo que teve como objetivo principal avaliar a sedimentabilidade de diferentes sistemas de lodo ativado e os aspectos metodológicos dos testes de sedimentabilidade para determinação das constantes k e v_0 da Equação Vesilind. Os objetivos específicos são os seguintes:

- Avaliar o desempenho dos sistemas de lodo ativado RBS e de fluxo contínuo em termos da eficiência de remoção da matéria orgânica (MO) e de nitrogênio, além das propriedades mecânicas do lodo por meio de testes de sedimentabilidade;
- Avaliar a sedimentabilidade do lodo de sistemas de Reatores de Bateladas Sequenciais (RBS) e de fluxo contínuo com as constantes k e v_0 da equação de Vesilind;
- Avaliar a validade da Equação de Vesilind para a caracterização da qualidade de sedimentação de lodo nos sistemas experimentais estudados;
- Avaliar se os métodos estático e dinâmico levam a mesma característica de sedimentabilidade de lodo ativado;
- Avaliar a influência do diâmetro das colunas de sedimentação e da intensidade de agitação sobre os testes de sedimentabilidade estática;

Este trabalho apresenta-se dividido em 6 capítulos. O Capítulo 2 trata de uma revisão de literatura na qual são apresentados conceitos teóricos e citações sobre a sedimentabilidade em sistemas de lodo ativado. Também compõe esse capítulo, uma descrição da teoria da sedimentabilidade, dos métodos de determinação dos testes estático e dinâmico, bem como os métodos para obter as constantes de Vesilind. No Capítulo 3, material e métodos, descreve-se a operação dos sistemas de lodo ativados utilizados para obtenção de lodo, a descrição dos métodos utilizados nos testes de sedimentabilidade necessários para o desenvolvimento da pesquisa e o tratamento dos dados experimentais adquiridos no período experimental.

No Capítulo 4, se apresentam os resultados experimentais, análise e discussão destes. Os resultados foram organizados em figuras e tabelas, com o objetivo de comparar os dados.

No Capítulo 5 estão descritos as conclusões dos resultados obtidos nesse estudo, e recomendações. A lista de referências bibliográficas encontra-se no Capítulo 6. No final da dissertação está descrita a metodologia estatística utilizada para a avaliação da influência dos diâmetros de decantação nos testes de sedimentabilidade.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

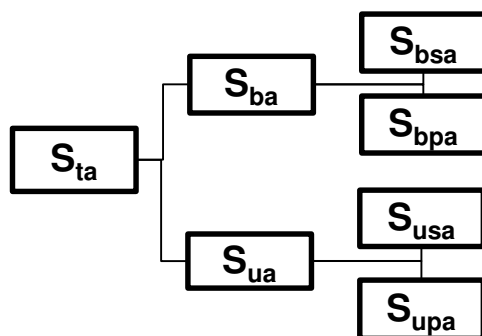
2.1 Esgoto Doméstico ou Urbano

O esgoto urbano é composto de água de banho, excretas, sabão, detergentes e águas de lavagens. As urinas e fezes, além de outros compostos que podem ocorrer nos esgotos domésticos, constituem 0,1% das impurezas, sendo o restante (99,9%) água. Nas fezes está cerca de 30% de matéria orgânica e na urina 2,5% (VON SPERLING & CHERNICHARO, 2006; JORDÃO E PESSOA, 2011).

Para fins de modelagem para tratamentos biológicos, torna-se importante caracterizar as frações constituintes do material orgânico das águas residuárias para determinar matematicamente os processos biológicos que ocorrem no tratamento. A DQO (Demanda Química de Oxigênio) é um parâmetro representativo para a caracterização da matéria orgânica, uma vez que ela determina os constituintes que podem ou não ser metabolizados pelas bactérias, possibilitando a realização de um modelo em sistemas de tratamento biológico.

De acordo Van Haandel & Marais (1999), o material orgânico em termos de DQO pode ser classificado conforme a **Figura 2.1**. Essa descrição demonstra a característica do material orgânico disponível para as atividades metabólicas das bactérias, onde S_{ta} é a fração total da matéria orgânica, que é dividida entre a sua fração biodegradável (disponível para as bactérias) e não biodegradável (material inerte). Também há as suas subdivisões solúvel e particulada, onde a primeira é o material orgânico solubilizado no líquido e a segunda é o material que está presente como partículas em suspensão.

Figura 2.1: Classificação das frações da matéria orgânica.



onde:

S_{ta} - Material orgânico total afluente

S_{ba} - Material orgânico biodegradável

S_{ua} - Material orgânico não Biodegradável

S_{bsa} - Material orgânico biodegradável Solúvel

S_{bpa} - Material orgânico biodegradável particulado

S_{upa} - Material orgânico não biodegradável particulado

S_{usa} - Material orgânico não biodegradável solúvel

2.2 Processos Aeróbios de Tratamento

O processo aeróbio de tratamento biológico de águas residuárias pode ser definido como o sistema que utiliza o metabolismo aeróbio das bactérias para degradação das substâncias orgânicas do afluente. Nesta degradação, parte da matéria orgânica é oxidada com vistas à produção de energia (catabolismo) enquanto a outra é convertida em novas células (anabolismo). Em condições de falta de alimento novas células produzidas metabolizam as reservas celulares para a obtenção de energia (respiração endógena), que são transformadas em produtos finais como o CO_2 e H_2O (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999).

Dentre os sistemas que utiliza lodo em suspensão destaca-se os sistemas de lodos ativados, que é uma tecnologia de tratamento biológico muito adotado para tratar diversos tipos de águas residuárias e que possui um efluente de boa qualidade no final do tratamento, devido ao uso da sedimentação simples como método para separar a biomassa de lodo do efluente clarificado, A seguir serão abordados alguns aspectos sobre os sistemas de lodos ativados.

2.3 Sistemas de lodo ativado

Dentre os sistemas biológicos de tratamento de esgoto doméstico e industriais, destaca-se o processo de lodo ativado, caracterizado pela produção de uma suspensão de microrganismos (o “lodo ativado”) em um reator aerado que se alimentam da matéria orgânica presente na água residuária. Em termos comparativos, esse sistema se destaca pela sua eficiência na remoção de sólidos em suspensão, materiais orgânicos e nutrientes.

De acordo com Jordão e Pêsoa (2011), o esgoto afluente entra em contato com o lodo ativado e são intimamente misturados, agitados e aerados, dando condições à massa de microrganismos de metabolizar o material orgânico do afluente. Depois de se separar o lodo

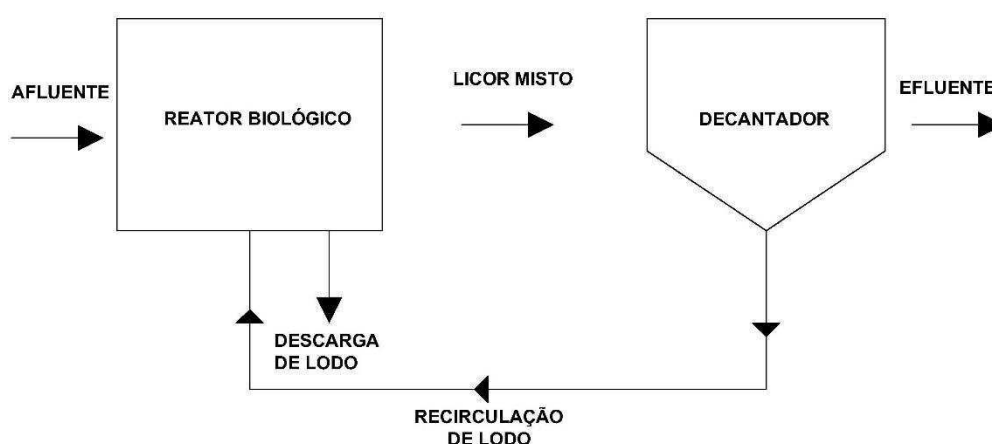
ativado da fase líquida por sedimentação, sendo que a maior parte do lodo ativo retorna para o processo e a outra é retirada (lodo de excesso). A quantidade de lodo que é descarregada (intencionalmente ou não) determina a idade de lodo do sistema, que é o tempo médio de permanência da biomassa no sistema.

Considerando os mecanismos biológicos e mecânicos de sistemas de lodo ativado para tratamento de águas residuárias, diferentes formas de operação foram sugeridos para atender as demandas de tratamento de águas residuárias, variando a sua configuração, regimes hidráulico, tempo de permanência do lodo dentro do reator, uso de tecnologias de automação, dentre outros.

2.3.1. Fluxo Contínuo

No sistema de lodo ativado de fluxo contínuo as etapas de tratamento biológico e físico do efluente ocorrem de forma separada e a manutenção do lodo no sistema se dá através da recirculação de lodo entre o decantador (onde ocorre o processo físico de tratamento, por meio de sedimentação simples) e o reator biológico (onde ocorre o tratamento biológico) (VON SPERLING & CHERNICHARO, 2006). Esse sistema possui, no mínimo, duas unidades de tratamento (um reator e um decantador), onde as águas residuárias são introduzidas para tratamento de forma contínua. Uma representação esquemática de um reator convencional pode ser observada na **Figura 2.2**.

Figura 2.2: Esquema convencional de tratamento por lodo ativado.



Com a evolução tecnológica e a pesquisa experimental surgiram variações na configuração original do sistema convencional (VAN HAANDEL E MARAIS, 1999; METCALF & EDDY, 2005; JORDÃO E PESSOA, 2011) que deram lugar às seguintes variantes:

a) Quanto ao regime hidráulico do reator biológico

- Processo de Mistura Completa;
- Processo Tubular, pistonado ou “Plug Flow”.

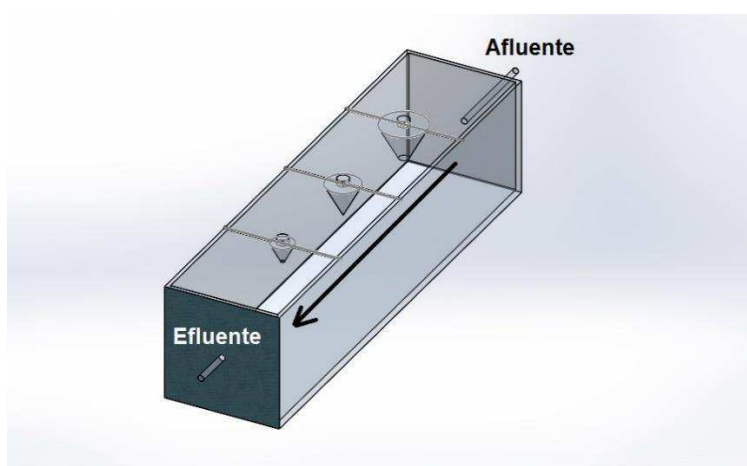
b) Quanto à idade do lodo

- Processo de Alta Taxa;
- Processo de Aeração Prolongada.

O regime hidráulico de um sistema de lodo ativado pode ser classificado como de escoamento tubular (Plug flow), onde não há mistura longitudinal do lodo com a água residuária e o reator de aeração possui comprimento maior que a largura, ou em regime de mistura completa, onde a água residuária é distribuída em todos os pontos do reator e o comprimento e largura são praticamente idênticos.

Em sistemas de fluxo tubular (**Figura 2.3**) a carga orgânica é consumida ao longo do comprimento do reator, tendo a demanda de oxigênio dissolvido para a sua degradação diminuída gradativamente. Nesse contexto, aplica-se uma aeração mais intensa no ponto de entrada do esgoto e diminui a sua intensidade no decorrer do reator de aeração (VAN HAANDEL E MARAIS, 1999; JORDÃO E PESSOA, 2011).

Figura 2.3: Esquema de um sistema de lodo ativado de fluxo tubular.

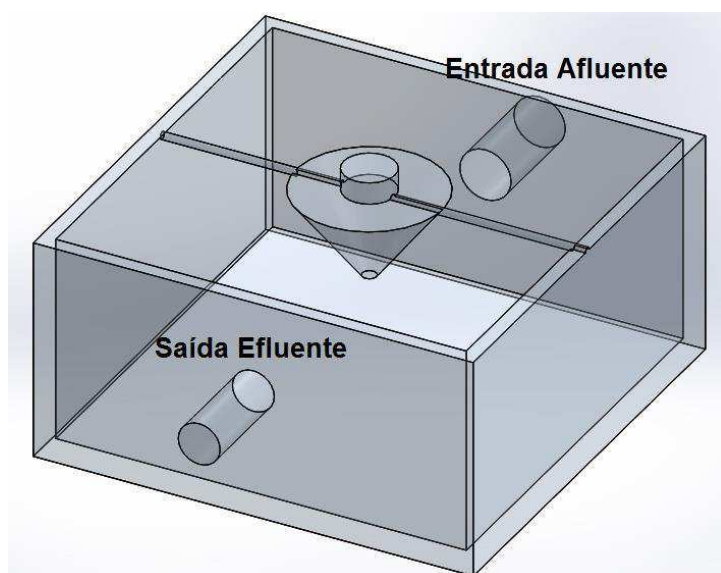


Fonte: Von Sperling e Chernicharo, 2006.

Em sistemas de mistura completa (**Figura 2.4**), o conteúdo dos reatores é completamente misturado, promovendo uma uniformidade da carga orgânica e da aeração

aplicada no sistema. Esse aspecto favorece a distribuição do oxigênio com mesma intensidade em todas as partes do reator de aeração, atendendo a demanda de oxigênio em igual proporção, além de aumentar a capacidade do sistema em absorver despejos anormais de substâncias tóxicas e cargas orgânicas, por promover a diluição do líquido em todo volume do sistema.

Figura 2.4: Esquema de um sistema de lodo ativado de mistura completa.



Fonte: Von Sperling & Chernicharo, 2006.

Em sistemas de alta taxa, o sistema opera com uma idade de lodo curta (2 a 3 dias) e tempo de detenção hidráulica de 1 a 2 horas (van Haandel e Marais, 1999; Jordão e Pessoa, 2011). A disponibilidade abundante de alimento associado à pequena concentração de lodo ativo favorece o metabolismo exógeno das bactérias, gerando lodo em grandes quantidades, embora com baixa estabilidade.

Em sistemas de aeração prolongada, o sistema é operado com uma relação alimento/microrganismos baixa, possuindo uma idade de lodo longa (18 a 20 dias, podendo chegar a 30 dias) (VAN HAANDEL E MARAIS, 1999). Nesses casos, o metabolismo endógeno das bactérias pode ser exercido com maior eficiência, resultando em uma pequena produção de lodo, mas com alta estabilidade. Deste modo, o lodo estabilizado apresenta boas características de sedimentabilidade, o que facilita no manejo em termos de pós tratamento, devido ao seu volume reduzido.

2.3.2. Reatores de Bateladas Sequenciais (RBS)

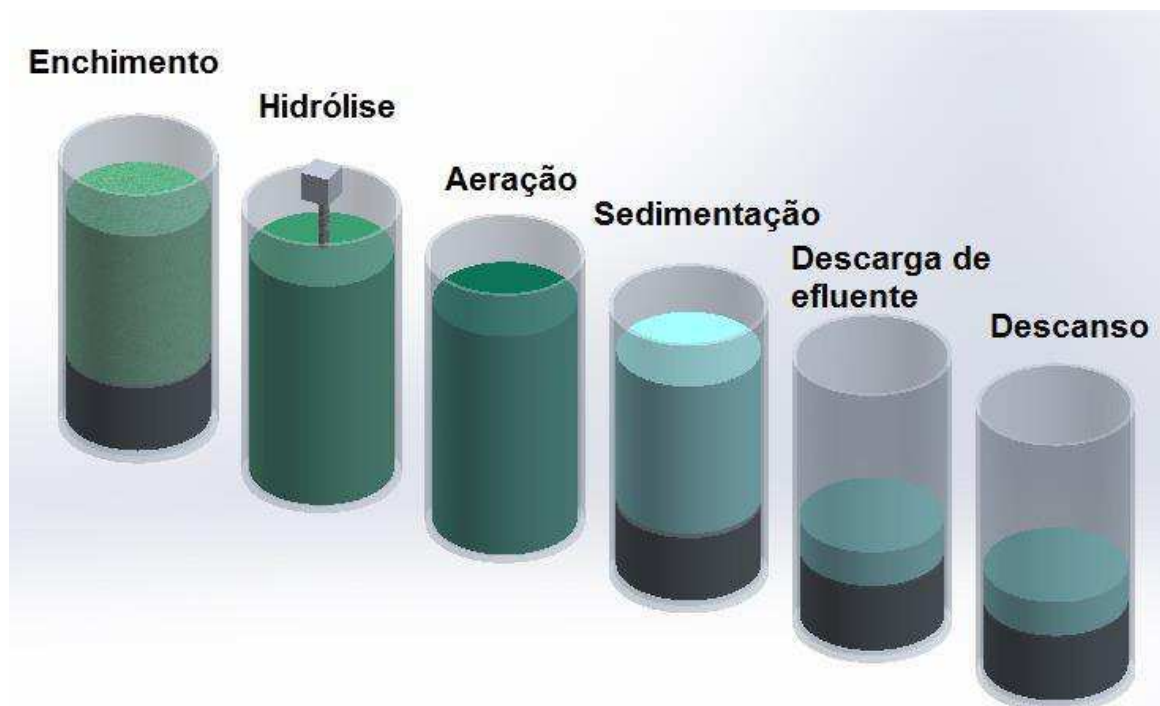
Os sistemas de Reatores de Bateladas Sequenciais (RBS) é uma variante dos sistemas de lodo ativado em que não há uma entrada e saída contínua de afluente, sendo todo o tratamento realizado em tanques a partir de etapas sequenciais. O uso de reatores em batelada sequenciais (RBS) tem se mostrado como uma boa alternativa quando comparados aos sistemas convencionais, devido a sua praticidade tanto em termos de instalação como de flexibilidade de operação (MAHVI, 2008).

Em termos de instalação, os sistemas RBS podem ser implantados em uma reduzida escala espacial ou em tanques já existentes, possuindo custos relativamente menores quando comparados aos sistemas convencionais. Já em termos operacionais, todo o tratamento é feito em etapas, sendo realizado de forma simultânea em um único reator, a remoção de matéria orgânica, nutrientes (fósforo e nitrogênio) e a sedimentação, permitindo adaptações simples no seu funcionamento e a automação dos processos envolvidos (MORGENROTH & WILDERER, 1998; LEE *et al.*, 1997).

As etapas operacionais de um sistema de lodo ativado estão apresentadas na **Figura 2.5**. As fases possuem o seguinte funcionamento (METCALF & EDDY, 2005; MAHVI, 2008):

- *Enchimento e hidrólise* - Consiste na introdução de esgoto no reator e no período em que ocorrem os processos biológicos para a remoção de fósforo e nitrogênio, caso o sistema seja projetado para esse fim. No último caso, um agitador é adicionado para promover o contato entre o lodo e afluente;
- *Reação* - ligada ao sistema de aeração para oxidação biológica da matéria carbonácea,
- *Sedimentação* - a aeração é parada para repouso do efluente sem interferência de entrada e saída de líquidos,
- *Retirada do sobrenadante* - o efluente clarificado é retirado;
- *Repouso* - momento que é feito a retirada do lodo, quando necessário.

Figura 2.5: Representação esquemática de um típico sistema RBS.



Fonte: Metcalf & Eddy, 2005.

Realizando uma comparação com sistemas convencionais, Irvine & Richter (1976), destacaram as seguintes vantagens do sistema RBS: facilidade na homogeneização das vazões e cargas afluentes, absorvendo variações durante a etapa do enchimento; o regime de operação é flexível e pode ser alterado conforme a demanda de tratamento; problemas de curtos-circuitos durante a etapa de sedimentação são reduzidos; flexibilidade no tempo de reação. No entanto, os mesmos autores afirmam que os sistemas RBS possuem a limitação de serem dependentes de tecnologias de automação, demandando o uso de equipamentos complexos.

2.4 Sedimentabilidade

2.4.1. Considerações Gerais

A sedimentação é um processo físico adotado em sistemas de tratamento para separar os sólidos indesejáveis da água ou efluente tratado, utilizando o próprio efeito gravitacional. Em sistemas de tratamento de esgoto a sedimentação pode ser aplicada em cinco formas distintas:

- (1) Remoção de sólidos inorgânicos, como por exemplo a areia, no tratamento primário, para evitar o acúmulo do mesmo nos reatores aeróbios, onde iriam eventualmente ocupar o lugar do licor misto;

- (2) Para remoção de sólidos sedimentáveis no afluente, visando reduzir a carga orgânica sobre o reator biológico. O decantador primário (assim chamado porque antecede o reator biológico) remoção em torno de 30 a 40 % da carga orgânica e 60 a 80 % dos sólidos em suspensão no caso de esgoto doméstico. O lodo primário gerado normalmente é encaminhado para um digestor, geralmente junto com lodo de excesso do reator biológico;
- (3) Para remoção da fração coloidal além dos sólidos em suspensão, tendo como processos preparatórios de coagulação e floculação. Esta remoção de material orgânico coloidal através de processos físico-químicos é denominada de CEPT (Chemically Enhanced Primary Treatment – Tratamento Primário Químico Assistido);
- (4) Para separar a biomassa microbiana de sistemas anaeróbios ou de sistemas aeróbios do efluente no final do tratamento secundário e;
- (5) Para adensar lodo de excesso e aumentar a concentração de sólidos em suspensão, facilitando a digestão anaeróbia e desidratação subsequente.

Os princípios físicos de cada uma das tecnologias apresentadas acima possuem uma abordagem teórica sobre o seu funcionamento e métodos para tornar o seu uso aplicável para atender as demandas em unidades de tratamento de efluentes. No tópico a seguir será abordado sobre a teoria geral da sedimentação e os princípios físicos que diferenciam os mesmos.

2.4.2. Teoria da Sedimentação

A sedimentação de sólidos pode ser feita com ou sem interferência mútua das partículas. De modo geral, a sedimentação depende da concentração de sólidos em suspensão, conforme demonstrado na **Tabela 2.2**. A velocidade de sedimentação das partículas podem ser determinadas através de correlações empíricas para a sedimentação em zona e compressão, e pelas leis de Stokes e Newton para partículas discretas.

Tabela 2.1: Classificação dos tipos de Sedimentação

Tipo de Sedimentação	Descrição	Aplicação
Sedimentação de partículas discretas	As suspensões diluídas não sofrem alteração do tamanho, forma ou peso durante a fase de sedimentação, havendo uma fraca interação entre as partículas mais próximas e a velocidade de cada uma depende das forças que nelas interagem, sendo a força gravitacional, devido ao seu peso aparente, e o atrito, causado pela viscosidade do líquido.	Remoção de Areia em Descarnadores.
Sedimentação de partículas flocculenta	As suspensões diluídas inicialmente sedimentam sob forma de partículas discretas, no entanto elas tendem a se agregar, aumentando a sua massa e sedimentando com taxas variáveis e crescentes durante a fase de sedimentação.	Remoção de flocos químicos oriundos do CEPT nos decantadores e a remoção de parcela dos sólidos suspensos no decantador primário.
Sedimentação em Zona	Em suspensões com alta concentração de sólidos, a sedimentação ocorre de maneira diferente das suspensões diluídas, uma vez que há a formação de uma matriz de flocos interligados e as mesmas se sedimentam em uma mesma velocidade.	Decantadores secundários e/ou tanques em sistemas de lodo ativado
Sedimentação por Compressão	Quando os flocos interligados atinge uma elevada concentração, uma estrutura no nível inferior é formada e a sedimentação é influenciada mecanicamente pela compactação desta estrutura. A sedimentação na fase de compressão ocorre com velocidades muito baixas, devido a redução do espaço disponível entre as partículas e o líquido.	Este tipo usualmente ocorre no fundo dos decantadores secundários e nas estruturas de adensamento de lodo.

. Fontes: Metcalf & Eddy, 2005.

As discussões dos tópicos a seguir se baseará somente na sedimentação de suspensões diluídas (discretas e flocculentas) e de suspensões de alta concentração (zonal), de modo a demonstrar as suas diferenças.

2.4.2.1. Sedimentação de Partículas Discretas

A sedimentação de suspensões diluídas com partículas discretas pode ser descrita através dos princípios físicos da mecânica clássica, pois temos apenas as características físico-químicas da partícula atuam como agentes na sedimentação, onde o atrito é igual à massa de água deslocada pela partícula (viscosidade) e a força gravitacional que age sobre a partícula. Tais princípios podem ser descritos pelas leis de Newton e Stokes (METCALF & EDDY, 2005).

Na aplicação da lei de Newton a velocidade terminal da partícula é determinada pelas equações da força gravitacional (**Equação 2.1**) das partículas e da força de arraste (**Equação 2.2**) do fluido. Igualando essas duas equações considerando que a forma da partícula é esférica, obtém-se a **Equação 2.3**, conhecida como a “Equação Newtoniana” da sedimentação e que demonstra que as partículas individuais se sedimentam em função de seu diâmetro, do atrito e da massa específica do líquido (METCALF & EDDY, 2005; JORDÃO E PESSÔA, 2011).

$$F_g = (\rho_p - \rho_w) \cdot g \cdot V_p \quad (2.1)$$

$$F_d = \frac{(C_d \cdot A_p \cdot \rho_w \cdot v^2)}{2} = \frac{C_d \cdot \pi \cdot D_p^2}{8} \cdot \rho_w \cdot v^2 \quad (2.2)$$

$$V_{sp} = \sqrt{\frac{4 \cdot g}{3 \cdot C_d} \cdot \frac{(\rho_p - \rho_w)}{\rho_w} \cdot D_p} \quad (2.3)$$

Onde:

V_{sp} - Velocidade de Sedimentação da Partícula (m/s)

F_g - Força Gravitacional (kg.m/s²)

F_d - Força de arraste (kg.m/s²)

ρ_p - Densidade da partícula (kg/m³)

ρ_w - Densidade da água (kg/m³)

g - Aceleração devido à gravidade (9,81 m/s²)

V_p - Volume de partícula (m³)

C_d - Coeficiente de arraste (adimensional)

A_p - Área projetada de partículas na direção de fluxo (m²) = $\pi \cdot \frac{(D)^2}{4}$

D_p - Diâmetro da partícula (m)

Na aplicação da lei de Stokes, a sedimentação das partículas em meio viscoso, onde o número de Reynolds NR é menor que 1, sendo aplicado a **Equação 2.4**:

$$F_d = 3\pi \cdot D_p \cdot \mu \cdot V_p \quad (2.4)$$

Onde:

μ - Viscosidade do líquido em função da temperatura (kgf/m².s)

Igualando as forças de arraste de Newton e Stokes, pode ser obtida a **Equação 2.5** que determina o coeficiente de arraste da partícula, onde se considerada a teoria do regime de escoamento descrito por Reynolds, também conhecido por Número de Reynolds (NR). Neste caso, a condição de escoamento é para regime de escoamento de fluxo laminar, onde a Lei de Stokes prevalece, ou seja, $N_{Re} < 1$.

$$C_d \cdot \frac{\pi D^2}{8} \cdot \rho_w \cdot v = 3\pi \cdot D_p \cdot \mu \cdot V_p$$

$$C_d = \frac{24}{NR} \quad (2.5)$$

Assumindo a hipótese de Stokes para a sedimentação de partículas discretas, substitui-se o coeficiente de arraste C_d pela expressão do Número de Reynolds para fluxo de regime laminar $NR=24/NR$, obtendo a **Equação 2.6**. Essa equação mostra que a sedimentação ocorre em função do diâmetro das partículas, da viscosidade do líquido e das massas específicas das partículas e do líquido.

$$V_s = \frac{g \cdot (\rho_p - \rho_w) \cdot D_p^2}{18 \cdot \mu} \quad (2.6)$$

No caso de ocorrer outras faixas do número de Reynolds, o coeficiente de arraste (C_d) assume novos valores e podem ser expressos pela **Equação 2.7** (JORDÃO E PESSÔA, 2011). Na **Tabela 2.3** são indicados os valores das constantes b e n para diferentes faixas de NR.

$$C_d = \frac{b}{NR^n} \quad (2.7)$$

Onde:

B, n = Constantes da expressão em função das faixas de aplicação do número de Reynolds (N_{Re}).

Tabela 2.2: Expressões aproximadas do regime de escoamento em função do número de Reynolds (N_{Re})

Região do NR	b	n	Expressão Aproximada $C_d = \frac{b}{(N_{Re})^n}$
Regime de fluxo laminar (Lei de Stokes) $NR < 1$	24	1	$\frac{24}{N_{Re}}$
Regime de fluxo intermediário $1 < NR < 1000$	18,5	0,6	$\frac{18,5}{(N_{Re})^{0,6}}$
Regime de Fluxo Turbulento (Lei de Newton) $NR > 1000$	0,4	0	0,4

Fonte: Jordão e Pêsoa, 2011.

2.4.2.1.1. Taxa de Escoamento Superficial

A velocidade de sedimentação da partícula pode ser usada como base no dimensionamento da sedimentabilidade. A idéia chave é encontrar o menor limite na velocidade de sedimentação para a partícula sedimentar antes de alcançar a saída do decantador. Considere-se o comportamento do tanque de decantação ideal conforme a **Figura 2.6**.

Figura 2.6: Comportamento da sedimentação em um tanque de decantação ideal.



Legenda:

V_c - Velocidade de projeto para o decantador
(taxa de escoamento superficial)

V_p - Velocidade da partícula

Fonte: Metcalf & Eddy, 2005.

A taxa de escoamento superficial ideal no tanque de sedimentação pode ser encontrada com a **Equação 2.8**:

$$\mathbf{T_s} = \frac{V_b}{Q_a} = \frac{A \cdot h_b}{Q_a} \quad (2.8)$$

Onde:

T_s - Taxa de escoamento superficial ($m^3/m^2 \cdot d$)

V_b - Volume da base do decantador (m^3)

h_b - Altura da base do decantador (m)

Q_a - Vazão afluyente (m^3/d).

A = Área do decantador (m^2)

A velocidade de sedimentação mínima para uma partícula (entrando na base até a altura h) para sedimentar é assim dada pela **Equação 2.9**:

$$\mathbf{V_{min}} = \frac{h_b}{T} = \frac{Q_a}{A_d} \quad (2.9)$$

Onde:

v_{min} - velocidade de sedimentação mínima (m/d)

T - Tempo de Permanência (d)

A relação Q/A também é denominada como taxa de escoamento superficial e é um dos parâmetros fundamentais para o dimensionamento de tanques de sedimentação. No entanto, essa relação deve ser considerada somente como um cálculo estimativo para um tanque de sedimentação de funcionamento normal.

A prática de ensaios experimentais é uma boa alternativa para compensar situações não ideais dos tanques de sedimentação. A determinação mais simples e aproximada da capacidade de sedimentação pode ser feita com auxílio de um cone Imhoff ou uma proveta milimétrica de 1 litro: enche-se o cilindro de 1 litro e cronometra-se o tempo t levado para sedimentar o lodo desejado; anota-se a altura h correspondente entre o nível d'água no cilindro

e o nível do lodo formado; obtém-se a velocidade de sedimentação ($v = \frac{h}{t}$) (Jordão & Pessoa, 2011)

2.4.2.2. Sedimentação Floculenta

Da mesma forma que a sedimentação discreta, a sedimentação floculenta também se encontra sob a forma diluída no líquido, porém, as mesmas floculam durante a sedimentação, se aglomerando e adquirindo diferentes tamanhos, formas e pesos (JORDÃO & PESSOA, 2011). A floculação ocorre na medida em que há oportunidade para contato entre as partículas e varia de acordo com as características geométricas e operacionais do decantador, tais como a taxa de escoamento superficial, profundidade do tanque, gradientes de velocidade no sistema, concentração de partículas e o alcance de tamanho de partículas (METCALF & EDDY, 2005).

Na sedimentação floculenta, a trajetória das partículas é curva, já que elas aumentam sua velocidade sedimentação na medida em que ganha tamanho e peso (Jordão & Pessoa, 2011). Desta forma, não há modelos matemáticos para que possam prever a velocidade terminal na sedimentação floculenta, necessitando recorrer à experimentação.

O método mais comum de determinação da sedimentabilidade em suspensões floculentas pode ser feito em uma coluna de decantação com portas de amostragem inseridas em intervalos próximos a 0,5 m, conforme a **Figura 2.7** (METCALF & EDDY, 2005). O método é realizado da seguinte forma:

- Com diferentes intervalos de tempo, amostras são retiradas para as portas e analisadas para sólidos suspensos. A duração do teste equivale ao tempo de permanência do decantador;
- O percentual de remoção é computado para cada amostra analisada e plotada em função do tempo e da profundidade. As curvas de percentual de remoção são mostradas na **Figura 2.7**.
- Na conclusão do teste de sedimentabilidade, o material sedimentado acumulado no fundo da coluna é retirado, o conteúdo líquido remanescente é misturado e a concentração de sólidos é medida;
- Com os dados de sólidos suspensos das diferentes alturas, calcula-se o percentual de remoção em cada profundidade.

Com base na **Figura 2.6**, a taxa de escoamento superficial para diferentes velocidades de sedimentação é determinada anotando-se o valor da intersecção das curvas no eixo x. Assim, adota-se a **Equação 2.10**:

$$v_s = \frac{H_{cd}}{t_r} \quad (2.10)$$

Onde:

V_s - Velocidade de Sedimentação (m/h)

H_{cd} - Altura da coluna de decantação (m).

t_r - Tempo de permanência requerido para um dado grau de remoção de sólidos (min)

A fração de partículas removidas é dada pela **Equação 2.11**:

$$R\% = \sum_{h=1}^n \left(\frac{\Delta h_n}{H_{cd}} \right) \cdot \left(\frac{R_n}{2} + \frac{R_{n+1}}{2} \right) \quad (2.11)$$

Onde:

$R\%$ - Remoção De Sólidos Suspensos Totais %

n - Numero de curvas percentuais de remoção (m)

Δh_n - Distância entre as curvas de igual percentual de remoção, (m)

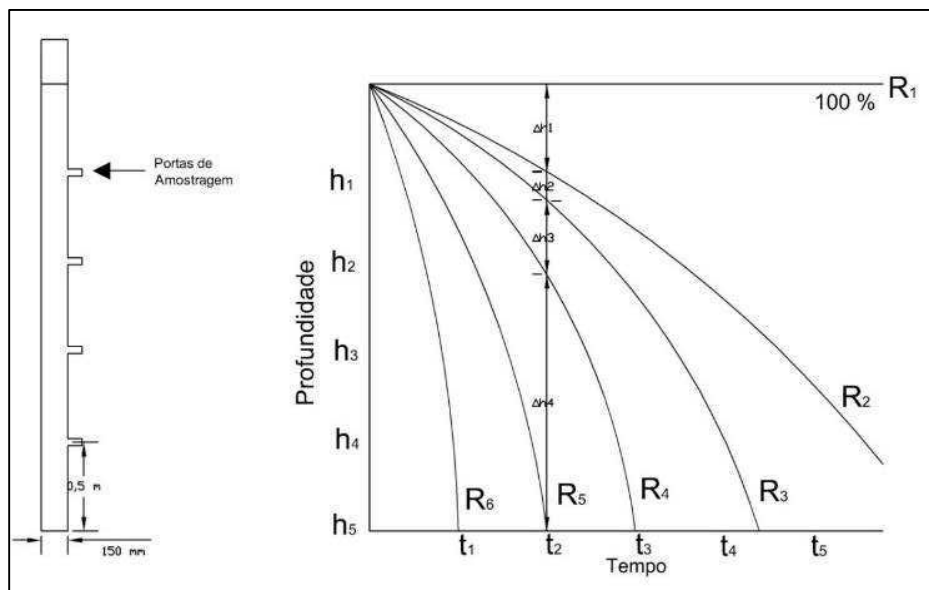
H_{cd} - Altura total de coluna de decantação (m)

R_n - Curva percentual de remoção “n”

R_{n+1} – Percentual da curva “n + 1”

A vantagem deste método é possibilidade de obter dados em diversas profundidades de sedimentação. A percentagem de remoção é obtida usando a curva dada na **Figura 2.7**.

Figura 2.7: Coluna de decantação e curvas de sedimentação para partículas flocculentas.



Fonte: METCALF & EDDY, 2005.

2.4.2.3. Sedimentação Zonal

A sedimentação zonal ocorre por causa da alta concentração de partículas e da similaridade de suas propriedades físicas. Nesse aspecto, todas as partículas se interligam e sedimentam em uma mesma velocidade e as forças físicas interagem em todo o conjunto, fazendo com que a sedimentação tenha comportamento zonal (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999).

Em sistemas que possuem alta concentração de sólidos, os quatro tipos de sedimentação podem ocorrer, o que vai depender é a concentração de sólidos suspensos no líquido. A transição entre a sedimentação de partículas discretas e floculentas, e a sedimentação zonal e de compressão, ocorre quando a concentração está em torno de 0,5 a 1 g/l (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999). Na maioria dos sistemas, a concentração de sólidos em sistemas de lodo ativado está na faixa entre 1,5 a 2,0 g/L, o que garante as condições de sedimentação em zona no final do tratamento (CATUNDA *et al.*, 1989).

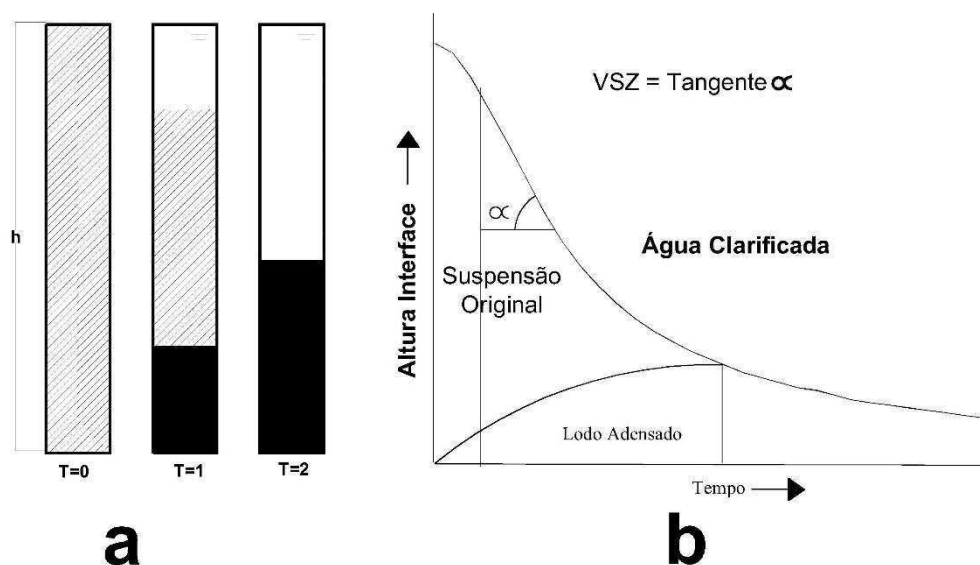
O fenômeno da sedimentação em zona pode ser observado através de ensaios experimentais. O teste mais tradicional é feito a partir da introdução de um conteúdo uniforme de líquido com suspensões sólidas em uma coluna de decantação conforme a **Figura 2.8a**. No decorrer do ensaio, os seguintes comportamentos podem ser observados (CATUNDA *et al.*, 1989; METCALF & EDDY, 2005):

- a) Uma interface bem definida se torna visível alguns minutos após o início do teste, separando a fase líquida sem sólidos suspensos (sobrenadante) na parte superior e os sólidos suspensos em sedimentação na parte inferior;
- b) Na camada abaixo da interface sobrenadante/suspensão, as partículas sedimentam-se com velocidade uniforme e constante de modo que a interface se desloca com essa mesma velocidade;
- c) Simultaneamente no fundo do decantador, uma camada de partículas é formada no fundo da coluna de decantação, possuindo uma alta concentração de sólidos (Adensamento). A concentração de sólidos dessa camada adensada aumenta continuamente durante o tempo de sedimentação, até o momento em que a interface sobrenadante/sólidos da sedimentação

zonal alcança a sua parte superior. Em contrapartida, a velocidade de deslocamento sobrenadante/sólidos diminui gradativamente.

A **Figura 2.8b** mostra uma curva de sedimentação obtida após o teste de sedimentação, descrevendo a altura do deslocamento da interface sobrenadante/suspensão em função do tempo. Considera-se a velocidade de sedimentação zonal, a parte linear da curva, ou seja, a parte em que houve maior deslocamento uniforme durante o tempo de sedimentação.

Figura 2.8: Representação esquemática do teste para determinar VSZ (a) e curva típica da interface sobrenadante/suspensão (b) de uma batelada de lodo ativado



Fonte: Catunda *et al*, 1989

2.4.3. Metodologias para determinar a Sedimentabilidade em Zona

Para projetos de sistemas de lodo ativado e mais especificamente da unidade de separação de sólidos, é necessário conhecer a sedimentabilidade do lodo, de modo a estabelecer sua qualidade em termo de separação da fase líquida. Para tanto, é necessário adotar metodologias que possibilitem a avaliação da qualidade do lodo, de modo a gerar dados que reflitam o verdadeiro comportamento da sedimentação nos sistemas.

A determinação das condições de sedimentabilidade do lodo pode ser realizada por meio de testes de sedimentação como do Índice Volumétrico de Lodo (IVL₃₀) e da velocidade de sedimentação zonal (VSZ). Nos tópicos a seguir, serão as duas metodologias adotadas para a determinação da sedimentabilidade em sistemas de lodo ativado.

2.4.3.1. Índice Volumétrico de Lodo – IVL₃₀

Na primeira tentativa de se quantificar a sedimentabilidade de lodo, Mohlman (1934), foi propôs o índice volumétrico de lodo (IVL), que é a razão entre o volume ocupado por 1L de lodo depois de 30 minutos de sedimentação tranquila e a concentração inicial de sólidos suspensos, conforme pode ser observado na **Equação 2.12**:

$$IVL_{30} = \frac{V_{IVL}}{X_t} \quad (2.12)$$

Onde:

IVL₃₀ - índice volumétrico de lodo (mL/g)

V_{IVL} - volume de sólidos em suspensão ocupados depois de 30 minutos de sedimentação de 1 L de lodo (mL/L)

X_t - concentração inicial do lodo (mg/L)

Considerando a metodologia de IVL₃₀ para caracterizar as condições de sedimentabilidade em sistemas de lodo ativado, Pessoa e Jordão (2011) apresentaram valores qualitativos, conforme pode ser observado na **Tabela 2.4**. Contudo, os mesmos autores não recomendam o uso do quadro para uso comparativo de diferentes ETE, uma vez que os valores podem variar de acordo com as características e as concentrações de sólidos em suspensão no tanque de aeração.

Tabela 2.3: Condições de sedimentabilidade e o IVL.

IVL	Condições de sedimentabilidade	Características do efluente
< 50	Perfeita	Sem turbidez
50 – 100	Boa	Bom
100 – 200	Tolerável	Perigo de intumescimento
200 – 400	Má	Lodo
> 400	Praticamente impossível	Perda total de lodo

Fonte: PESSOA E JORDÃO, 2011.

Como o teste do IVL é muito simples, ele tem grande aplicação prática no tratamento de águas residuárias. Entretanto, a sua utilidade para quantificar a sedimentabilidade de lodo é limitada. O sua principal desvantagem é que o seu valor depende acentuadamente da concentração inicial dos sólidos em suspensão. Por esta razão, o valor numérico do IVL não dá informação clara sobre a sedimentabilidade do lodo.

Numa tentativa de eliminar a influência da concentração dos sólidos em suspensão, Stobbe (1964) desenvolveu o índice volumétrico de lodo diluído (IVLD). Este teste se baseia na observação experimental que, quando o volume final de lodo no teste é menor que 200 ml, o resultado tende a ser independente da concentração inicial. White (1975) desenvolveu o índice volumétrico do lodo agitado (IVLA) definido como o volume de lodo por unidade de massa de sólidos suspensos determinado numa proveta de 1 l após 30 minutos de decantação aplicando-se agitação mecânica suave durante a sedimentação. Com a aplicação de agitação os erros experimentais do teste, tais como flotação de sólidos suspensos e efeito parede, foram reduzidos no entanto, não eliminou a influência da concentração inicial de sólidos sobre o resultado do teste.

2.4.3.2. Constantes de Vesilind

De modo a eliminar a limitação decorrente no método IVL₃₀ para caracterizar as características físicas do lodo, Vesilind (1968) propôs a quantificação da sedimentabilidade de lodo a partir da sua velocidade de sedimentação em zona e sugeriu a **Equação 2.13**, conforme pode ser observado abaixo:

$$v = v_0 \cdot e^{-k \cdot X_t} \quad (2.13)$$

Onde:

v - Velocidade de sedimentação em zona (m/h)

k, v₀ - Constantes de sedimentabilidade.

As constantes k e v₀ são ligadas a propriedades mecânicas de lodo: a constante v₀ representa a velocidade de sedimentação que o lodo poderia ter se estivesse tão diluída que as partículas sedimentariam individualmente (sedimentação não estorvada). A constante k representa a compressibilidade do lodo: quanto maior o valor de k, mais difícil é obter uma concentração elevada mediante sedimentação.

Van Haandel & Marais (1999) estabeleceu uma classificação de lodo conforme as constantes k e v₀ para sistemas de lodo ativado no tratamento de esgoto doméstico. Na **Tabela 2.5** são apresentados os parâmetros de qualificação da sedimentabilidade de lodo ativado no tratamento de esgoto doméstico.

Tabela 2.4: Parâmetros de qualificação da sedimentabilidade de lodo ativado no tratamento de esgoto doméstico de acordo com as constantes de Vesilind.

Classificação	k		v ₀
	L/g		m/h
Boa	0,31		11
Média	0,36		9,5
Ruim	0,46		6

Fonte: VAN HAANDEL & MARAIS, 1999.

Pesquisas realizadas por Consentino *et al.* (2005); Figueiredo *et al.*, (2006) e Sales (2013) mostram que a validade da equação de Vesilind vai muito além dos lodos aeróbios gerados em sistemas de lodo ativado e também vale para lodos anaeróbios floculento de reatores UASB para tratamento de esgoto e mesmo de lodo anaeróbio granulado tratamento de vinhoto. A **Tabela 2.6** mostra resultados típicos obtidos com diferentes lodos. Também está calculada a concentração que é factível para uma velocidade de sedimentação de 1 m/h, que é a ordem de grandeza da velocidade de sedimentação em muitos sistemas de tratamento. Os números indicam que o valor das constantes de Vesilind tem grande influência sobre a concentração de lodo que pode ser mantido em um sistema de tratamento. Como o volume do sistema de tratamento é inversamente proporcional com a concentração de lodo, o valor das constantes também tem grande influência sobre o custo do sistema de tratamento. Conclui-se que é importante que se disponha de um método experimental para determinar as constantes de Vesilind.

Tabela 2.5: Resultados típicos das constantes de Vesilind para diferentes tipos de lodo.

Tipo de lodo	k			v ₀			X _t (g/L) para v = 1 m/h		
	min	méd	max	min	méd	max	min	méd	max
LA- fluxo contínuo	0,3	0,4	0,5	12	9	6	8	5	4
LA –RBS	0,1	0,2	0,3	20	15	10	30	14	8
UASB - floculento	0,08	0,12	0,15	20	15	10	37	23	15
UASB - granulado	0,02	0,035	0,05	20	15	10	150	77	46

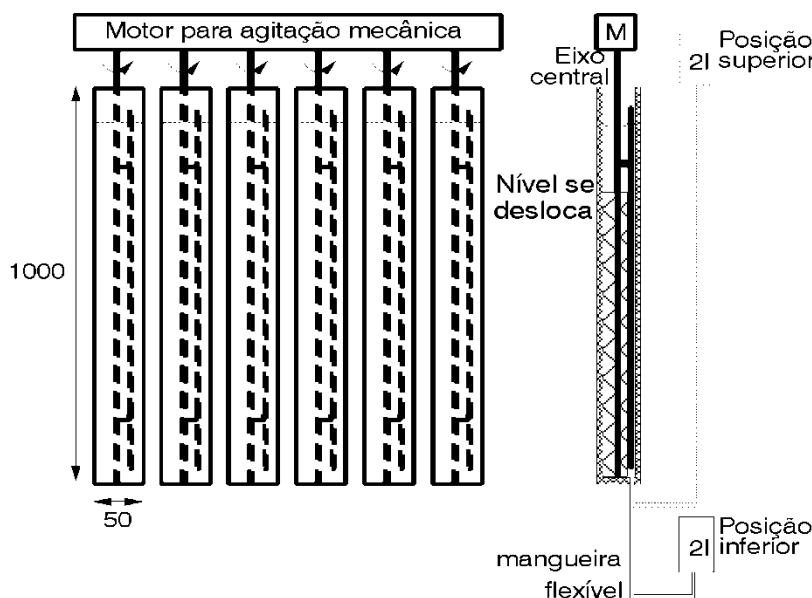
Fonte: Adaptado de Consentino *et al.*, (2005); Figueiredo *et al.*, (2006) e; Sales (2013)

2.4.3.2.1. Sedimentabilidade Estática

De modo a avaliar as propriedades físicas do lodo a partir de constantes de sedimentabilidade, White (1975) propôs o método estático, que posteriormente foi melhorado por Van Haandel e Marais (1999). A **Figura 2.9** mostra esquematicamente o método estático: Numa coluna de decantação transparente se observa a interface sobrenadante-lodo em função

do tempo para diferentes concentrações enquanto se aplica suave agitação do conteúdo da coluna de decantação.

Figura 2.9: Representação esquemática do método estático para a determinação das constantes de Vesilind.



Teste estático

Fonte: VAN HAANDEL & MARAIS, 1999.

Nas **figuras 2.10 e 2.11** são apresentados o deslocamento do nível da interface sólido/líquido em função do tempo para diferentes concentrações e o diagrama semilogarítmico da velocidade de sedimentação em função da concentração. A velocidade de sedimentação é calculada como a declividade da parte linear da curva da altura da interface em função do tempo como indica a **Figura 2.10**. Ao se executar este teste em vários cilindros com diferentes concentrações pode se obter valores da velocidade de sedimentação em função da concentração de lodo e ao plotar esta relação num diagrama semi-logarítmico como na **Figura 2.10** se obtém uma reta uma vez que esta relação é dada pela **Equação 2.14**, conforme a seguir:

$$\ln(v) = \ln(v_0) - k * X_t. \quad (2.14)$$

Portanto, determina-se o valor da constante k como a declividade da reta e da constante v_0 como a intersecção da reta com a ordenada.

Figura 2.10: Deslocamento do nível da interface em função do tempo para diferentes concentrações.

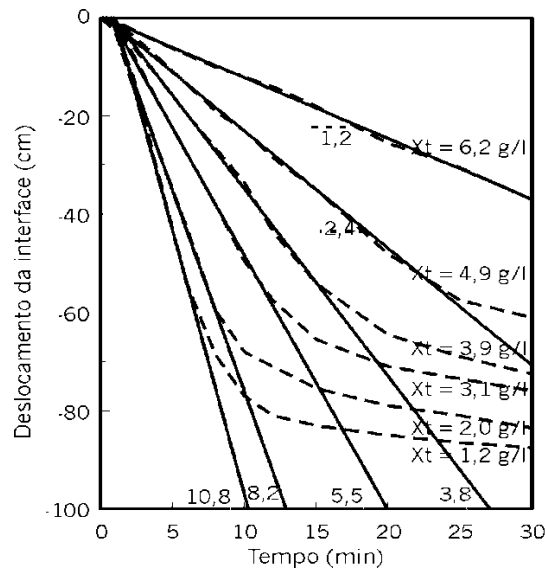
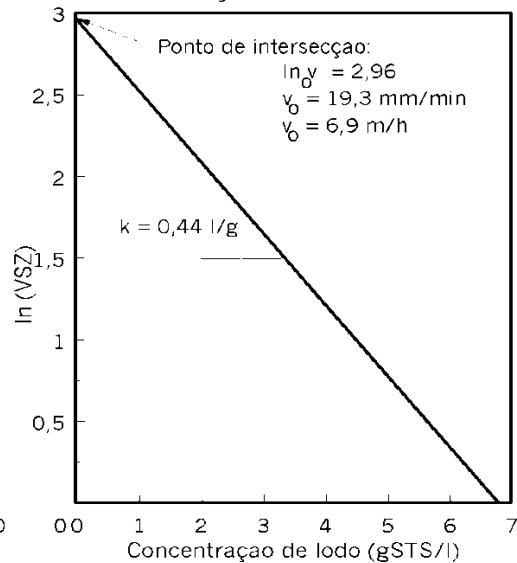


Figura 2.11: Diagrama semilogarítmico da velocidade de sedimentação em função da concentração.



Fonte: VAN HAANDEL & MARAIS, 1999.

2.4.3.2.2. Sedimentabilidade Dinâmica

O método dinâmico foi sugerida por Leitão *et al.* (2004) propondo uma maneira mais simples para determinar a sedimentabilidade do lodo. No método dinâmico representado na **Figura 2.12**, se coloca uma determinada massa conhecida de lodo num cilindro e se aplica uma velocidade ascendente de água. Como resultado da força de arraste do líquido que sobe há uma expansão de lodo, até que se estabeleça um equilíbrio entre a velocidade de subida do líquido e a velocidade de sedimentação dos sólidos, conforme pode ser visto na **Equação 2.15**:

$$V_{as} = Q_l / A_c = v = v_0 \cdot e^{-k \cdot X_t} \quad (2.15)$$

Onde:

V_{as} - velocidade ascensional do líquido (m/h)

Q_l - vazão de água ou efluente aplicada (l/h)

A_c - área da coluna de decantação (m²)

Se o equilíbrio se estabelece numa altura H a concentração de lodo para esta altura pode ser determinada pela **Equação 2.16**:

$$X_t = M / V_L = \frac{X_0 \cdot V_L(0)}{(H_{cl} \cdot A_{cd})} \quad (2.16)$$

Onde:

M - Massa de lodo utilizado no teste (g)

X_0 - Concentração inicial do lodo na amostra composta utilizada no experimento (g/L).

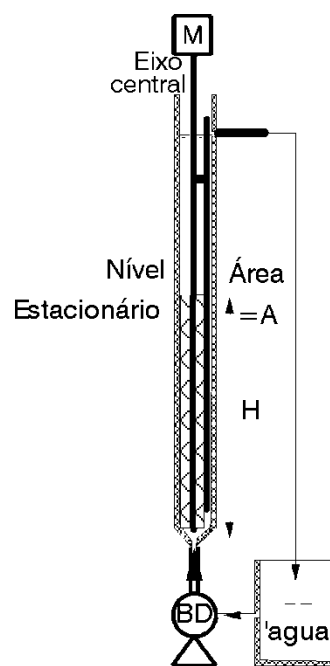
$V_{L(0)}$ - Volume da amostra de lodo utilizado no teste.

V_1 - Volume do lodo quando se estabelece o equilíbrio (L)

H_{cl} - Altura da camada com lodo (m)

A_{cd} - Área transversal da Coluna de decantação (m^2)

Figura 2.12: Representação esquemática do método dinâmico para a determinação das constantes de Vesilind.



Teste dinâmico

Fonte: VAN HAANDEL & MARAIS, 1999.

Ao se aplicar diferentes valores da vazão Q e obtendo-se os valores correspondentes de v e X_t e semelhantemente a **Figura 2.11** se constrói o diagrama semi-log e se calcula os valores de k e v_0 . Naturalmente se espera que os valores obtidos com o método dinâmico sejam iguais àqueles obtidos com o método estático, uma vez que baseiam na mesma equação básica de Vesilind.

2.4.4. Parâmetros que influenciam no método Estático

Na prática experimental para determinar a sedimentabilidade de lodo ativado, alguns aspectos operacionais devem ser considerados, de modo que o resultado dos testes representem de maneira mais fiel possível as características mecânicas do lodo nas condições reais de operação

dos sistemas de lodo ativado. Os aspectos que normalmente podem influenciar no teste de sedimentabilidade estão relacionados ao tempo de realização experimental, as dimensões da coluna de decantação e a aplicação de agitação (AISSE, 1985).

Em relação ao tempo de realização experimental, é observado que a duração do teste deve ser suficiente para se descrever o comportamento linear da sedimentação do lodo, conforme é descrito na **Figura 2.10**. O tempo de realização experimental depende basicamente da concentração de lodo adotada no teste e da coluna de decantação, podendo variar de 30 a 120 minutos (POVINELLI & AISSE, 1987; CATUNDA *et al.*, 1989; VANDERHASSELT & VERSTRAETE, 1999).

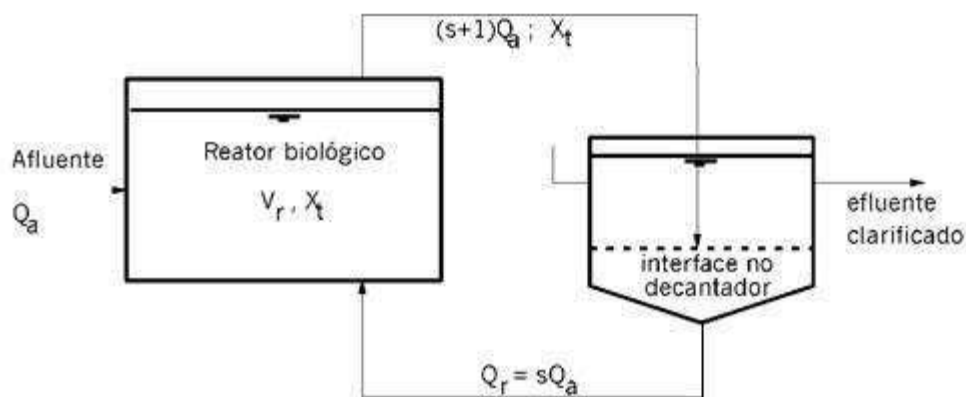
Nas colunas de sedimentação considera-se que as dimensões devem ser suficientes para caracterizar experimentalmente a velocidade de sedimentação de uma forma representativa. Na literatura é possível encontrar diferentes dimensões para colunas de decantação com diâmetros variando de 5 a 20 cm e altura de 0,7 a 3 m (VESILIND, 1968; CATUNDA *et al.*, 1989; CHO *et al.*, 1993; VANDERHASSELT & VERSTRAETE, 1999; ZHANG, 2006; GUOA *et al.*, 2009; PIRO *et al.*, 2011).

O uso da agitação da coluna de lodo na determinação experimental da sedimentabilidade é adotado para minimizar os possíveis erros experimentais que possam influenciar no resultado final do teste decorrentes das características mecânicas do lodo, como por exemplo, caminhos preferenciais, a formação do fenômeno de pistonamento na manta de lodo e o fenômeno de flotação (VESILIND, 1968). Esse fenômeno foi percebido no trabalho realizado por Barbosa e Souza (1998) para caracterizar a sedimentabilidade em sistemas de lodo ativado com remoção de nutrientes que adotou uma instalação experimental sem agitação do licor misto no momento do teste e verificou a flotação de boa parte do lodo devido ao processo de desnitrificação do nitrato disponível no licor misto. Neste contexto, é indispensável o uso de motores de baixa rotação para promover uma agitação suave da coluna de lodo, mas sem influenciar nos resultados de sedimentação. Na literatura, são encontrados diversos trabalhos com o uso de agitação nos testes de determinação, com velocidades variando de 1 rpm a 6 rpm (AISSE & POLIVINELLI, 1987; CATUNDA *et al.*, 1989; CHO *et al.*, 1993).

2.5 Sedimentação em Decantadores Contínuos

Os decantadores secundários de sistemas de lodo ativado são responsáveis pelo tratamento físico do conteúdo do reator após o tratamento biológico. O seu funcionamento se dá regime contínuo, recebendo uma vazão de lodo misto, retornando parte dessa vazão com lodo de retorno (mais concentrado que o licor misto) e descarregando o efluente clarificado. Na **Figura 2.13** é apresentado um esquema de lodo ativado com um decantador secundário.

Figura 2.13: Representação Esquemática de um sistema de lodo ativado com um decantador secundário.



Q_a - Vazão Afluente
 V_r - Volume do reator
 X_t - Concentração de Sólidos
 Q_r - Vazão de recirculação
 s - Fator de recirculação

Fonte: VAN HAANDEL & MARAIS, 1999.

De acordo Van Haandel & Marais (1999), a sedimentação em um decantador contínuo pode ser explicado a partir das seguintes suposições:

a) A vazão de entrada no decantador é a soma da vazão afluyente (Q_a), que a princípio se supõe ser contínua, e a vazão de lodo de retorno Q_r . Os fluxos de sólidos que entram e saem por unidade de tempo são dadas pelas **Equações 2.17 e 2.18**, conforme a seguir:

$$\text{Entrada: } (Q_a + Q_r) \cdot X_t \quad (2.17)$$

$$\text{Saída: } (Q_r \cdot X_t) \quad (2.18)$$

Considerando que não haverá acumulação de sólidos no decantador, de modo que o fluxo de entrada e saída sejam iguais, obtém-se a **Equação 2.19**:

$$(Q_a + Q_r) \cdot X_t = Q_r \cdot X_r \rightarrow X_t = \frac{X_t(s+1)}{s} \quad (2.19)$$

Onde:

X_r - Concentração de lodo de retorno (g/L)

s - Fator de recirculação (Q_r/Q_a)

b) O decantador possui fluxo vertical e a vazão de entrada é distribuída de maneira uniforme em uma determinada altura do decantador. Uma interface com sobrenadante livre de sólidos se forma na região superior do decantador, enquanto outra interface com uma alta concentração de lodo em fase de sedimentação se forma na região inferior do decantador. Na região superior, a velocidade ascensional do líquido sobrenadante é igual à taxa de escoamento superficial do decantador, conforme a **Equação 2.8**:

Na região inferior, o líquido possui uma velocidade descensional, que é decorrente da sucção de lodo pela bomba de recirculação instalada no fundo do decantador. Essa velocidade é calculada pela razão entre a vazão de lodo de retorno e a área superficial do decantador (A), conforme a **Equação 2.20**.

$$u = \frac{Q_r}{A} = \frac{s \cdot Q}{A} \quad (2.20)$$

Onde:

u = velocidade descensional da fase líquida do licor misto em sedimentação devido a sucção de lodo pela bomba de recirculação no fundo do reator (m/h).

c) Em conjunto com a velocidade descensional da fase líquida na parte inferior do decantador também existe a velocidade de sedimentação dos sólidos suspensos na fase líquida. Esta velocidade pode ser encontrada pela Equação de Vesilind, conforme pode ser observado na **Equação 2.13**.

d) No interior do decantador a velocidade de deslocamento de sólidos é calculada pela soma da velocidade de sedimentação (v) e da velocidade descensional do líquido (u). Definindo-se agora o fluxo de sólidos como a massa de lodo por unidade de tempo, tem-se a **Equação 2.21**:

$$F = X \cdot (v + u)$$

$$F = F_v + F_u$$

$$F = X \cdot \left(v_0 \cdot e^{-k \cdot X_t} + \frac{s \cdot Q_a}{A} \right) \quad (2.21)$$

Onde:

F = Fluxo de sólidos que passa num determinado nível do decantador (gSST/m².h)

X = Concentração de Sólidos em Suspensão (g/L)

F_v = Fluxo de sólidos devido à sedimentação (gSST/m².h)

F_u = Fluxo de sólidos devido à abstração de lodo de retorno (gSST/m².h).

e) A taxa de aplicação de sólidos é definida como a massa de sólidos suspensos no licor misto que entra no decantador por unidade de tempo e por unidade de área superficial e pode ser calculada pela **Equação 2.21**.

$$F_{sol} = X_t (s + 1) \cdot \frac{Q_a}{A} \quad (2.22)$$

Onde:

F_{sol} = taxa de aplicação de sólidos (kgSST.m².h)

f) Para que o decantador funcione em boas condições de operação, é necessário que a taxa de aplicação não seja superior ao fluxo de sólidos (F) para nenhum nível entre a entrada de licor misto e a saída do lodo de retorno. Caso contrário, os sólidos serão transportados da entrada para a saída do decantador. Entretanto, se a taxa de aplicação de sólidos for maior que o fluxo de sólidos em algum nível no decantador, então nesse nível nem todos os sólidos passarão e haverá, nesse caso, a acumulação de sólidos no decantador e, conseqüentemente, a descarga de sólidos junto com o efluente. A condição básica para o funcionamento do decantador pode ser formulada pela **Equação 2.23**:

$$F = F_v + F_u > F_{sol} \text{ para } X_t < X < X_r \quad (2.23)$$

2.5.1. Dimensionamento dos Decantadores Secundários

Para o dimensionamento do decantador para fins de clarificação, empregam-se as **Equações 2.24, 2.25 e 2.26** (Van Haandel & Marais, 1999):

$$V_d = s_f \cdot \frac{Q_d}{T_{sm}} \cdot H_d \quad (2.24)$$

$$T_{sm} = v_0 \cdot e^{-k \cdot X_t} \quad (2.25)$$

$$\frac{s+1}{24} < v_d < 3 \cdot \frac{s+1}{24} \quad (2.26)$$

onde:

V_d - Volume do decantador (m^3)

H_d - Profundidade do decantador (m)

T_{sm} Taxa de escoamento superficial máxima (m/d)

s_f - Fator de segurança

É estabelecido um fator de segurança para que se permitam variações ocasionais no funcionamento do decantador e uma profundidade média para o decantador, sendo normalmente adotado na prática valores entre 2 e 3 para s_f e 4 m para H_d . A taxa de escoamento superficial máxima T_{sm} (Equação 2.26) obedece a **Equação 2.23**, não permitindo o arraste de lodo junto com o efluente líquido e garantindo um efluente livre de lodo. O valor de v_d é igual ao tempo nominal de permanência do líquido e deve estar no intervalo entre 1 a 3 horas, de modo a evitar problemas hidráulicos no decantador. Deste modo, a aplicação da **Equação 2.27** torna-se necessária para ajustar v_d aos valores limitantes.

2.6 Adensadores de Lodo

Essa unidade tem a finalidade de reduzir o volume de sólidos através da remoção do excesso de líquido presente no lodo de descarte. A sua aplicação é adotada para facilitar o tratamento na próxima etapa, o digestor e/ou secagem.

De acordo com Jordao e Pessoa (2011), as unidades de adensamento de lodo podem ser usadas para compactar lodo em excesso de decantadores primários, secundários e digeridos, e possuem os seguintes benefícios: mistura de diferentes tipos de lodo; equalização da vazão; e clarificação do líquido removido, que pode retornar ao sistema ou ser descartado com efluente junto do decantador secundário.

O adensamento de lodo pode ser realizado através da gravidade, por processos mecânicos, tais como a flotação, centrifugação e filtros de esteira, ou por processos químicos, nesse caso a flotação. Na **Tabela 2.7** são apresentadas as principais tecnologias empregadas

para o adensamento de lodo e o teor de sólidos que se consegue reter com os mesmos no tratamento de lodo ativado. Dessas tecnologias, a mais usualmente empregada é o de adensamento gravitacional, devido a sua grande eficiência na retenção do lodo.

Tabela 2.6: Adensamento de lodo, teor de sólidos (%) para lodos secundários.

Operação	Faixa Usual	Valor Típico
Gravidade	2-6	6
Flotação	2 -5	4
Centrifugação	3-8	5
Adensamento em filtros de esteira	4-8	6

Fonte: Adaptado de Jordão e Pessoa, 2011.

Os adensadores de lodo por gravidade tem formato geométrico tipicamente circular, onde são recomendadas dimensões com diâmetro abaixo de 12 m, profundidade lateral entre 3 a 4 m e inclinação no fundo do adensador com maior inclinação do que os usualmente adotados em decantadores secundários (Jordão e Pessoa, 2011). Essas especificações são importantes para evitar problemas operacionais devido a formação de gases e o arraste de lodo.

Da mesma forma que nos decantadores secundários, o parâmetro fundamental para o dimensionamento se dá pela determinação da taxa de escoamento superficial, que deve ser feito de forma racional para evitar problemas operacionais. Para lodos secundários, é recomendado taxas de aplicação superficial entre 4 a 8 m³/m².d para garantir o bom funcionamento do adensador (METCALF & EDDY, 2005).

2.6.1. Dimensionamento do Adensador de Lodo

Para o dimensionamento do volume do adensador, Van Haandel & Marais (1999) propõe um método racional para cálculo, seguindo o seguinte roteiro:

A vazão de lodo de excesso que será descarregado no adensador depende da idade de lodo (R_s) do sistema de lodo ativado. A idade de lodo estipula a quantidade de lodo que será retirado diariamente do reator biológico, e pode ser definida como uma fração de $1/R_s$ da massa

de lodo do sistema que é descarregada como lodo de excesso. Portanto, adota-se a **Equação 2.27**:

$$mE_t = \frac{mX_t}{R_s} \quad (2.27)$$

Onde:

mE_t = massa de sólidos suspensos descarregados como lodo de excesso por unidade de DQO aplicada. (gSST/gDQO)

R_s – Idade de Lodo (d)

- Aplica-se a teoria do dimensionamento de decantadores de lodo por gravidade. Considerando que a concentração de sólidos na saída do fundo do adensador será elevada, a função limitante do adensador será o adensamento. O fluxo de sólidos será dado pelo fluxo limitante (**Equação 2.28**) e o fluxo de sólidos que entra no adensador por unidade de DQO aplicada será dado pela **Equação 2.29**:

$$F_l = X_r \cdot v_0 = X_r \cdot v_0 \cdot (k \cdot X_t - 1) \cdot \text{Exp}(-k \cdot X_t) \quad (2.28)$$

$$F_{sol} = \frac{mE_t}{a_{ad}} \quad (2.29)$$

Onde:

a_{ad} = área superficial do adensador por unidade de massa de DQO aplicada diariamente ($m^2/gDQO \cdot d$)

- Encontra-se o valor mínimo da área transversal para obter a concentração adensada X_{ra} , igualando as equações de fluxo de sólidos e fluxo mínimo, adotando-se a **Equação 2.30**:

$$a_{ad} = \frac{mE_t}{F_{sol}} = \frac{mE_t}{F_l} \quad (2.30)$$

- Calcula-se o volume do adensador, considerando o fator de segurança (S_f) e a profundidade lateral do mesmo pela **Equação 2.31**.

$$V_{ad} = s_f \cdot A_{ad} \cdot H_{ad} \quad (2.31)$$

Onde:

V_{ad} - Volume do Adensador (m^3)

H_{ad} - Altura do Adensador (m)

O fator de segurança que normalmente é empregado o valor “2” no dimensionamento de adensadores e uma profundidade lateral em torno de 4 metros.

2.6.2. Geometria do Decantador Secundário

Em relação ao formato geométrico de decantadores de esgotos sanitários, os formatos usualmente adotados são os de formato retangular e de formato circular. As vantagens e desvantagens de cada um dos formatos geométricos podem ser observadas na **Tabela 2.8**.

Tabela 2.7: Vantagens e desvantagens dos decantadores secundários de geometria circular e retangular.

Tipo de Decantador	Vantagens	Desvantagens
Circular	<ul style="list-style-type: none"> • O lodo sedimentado é removido do decantador em menos tempo • O sistema de raspagem do lodo é mais simples; • Fácil manutenção 	<ul style="list-style-type: none"> • Maior propensão a curtos circuitos; • Distribuição não uniforme das cargas de lodo no mecanismo coletor • Maior risco de arraste de lodo com o efluente.
Retangular	<ul style="list-style-type: none"> • Menor possibilidade de curtos-circuitos, devido ao escoamento que tende ao fluxo pistão; • Menor risco de arraste de lodo já sedimentado com o efluente; • Melhor distribuição da carga de lodo no próprio decantador 	<ul style="list-style-type: none"> • Maior tempo de detenção para o lodo sedimentado; • Menor eficiência nos casos de carga de sólidos muito elevada;

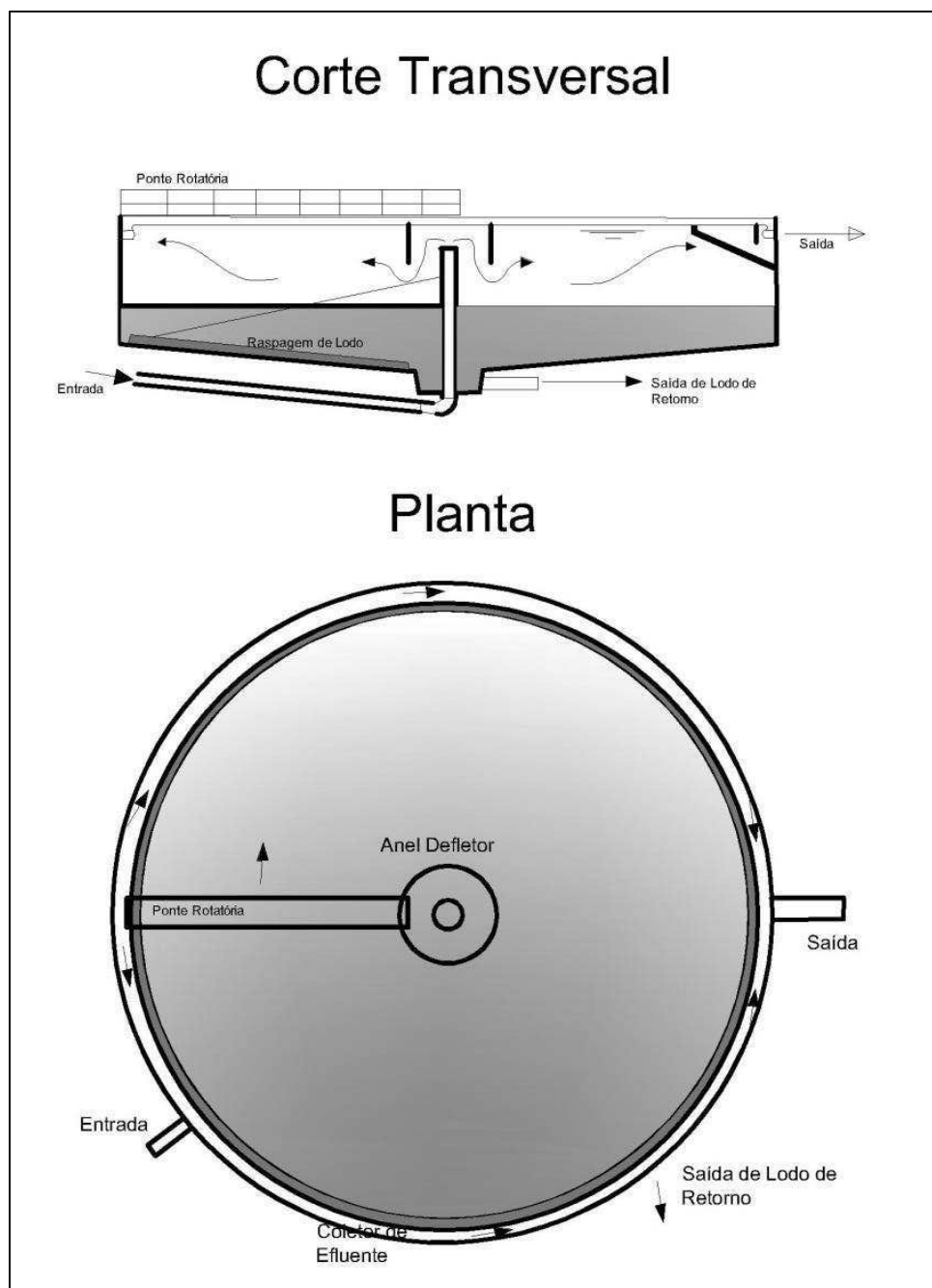
Fonte: Adaptado de Jordão e Pessoa, 2011.

No caso de lodos secundários, o formato geométrico mais comum de tanque para sedimentação aplicado para o tratamento físico de lodo biológico é de formato circular (**Figura 2.14**). Ele pode ser construído com diâmetros entre 3 a 60 m, embora os mais comuns alcancem de 10 a 40 m (METCALF & EDDY, 2005), profundidade lateral na faixa de 3 a 5 m e uma inclinação de fundo com declividade de 2 a 8° (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999).

De acordo com Van Haandel & Marais (1999), um típico decantador circular é composto pelos seguintes dispositivos:

- **Dispositivos de entrada** – A alimentação ocorre no centro do decantador, por meio de uma tubulação ascendente que é na parte superior circundada por um anteparo de cortina circular com diâmetro de até 20% de diâmetro do decantador. Esse anteparo também é chamado de anel defletor, cuja finalidade é dissipar a energia do líquido e garantir a distribuição homogênea do tanque;
- **Dispositivos de Saída** – A saída do efluente final se dá numa calha periférica, podendo ser no formato de vertedores triangulares ou retangulares. Há um retentor de espuma que evita a passagem de material flutuante (espuma, lodo) para as calhas. A descarga de efluente não deve exceder os 3 a 5 m³.h a cada metro de calha para evitar a formação de correntes que podem arrastar o lodo sedimentação junto com o efluente.
- **Dispositivo de saída de lodo de retorno:** Esse dispositivo se compõe de uma ponte sobre a superfície do decantador (Ponte Giratória) que gira com uma velocidade de rotação de 1 rph (rotação por hora) aproximadamente. Fixa à ponte e submersa no decantador, existe uma estrutura que provoca uma leve agitação ao licor misto, provocando um aumento da velocidade de sedimentação. Também acoplado a ponte, encontra-se um dispositivo de varredura que dirige o lodo decantado ao poço central, de onde é recirculado para o reator biológico;
- **Dispositivo de remoção de material flutuante:** Tem a função de remover material menos denso que água com auxílio de uma caixa de gordura instalada na superfície lateral interna do retentor de espuma. Um raspador superficial conectado a ponte giratória varre o material que flutua na superfície e o deposita na caixa de onde é encaminhado para a unidade de estabilização de lodo
- **Dispositivo de varredura de lodo decantado:** O dispositivo de varredura consiste em palhetas de aço montados numa ponte giratória que faz movimentos rotacionais a uma velocidade de 1 a 5 rph. Essas palhetas raspam o lodo presente no fundo do decantador e os direciona para o poço central, para posterior recirculação de lodo.

Figura 2.14: Esquema do Decantador Circular, (Corte e Planta)



Fonte: Adaptado de Von Sperling & Chernicharo, 2006.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Introdução

No presente capítulo estão descritos os aspectos experimentais adotados para atender aos objetivos do trabalho. A metodologia divide-se em duas partes:

- Operação de sistemas RBS (Unitário e Câmaras Dedicadas) e de fluxo contínuo (UCT), para estabelecer o desempenho e gerar lodos para determinar a sedimentabilidade;
- Aspectos metodológicos utilizados para avaliar a validade da equação de Vesilind e determinar as constantes de Vesilind, estudando os métodos estacionário e dinâmico para determinar k e v_0 e as condições operacionais do método estático, verificando a influência do diâmetro da coluna de decantação e da velocidade de agitação na determinação da sedimentabilidade.

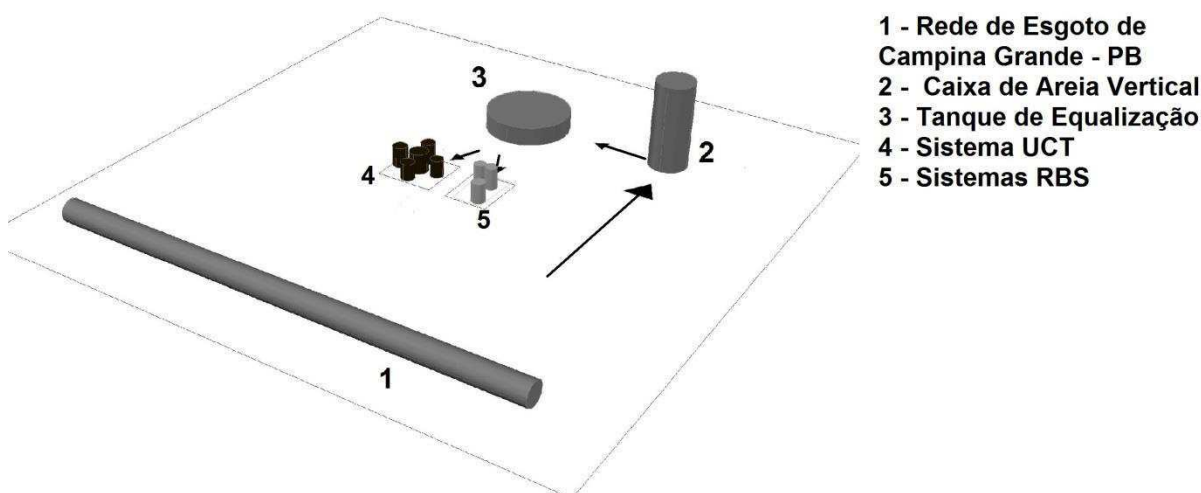
O desenvolvimento da pesquisa foi realizado na Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES), em Campina Grande - PB, numa área pertencente à Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), no laboratório do grupo de pesquisa do Programa de Saneamento Básico (PROSAB), no período de 11 meses.

3.2. Materiais

3.2.1. Caracterização dos Sistemas de Tratamento

Os sistemas de lodo ativado adotados nessa pesquisa foram instalados em uma área experimental específica para este fim (**Figura 3.1**), composta por um sistema de coleta de esgoto bruto da rede coletora de Campina Grande- PB, seguido de um pré-tratamento em uma caixa desarenadora vertical e por fim um tanque de equalização que armazenava o esgoto necessário para uso no experimento. Nessa área, foram instalados e operados três diferentes tipos de sistemas de lodo ativado, consistindo em dois de regime de batelada sequencial (RBS), um do tipo Unitário e outro do tipo Câmaras Dedicadas, e um sistema de fluxo contínuo UCT (University of Cape Town).

Figura 3.1: Sistema de alimentação dos sistemas experimentais (1 – captação; 2 - tratamento preliminar; 3 – Tanque de equalização; 4 e 5 - distribuição).



Fonte: O autor, 2014.

A distribuição do afluente armazenado foi feita de forma diferenciada para os sistemas RBS e UCT. Nos sistemas RBS a distribuição de alimentação ocorreu por meio de um conjunto de pequenas bombas de tipo Pcx-a (**Figura 3.2**), que bombeava o esgoto do tanque de equalização para pequenas caixas de amortecimento (volume de 9 litros) acima de cada reator. Já no sistema UCT, o esgoto era introduzido diretamente no tanque de equalização para o reator através de bombas dosadoras de ajuste manual da vazão de modelo Serie DLX (**Figura 3.3**) da marca Prominent.

Figura 3.2: Bomba utilizada para alimentação dos sistemas RBS.



Fonte: O autor, 2014

Figura 3.3: Bomba dosadora para alimentação do sistema UCT.



Fonte: O autor, 2014

Para promover a aeração de cada sistema, foram instalados compressores de aeração de ar modelo (Air Compressor, BOYU), com capacidade para 50 L/min, com motor eletromagnético e potência de 35W, pressão máxima de 0,028 MPa, como mostra a **Figura 3.4**.

Figura 3.4: Aerador utilizado nos sistemas experimentais



Fonte: O autor, 2014

3.2.1.1. Sistemas de Lodo Ativado

Os sistemas de lodo ativado em escala de bancada foram instalados em diferentes períodos. Inicialmente, foram montados os sistemas RBS Unitário e Câmaras Dedicadas (que se iniciou em novembro de 2012) e posteriormente o sistema UCT (em abril de 2013). A causa do início antecipado dos sistemas RBS foi para realizar ajustes estruturais e operacionais no projeto, tais como tempo e quantidade ideal de ciclos, idade de lodo, vazão máxima de alimentação de esgoto, a aplicação de agitadores para promover a suspensão do lodo em períodos de hidrólise e, no caso do sistema Câmaras Dedicadas, ajustar a recirculação de licor misto entre os ambientes diferenciados. Feitos os ajustes de projeto dos sistemas RBS, procedeu-se a montagem do sistema UCT utilizando-se o mesmo modelo de projeto dos sistemas trabalhados por SILVA (2009) e SANTOS (2009), porém com algumas adaptações nas dimensões dos ambientes e nos equipamentos para o funcionamento operacional. Abaixo são descritos as características físicas e operacionais dos sistemas de lodo ativado trabalhados nesta pesquisa.

3.2.1.1.1. RBS Unitário

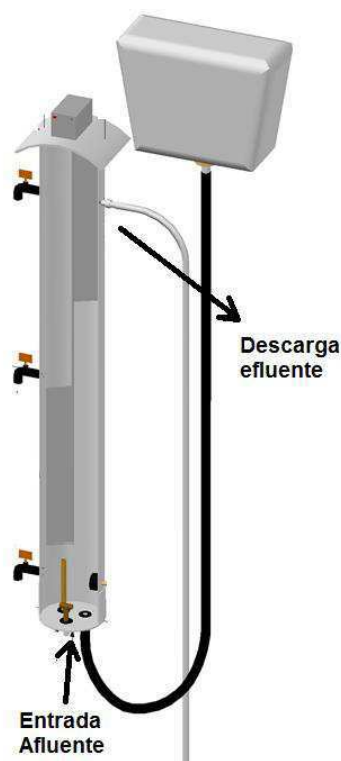
A representação esquemática e visual do sistema RBS Unitário em escala de bancada pode ser observado nas **Figuras 3.5 e 3.6**. O sistema era composto por um único reator, construído em PVC, com diâmetro de 150 mm, altura útil de 0,85 m e volume útil de 15 L e um

agitador de eixo central e com uma baixa velocidade de rotação (45 rpm) para promover a suspensão do lodo no licor misto no período de ausência de aeração.

Na parte superior do reator foi instalada uma caixa de amortecimento para receber o esgoto bruto bombeado do tanque de equalização e alimentar o sistema, por meio da força de gravidade. O sistema de alimentação do reator foi projetado para funcionar simultaneamente com o descarte do efluente tratado, onde a vazão de esgoto bruto era aplicada de forma ascensional, expulsando o efluente tratado pela descarga na parte superior do reator.

As divisões de tempo de cada etapa do tratamento eram coordenadas por um conjunto de temporizadores que determinaram o momento de cada componente funcionar.

Figura 3.5: Esquema do sistema RBS Unitário



Fonte: O autor, 2014

Figura 3.6: Foto do sistema RBS Unitário



Fonte: O autor, 2014

3.2.1.1.2. RBS Câmaras Dedicadas

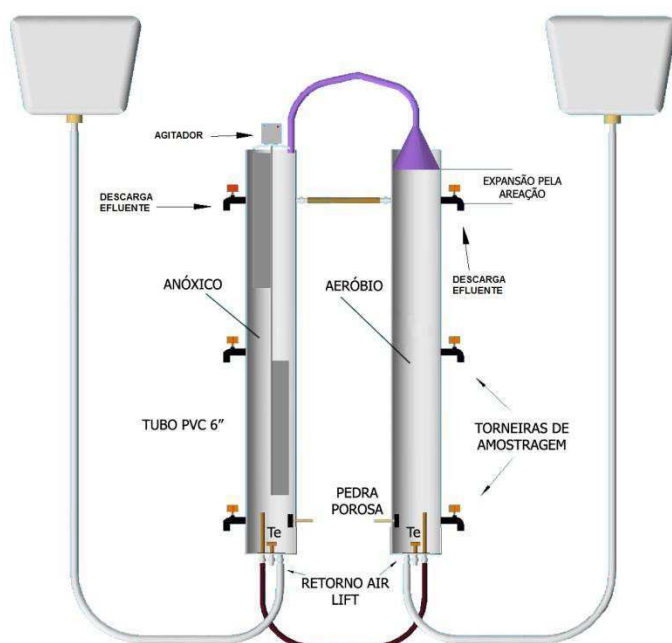
A representação esquemática e visual do sistema RBS com câmaras dedicadas para nitrificação e desnitrificação pode ser observada nas **Figuras 3.7 e 3.8**. O sistema era composto por dois reatores dedicados construídos com material em PVC, cada um com diâmetro de 150 mm, altura útil de 0,85 m e volume de 15 L, munido de um agitador de baixa rotação para

promover a suspensão do lodo no reator com ausência de aeração (**Figura 3.8**). Cada reator possui um ambiente distinto: no primeiro se promove a condição aeróbia e no segundo uma condição anóxica, ambos interligados na parte inferior e superior para promover a transferência de licor misto entre os ambientes.

O mecanismo de transferência de licor misto do sistema foi instalado na parte superior do reator, consistindo em um funil de plástico de 14 cm de diâmetro interligado por uma mangueira de 9 mm, conforme pode ser observado na **Figura 3.7**. A transferência ocorre no momento da aeração promovida no reator aeróbio: as bolhas de ar coletadas no funil na sua trajetória ascendente arrastam licor misto do reator aeróbio para o reator anóxico por meio da mangueira que interliga os dois reatores. A acumulação de licor misto neste setor promove uma transferência de licor para o reator aeróbio.

O sistema de alimentação/descarte é semelhante ao sistema RBS Unitário, tendo cada reator um tanque de amortecimento e entrada de esgotos específicos.

Figura 3.7: Esquema do sistema RBS - Câmaras Dedicadas



Fonte: O autor, 2014

Figura 3.8: Foto do sistema RBS - Câmaras Dedicadas



Fonte: O autor, 2014

3.2.1.1.3. Sistema de Fluxo Contínuo (UCT)

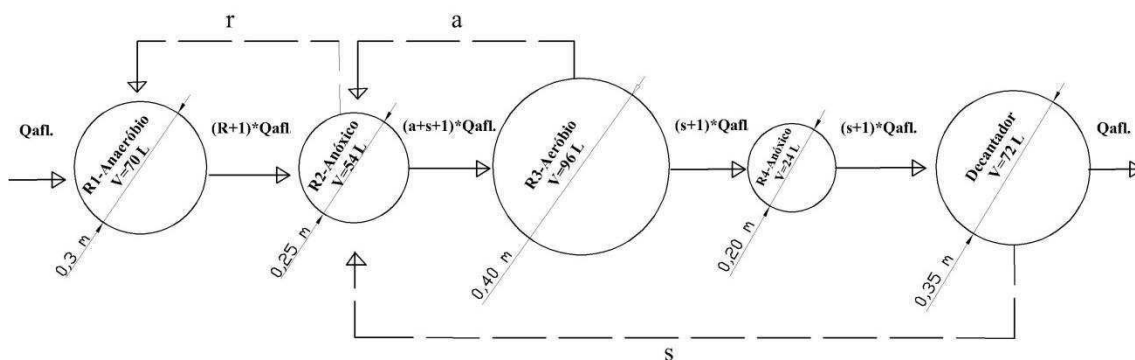
A representação esquemática e visual do sistema de fluxo contínuo UCT em escala de bancada é apresentada nas **Figuras 3.9 e 3.10**. Esse sistema era composto por 4 reatores sequenciais construídos em PVC, seguido de um decantador final construído em fibra de vidro, para a separação física do lodo de retorno e do efluente clarificado (**Figura 3.9**). Todos os ambientes eram agitados por uma estrutura de ferro contendo agitadores mecânicos de eixo vertical com palhetas acionados por um motor trifásico, 1/3 HP, de baixa rotação (45 rpm). Essa agitação assegurava a suspensão do lodo e o contato deste com toda a massa líquida.

Figura 3.9: Representação visual do sistema UCT.



Fonte: O autor, 2014.

Figura 3.10: Representação esquemática do Sistema UCT.



Fonte: O autor, 2014

Cada reator possuía uma condição ambiental distinta (**Figura 3.10**). O primeiro reator (R1) possuía um ambiente anaeróbio e recebia a alimentação de esgoto bruto, o que favorecia o aparecimento de bactérias Poli-P e remoção de fósforo no afluente, devido à alta concentração de matéria orgânica e à ausência de nitrato; o segundo reator (R2) possuía um ambiente anóxico, onde ocorria a maior remoção do nitrato. Havia um reator aeróbio (R3) para a nitrificação do nitrogênio orgânico e um reator pós-anóxico (R4) onde ocorria a remoção do nitrato remanescente dos processos anteriores. As dimensões e volume útil de cada reator podem ser observados na **Tabela 3.1**.

Tabela 3.1: Dimensões dos reatores do sistema UCT.

Reator	Altura (cm)	Diâmetro (cm)	Volume útil (L)
Anaeróbio (R1)	0,77	0,30	70
Pré-Anóxico (R2)	0,77	0,25	54
Aeróbio (R3)	0,77	0,40	96
Pós-Anóxico (R4)	0,77	0,20	24
Decantador	0,77	0,35	72
Volume total dos reatores	-	-	244

Fonte: O autor, 2014

O sistema UCT continha três sistemas de recirculação, conforme pode ser observado na **Figura 3.10**. O primeiro “s”, tinha a finalidade de recircular o lodo de retorno do decantador para o sistema pré-anóxico (R2) a uma vazão 2 vezes maior do que a do afluente de entrada; a segunda “a” tinha a finalidade de recircular o licor misto rico em nitrato do reator aeróbio (R3) para o reator pré-anóxico (R2), para a remoção de nitrato, com a mesma vazão do afluente de entrada e a terceira “r”, que tinha a finalidade de recircular o licor misto livre de nitrato do reator pré-anóxico (R2) para o reator anaeróbio (R1) para remover fósforo, com uma vazão duas vezes maior que a vazão do afluente de entrada. As três recirculações foram realizadas com bombas dosadoras.

3.2.2. Condições Operacionais dos Sistemas de Lodo Ativado

A operação dos sistemas de lodo ativado ocorreu em duas etapas e variou em função do desempenho dos mesmos com a carga orgânica aplicada. Na 1ª etapa, utilizou-se o esgoto bruto com as características originais da rede coletora da cidade de Campina Grande-PB para alimentar os sistemas entre os meses de maio e julho de 2013. No entanto, as características do

esgoto não possibilitaram um funcionamento estável dos sistemas, que operaram com baixa eficiência. Então foi iniciada uma 2ª etapa, na qual o esgoto bruto armazenado no tanque de equalização foi enriquecido com matéria orgânica proveniente de uma mistura moída de arroz e feijão cozidos. Além disso, a vazão aplicada foi aumentada, aumentando assim, a quantidade de matéria orgânica aplicada nos sistemas estudados.

Os parâmetros gerais de operacionalidade estão descritos na **Tabela 3.2**, com dados de vazão, números de bateladas por dia, tempo de detenção hidráulica (TDH), idade de lodo (R_s) e oxigênio dissolvido (OD), para todos os sistemas estudados. A idade de lodo longa e a concentração de oxigênio dissolvido foram adotadas visando assegurar o desenvolvimento de bactérias nitrificantes, possibilitando assim a produção de nitrato para desnitrificação.

Tabela 3.2: Parâmetros gerais de operacionalidade

	RBS - Câmaras					
	RBS – Unitário		Dedicadas		UCT	
	Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2
Vazão (L/dia)	32	40	64	80	200	300
Carga Orgânica Aplicada (g.L/d)	10	26	23,24	52	60	195
Nº de Bateladas	4	5	4	5	-	-
TDH (h)	11	9	11	9	29	20
Idade de Lodo - R_s (dias)	20	20	20	20	20	20
OD (mg/L)	3 a 5	2 a 4	3 a 5	2 a 4	3 a 5	2 a 4

O controle da idade de lodo (R_s) foi feito com descargas diárias de volume de licor misto para cada sistema referente a vazão necessária para tal fim, seguindo a relação volume do reator com a Idade do lodo (V_r/R_s). No sistema UCT a descarga de lodo foi feita no reator aeróbio, considerando que as condições de agitação e de aeração promoviam a homogeneização adequada do licor misto. Já nos sistemas RBS foi necessário descarregar o conteúdo de licor misto dos reatores para proceder a homogeneização e descarga de lodo.

Os sistemas RBS foram operados em 4 ciclos sequenciais distintos, conforme pode ser observado na **Tabela 3.3**. Da 1ª para a 2ª etapa, optou-se por reduzir o tempo de hidrólise e de aeração dos sistemas, em função do aumento do número de bateladas. O tempo de sedimentação

adotado foi o suficiente para garantir o adensamento do lodo para o volume de $\frac{1}{4}$ do reator, visando assim reduzir a perda do mesmo na descarga de efluente.

Tabela 3.3: Ciclos de operação dos Sistemas RBS

Ciclos	Etapa 1	Etapa 2
Número de Bateladas em um dia	4	5
Alimentação/Descarte (h)	0,016	0,016
Hidrólise (h)	1	0,67
Aeração (h)	4,67	3,83
Sedimentação (h)	0,33	0,33
Total (h)	6	4,85

O tempo de permanência em termos percentuais também pode ser observado na **Tabela 3.4**. De forma comparativa os ambientes dos sistemas RBS estão relacionados aos ciclos de tratamento e o UCT ao volume de cada ambiente.

Tabela 3.4: Percentual de tempo de permanência do efluente em ambientes de tratamento dos sistemas

Ambiente	RBS - Câmaras				UCT
	RBS – Unitário		Dedicadas		
	Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2	-
Anaeróbico (%)	14,9	14,9	14,9	14,9	28,7
Anóxico (%)	n/a	n/a	42,6	42,6	32,0
Aeróbico (%)	85	85,2	42,6	42,6	39,3

N/A – Não Avaliado

3.3. Métodos

3.3.1. Parâmetros de Desempenho

O monitoramento dos sistemas e as análises laboratoriais foram realizadas em intervalos semanais durante as duas etapas experimentais, cujo horário de realização era entre as 8:00 e 10:00 da manhã e as análises laboratoriais feitas logo em seguida. Os parâmetros analisados, a frequência e os métodos analíticos estão apresentados na **Tabela 3.5**. As amostras foram coletadas nos seguintes pontos:

- **Afluente** – Na saída de alimentação do tanque de equalização;

- **Licor misto dos sistemas** – Na válvula localizada na metade dos reatores, tanto para os sistemas RBS quanto para os reatores do sistema UCT;
- **Efluente** – Nos tanques de coleta de efluente na saída de cada sistema, que coletava o esgoto tratado no decorrer de 1 dia de operação.

Tabela 3.5: Parâmetros, frequência e métodos analíticos adotados no período de monitoramento dos sistemas experimentais.

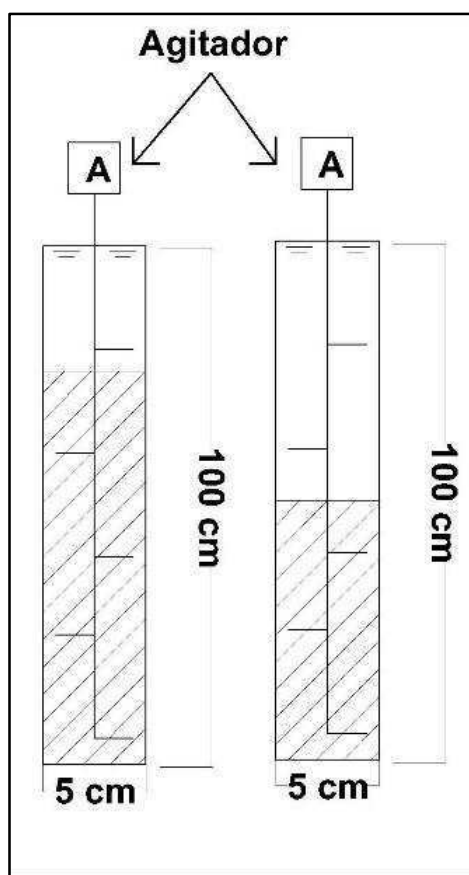
Parâmetros	Frequência Semanal	Métodos Analíticos	Referência
DQO (mg/L)	1	Titulométrico Refluxação fechada	APHA <i>et al.</i> (2012)
NTK (mgN/L)	1	Semi-Micro Kjeldahl	APHA <i>et al.</i> (2012)
Amônia N-NH ₄ ⁺ (mgN/L)	1	Semi-Micro Kjeldahl	APHA <i>et al.</i> (2012)
Nitrito N-NO ₂ ⁻ (mgN/L)	1	Salicilato de Sódio	RODIER <i>et al.</i> (1975)
Nitrito N-NO ₃ ⁻ (mgN/L)	1	Colorimétrico Diazotização	APHA <i>et al.</i> (2012)
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)	1	Kapp	BUCHAUER (1998)
pH	1	Potenciométrico	APHA <i>et al.</i> (2012)
SST; SSV (mg/L)	1	Gravimétrico	APHA <i>et al.</i> (2012)
OD	2	Eletrométrico	YSI MODEL 58

3.3.2. Testes de Sedimentabilidade

3.3.2.1. Sedimentabilidade Estática

A metodologia adotada para a realização dos testes foi descrita por White (1975) e aperfeiçoada por Van Haandel & Marais (1999). Foram utilizados duas colunas de bateladas (**Figura 3.11 e 3.12**) produzidas em acrílico transparente, com volume de 2 L, altura de 1 m e diâmetro interno de 5 cm, ambos equipados com um agitador síncrono de baixa rotação (4/5 rpm). Essa configuração possibilitou a realização de dois testes por vez, sendo possível caracterizar a sedimentabilidade de dois reatores simultaneamente.

Figura 3.11: Desenho das colunas de sedimentação utilizados no método estático



Fonte: O autor, 2014

Figura 3.12: Representação visual das colunas de sedimentação utilizados no método estático



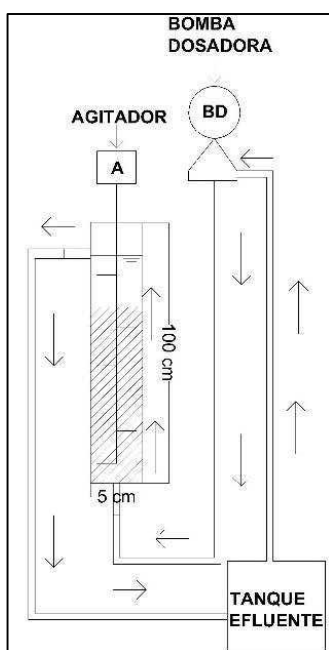
Fonte: O autor, 2014

Para a realização do teste, foram retiradas amostras de lodo dos sistemas estudados em uma quantidade compatível para obter um volume de 2 L de lodo concentrado por um período de 30 minutos de sedimentação. Antes do início do teste, a amostra foi homogeneizada cuidadosamente no próprio recipiente de coleta, evitando assim danos na estrutura do floco. Realizada a homogeneização, a coluna de decantação foi preenchida suavemente com uma amostra até a altura de nível ideal para o início do teste. Em seguida, as leituras da altura da interface foram realizadas durante 30 minutos, em intervalos de 1 em 1 minuto. Após esse procedimento, retirava-se o conteúdo da coluna de decantação e coletava-se uma amostra para caracterizar a concentração de lodo. O conteúdo da batelada anterior era novamente homogeneizado e diluído em uma proporção de $\frac{3}{4}$ de lodo e $\frac{1}{4}$ de efluente do próprio reator, para preparar uma nova batelada e assim proceder novamente a leitura, com uma mistura de concentração de lodo diluída. Esse processo foi repetido mais 3 vezes, totalizando 4 concentrações diferentes.

3.3.2.2. Sedimentabilidade Dinâmica

A metodologia adotada para a realização do método dinâmico foi descrito por Leitão *et al.* (2004). A coluna de decantação utilizada para o método dinâmico era idêntica ao do método estático, porém, equipada com uma bomba de recirculação, uma saída para o sangramento do líquido na parte superior da coluna e um agitador de baixa rotação (4/5 rpm), que foi instalado para evitar caminhos preferenciais e a formação do fenômeno de pistonamento na manta de lodo, como recomendado por Vesilind (1968). As **Figuras 3.13** e **3.14** mostram o esquema da coluna de batelada utilizado para o método dinâmico.

Figura 3.13: Desenho da coluna de decantação utilizada no método dinâmico.



Fonte: O autor, 2014

Figura 3.14: Representação visual da coluna de decantação utilizada no método dinâmico.



Fonte: O autor, 2014.

Para a realização do teste, foram retiradas amostras de lodo dos sistemas estudados em uma quantidade compatível para obter uma quantidade de lodo concentrado equivalente a 1/3 do volume da coluna de decantação, concentrando-o por um período de 30 minutos de sedimentação. Antes do início do teste, determina-se a concentração de lodo do volume conhecido, para ser adotado na **Equação 3.1**. O conteúdo de lodo aeróbio é adicionado na coluna de decantação e, em seguida, completado com o efluente até atingir o nível de sangramento do mesmo. Com a ajuda de uma bomba dosadora, aplica-se uma vazão de efluente com velocidade ascensional conhecida em uma abertura na parte inferior da coluna de decantação, para expandir o lodo até a interface sólido/líquido até atingir o nível estacionário (quando a velocidade ascensional se estabiliza com

a velocidade de sedimentação), onde se procede a anotação da altura expandida pelo lodo. Então, repetiu-se esse processo por no mínimo 5 vezes, aplicando-se diferentes vazões e obtendo diferentes alturas de expansão de lodo.

3.3.2.3. Parâmetros Experimentais Avaliados

3.3.2.3.1. Sedimentabilidade dos Sistemas de Lodo Ativado

Para avaliar a sedimentabilidade dos sistemas, foram realizados testes pelo método estático, de modo a obter as constantes k e v_0 de Vesilind. Foram feitos 19 testes em um período de 4 meses, sendo 9 para caracterizar a 1ª etapa e 10 para caracterizar a 2ª etapa de operação. Os dados foram submetidos à análise estatística, sendo utilizado o teste Tukey para verificar a diferença entre as médias a nível de significância de 5%.

3.3.2.3.2. Aspectos Operacionais da Metodologia de determinação da Sedimentabilidade.

Para avaliar se os métodos estático e dinâmico de determinação das constantes k e v_0 levam ao mesmo resultado numérico e a validade da Equação de Vesilind para caracterizar a qualidade do lodo dos sistemas estudados, foram realizados 10 testes para cada método de determinação durante um período de 2 meses. Os resultados foram submetidos à análise estatística pelo teste Tukey a nível de significância de 5%, de modo a observar se houve o mesmo resultado numérico para ambos os testes.

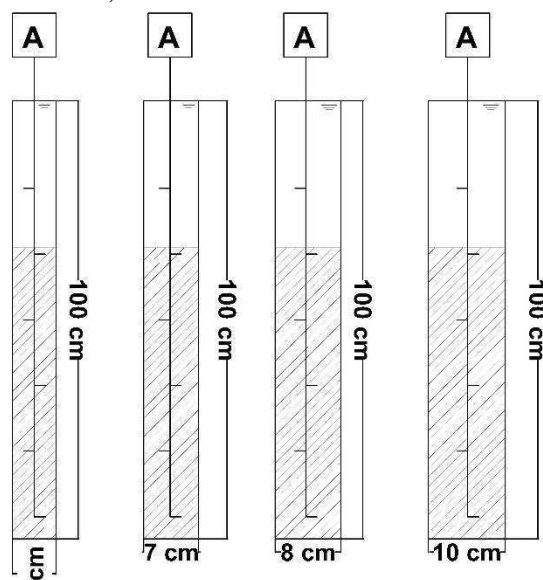
A influência de dois aspectos operacionais do método estático foi avaliada, sendo um relacionado ao diâmetro das colunas de sedimentação e o outro baseado na velocidade de agitação aplicada no conteúdo de lodo no momento do teste.

Para avaliar a influência do diâmetro da coluna de decantação, utilizou-se a mesma metodologia adotada na sedimentabilidade estática, porém utilizando 4 colunas de bateladas diferentes (**Figuras 3.15 e 3.16**), todos com altura útil de 1 m, porém com diferentes diâmetros e volume, conforme pode ser observado na **Tabela 3.6**. Cada coluna foi equipada com um agitador de baixa rotação (4/5 rpm). Os dados foram submetidos à análise estatística, sendo utilizado o teste Tukey para verificar a diferença entre as médias a nível de significância de 5%.

Os testes para avaliar diferentes diâmetros foram realizados durante a I etapa de monitoramento, sendo realizados 5 testes para cada diâmetro. O lodo utilizado neste experimento foi proveniente do sistema UCT.

Tabela 3.6: Diâmetro e volume das colunas de sedimentação utilizado no método estático.

Colunas de decantação	Diâmetro (cm)	Volume Útil (L)
C ₁	5	1,96
C ₂	7	3,85
C ₃	8	5,02
C ₄	10	7,85

Figura 3.15: Representação Esquemática das colunas de sedimentação com diferentes diâmetros;

Legenda:

A - Agitador Mecânico

Fonte: O autor, 2014

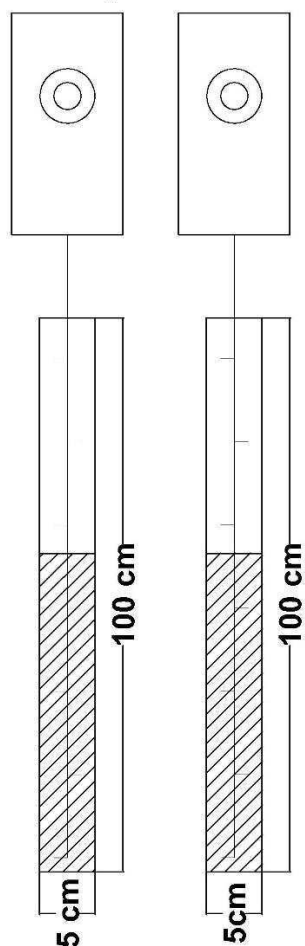
Figura 3.16: Representação visual das colunas de sedimentação com diferentes diâmetros.

Fonte: O autor, 2014.

Para avaliar a influência da velocidade de agitação nos testes, foi instalado um agitador de colunas com rotação ajustável (**Figura 3.17 e 3.18**), visando avaliar as mudanças das características mecânicas do lodo em função da velocidade de rotação aplicada. Utilizando as mesmas condições do método estático, um conjunto de testes foi realizado, onde foram aplicadas diferentes velocidades em uma amostra de lodo livre de nitrato, para evitar problemas com flotação devido à desnitrificação. As velocidades de agitação aplicadas nos testes foram de 0, 2, 4, 6, 8 e 10 rpm.

Figura 3.17 Representação Esquemática das colunas de decantação na avaliação da intensidade de agitação.

**Agitadores Mecânicos
intensidade de agitação
ajustável**



Fonte: O autor, 2014

Figura 3.18: Representação visual das colunas de decantação na avaliação da intensidade de agitação.



Fonte: O autor, 2014

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Introdução

Neste capítulo os dados obtidos na investigação experimental serão apresentados considerando-se à eficiência de remoção de matéria orgânica e de nitrogênio, além de dados de caracterização da sedimentação do lodo. Também serão apresentados dados dos aspectos metodológicos para a determinação da sedimentabilidade a partir das Constantes de Vesilind, abordando a influência do diâmetro das colunas de sedimentação e da velocidade de agitação na realização do método estático. A maioria dos dados foi compilada em valores médios dos resultados determinados experimentalmente, sendo também apresentado para cada média os valores máximos, mínimos, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) e na etapa de sedimentação foi utilizado o teste Tukey em nível de significância de 5%.

4.2. Desempenho dos Sistemas

Os dados de desempenho dos sistemas RBS e UCT nas duas etapas de monitoramento podem ser observados nas **Tabelas de 4.1 a 4.9**. Para o tratamento estatístico de cada variável foram utilizados 6 valores para caracterizar a I etapa e sete valores para caracterizar a II etapa, sendo os resultados expressos em valores médios, desvio padrão, amplitude total, coeficiente de variação, máximos e mínimos.

Na **Tabela 4.1**, são apresentados os valores estatísticos das concentrações de DQO afluente e efluente dos sistemas experimentais estudados. Em relação às concentrações afluentes, observa-se um maior coeficiente de variação na II etapa, com percentual de 20%.

Nos valores de concentração efluente dos sistemas também podem ser observados uma variação maior na II etapa em relação a I etapa com valores de 60%. Esta variação ocorreu em função do processo de estabilização entre as etapas, onde as concentrações efluentes foram maiores nas primeiras semanas e ocorreu redução no decorrer do tempo.

Analisando-se os valores médios de DQO efluente da **Tabela 4.1**, observa-se que na I etapa a remoção de matéria orgânica não foi eficiente, obtendo uma eficiência inferior à esperada por esses tipos de sistema, que normalmente é acima de 90% quando operados de maneira satisfatória (NÓBREGA, 2009; SILVA, 2009; SANTOS, 2009). Com a adição de substrato rico em matéria orgânica no esgoto bruto na II etapa, os sistemas passaram a remover

matéria orgânica de modo mais eficiente, atingindo o percentual na mesma faixa encontrada na literatura.

Tabela 4.1: Concentrações de DQO afluente e efluente dos sistemas de lodo ativado RBS Unitário, RBS Câmaras Dedicadas e UCT referentes às duas etapas de monitoramento.

DQO (mgDQO/L)	I Etapa				II Etapa			
	Afluente	RBS Unitário	RBS Câmaras Dedicadas	UCT	Afluente	RBS Unitário	RBS Câmaras Dedicadas	UCT
Média	302	58	68	84	649	65	75	52
% remoção	-	81	77	72	-	91	90	93
DP	42	10	25	67	156	43	52	32
CV	14%	18%	37%	81%	20%	65%	69%	62%
Max	366	75	105	236	808	139	166	92
Min	229	43	25	25	426	7	16	15

Nas **Tabelas 4.2 e 4.3** são apresentados os valores estatísticos das concentrações de NTK e Amônia do afluente e efluente dos sistemas experimentais estudados. Observa-se que os valores do afluente pouco variaram em ambas às etapas de monitoramento, havendo apenas o aumento de concentração na II etapa. Em relação aos sistemas experimentais, um grande coeficiente de variação pode ser observado para os sistemas RBS Câmaras Dedicadas e UCT e um baixo coeficiente de variação para o sistema RBS Unitário nas duas etapas. Essa diferença no coeficiente de variação poderia estar associada à adaptação biológica às condições ambientais de cada sistema, onde o Sistema RBS Unitário possui um ambiente mais favorável para remoção de nitrogênio pelas bactérias. .

Da mesma forma que para a matéria orgânica, a literatura preconiza que os sistemas em estudo possuem alta eficiência de remoção de NTK e Amônia, atingindo percentuais acima de 90% (NÓBREGA, 2009; SILVA, 2009; SANTOS, 2009). Na realidade experimental realizada, essa eficiência só foi estabelecida na II etapa, sendo obtida pelos sistemas RBS Unitário e UCT, conforme pode ser observado nas **Tabelas 4.2 e 4.3**. Em relação aos padrões de lançamento de efluentes sanitários, a Resolução do CONAMA 430/2011 estabelece o valor limite de nitrogênio orgânico amoniacal de 20 mgN/L. Observa-se na **Tabela 4.3** que nas duas etapas de monitoramento, os valores médios do efluente de todos os sistemas se enquadram nos valores limites definidos pela resolução.

Tabela 4.2: Concentrações de NTK afluente e efluente dos sistemas de lodo ativado RBS Unitário, RBS Câmaras Dedicadas e UCT referentes às duas etapas de monitoramento.

NTK (mgN/L)	I Etapa				II Etapa			
	Afluente	RBS Unitário	RBS Câmaras Dedicadas	UCT	Afluente	RBS Unitário	RBS Câmaras Dedicadas	UCT
Média	43	13	17	6	52	2	9	4
% remoção	-	70	60	86	-	96	83	92
DP	6,7	7,2	15,0	5,0	10,6	0,3	9,3	3,4
CV	15%	55%	87%	80%	20%	11%	103%	78%
Max	57	21	41	17	69	2,8	26	11
Min	37	2	2	2	40	2	1	2

Tabela 4.3: Concentrações de Amônia afluente e efluente dos sistemas de lodo ativado RBS Unitário, RBS Câmaras Dedicadas e UCT referentes às duas etapas de monitoramento.

Amônia (mgN/L)	I Etapa				II Etapa			
	Afluente	RBS Unitário	RBS Câmaras Dedicadas	UCT	Afluente	RBS Unitário	RBS Câmaras Dedicadas	UCT
Média	36	12	13	2,4	36	1,3	8	3
% remoção	-	67	64	93	-	96	78	91
DP	8	8	14	2,0	8,64	0,40	9,56	4,05
CV	21%	62%	103%	85%	24%	32%	121%	130%
Max	50	21	39	6	47	2	25	10
Min	29	0,6	1,7	0,6	22	0,6	1	0,6

Na **Tabela 4.4** são apresentados os valores estatísticos das concentrações de Nitrito efluente dos sistemas experimentais estudados. Observa-se que os valores eram muito baixos, com médias de menos que $5 \text{ mgN-NO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$ na I etapa e $1 \text{ mgN-NO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$ na II etapa. A alta produção inicial no sistema RBS Unitário pode estar associada a nitrificação incompleta que ocorreu no início da etapa experimental, tendo a sua concentração diminuída no decorrer do período de monitoramento. Os demais sistemas obtiveram uma produção de nitrito abaixo de $3 \text{ mgN-NO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$ durante todo o período de monitoramento, quando comparado ao sistema RBS Unitário.

Em relação ao enquadramento de padrões de lançamento e qualidade da água, a Resolução CONAMA 430/2011 não estabeleceu uma concentração mínima de nitrito para descarte de efluentes domésticos, contudo, na Resolução CONAMA 357/2005 é definida a concentração permitida de nitrito de acordo com a classe do corpo receptor, com concentrações máximas, após a zona de mistura, iguais ou inferiores a $1 \text{ mgN-NO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$. Neste contexto,

observa-se que somente os valores médios da II etapa se enquadram no valor estabelecido pela resolução.

Tabela 4.4: Concentrações de Nitrito efluente dos sistemas de lodo ativado RBS Unitário, RBS Câmaras Dedicadas e UCT referentes às duas etapas de monitoramento.

NO ₂ (mg/L)	I Etapa			II Etapa		
	RBS Unitário	RBS Câmaras Dedicadas	UCT	RBS Unitário	RBS Câmaras Dedicadas	UCT
Média	5,0	1,2	1,3	0,3	0,5	1,0
DP	5,6	0,7	0,9	0,1	0,3	0,5
CV	113%	56%	70%	42%	59%	49%
Max	35	2,3	2,7	0,5	1,1	1,7
Min	0,1	0,2	0,2	0,14	0,2	0,5

Na **Tabela 4.5** são apresentados os valores estatísticos das concentrações de nitrato efluente dos sistemas experimentais estudados. Observa-se que os sistemas obtiveram valores médios similares na I etapa, embora com coeficiente de variação acima de 36%, com destaque para o sistema RBS Unitário, com coeficiente de variação de 58%. A instabilidade na produção de nitrato nesta etapa pode estar associada à adaptação das bactérias nitrificantes ao sistema no início do período de monitoramento, uma vez que houve presença de alta concentração de NTK e amônia no início desta etapa. Na II etapa, os valores de monitoramento obtiveram menor variação, sendo o menor coeficiente de variação e valor médio pertencente ao sistema UCT.

Em relação aos padrões de qualidade da água definidos na Resolução do CONAMA 357/2005 com concentrações máximas após a zona de mistura iguais ou inferiores a 10mgN/L, observa-se que os sistemas RBS Câmaras Dedicadas e UCT se enquadraram em todas as etapas de monitoramento. No caso do sistema RBS Unitário, o enquadramento na legislação só foi possível na I etapa.

Tabela 4.5: Concentrações de Nitrato efluente dos sistemas de lodo ativado RBS Unitário, RBS Câmaras Dedicadas e UCT referentes às duas etapas de monitoramento.

NO ₃ (mgN/L)	I Etapa			II Etapa		
	RBS Unitário	RBS Câmaras Dedicadas	UCT	RBS Unitário	RBS Câmaras Dedicadas	UCT
Média	8,6	7,9	8,9	13,5	5,1	3,4
DP	5,0	3,5	3,2	2,7	1,7	0,5
CV	58%	45%	36%	20%	34%	15%
Max	17,0	12,3	15,6	16,8	6,7	4,0
Min	2,8	2,1	4,7	9,1	2,7	2,8

Utilizando os dados afluente e efluente da **Tabela 4.2**, **Tabela 4.4** e da **Tabela 4.5**, foi possível calcular o percentual de nitrogênio desnitrificado (N_D) pelos sistemas experimentais em estudo, através das equações descritas no Anexo A. Os percentuais de nitrogênio desnitrificado dos sistemas experimentais estudados nas duas etapas de monitoramento podem ser observados na **Tabela 4.6**.

Observa-se na **Tabela 4.6**, um aumento de eficiência de desnitrificação na II etapa quando comparada com a I etapa, com eficiências acima de 60% para todos os sistemas, com destaque para o sistema UCT, com maior percentual de desnitrificação. O aumento dessa eficiência está relacionado com o aumento da carga orgânica, uma vez que o processo de desnitrificação pelas bactérias é dependente da disponibilidade de matéria orgânica para a realização dos processos biológicos (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999; METCALF & EDDY, 2013).

Tabela 4.6: Percentuais de nitrogênio desnitrificado dos sistemas operacionais nas duas etapas de monitoramento.

Reatores	% Remoção	
	I etapa	II etapa
RBS Unitário	29	60
RBS Câmaras Dedicadas	32	63
UCT	51	62

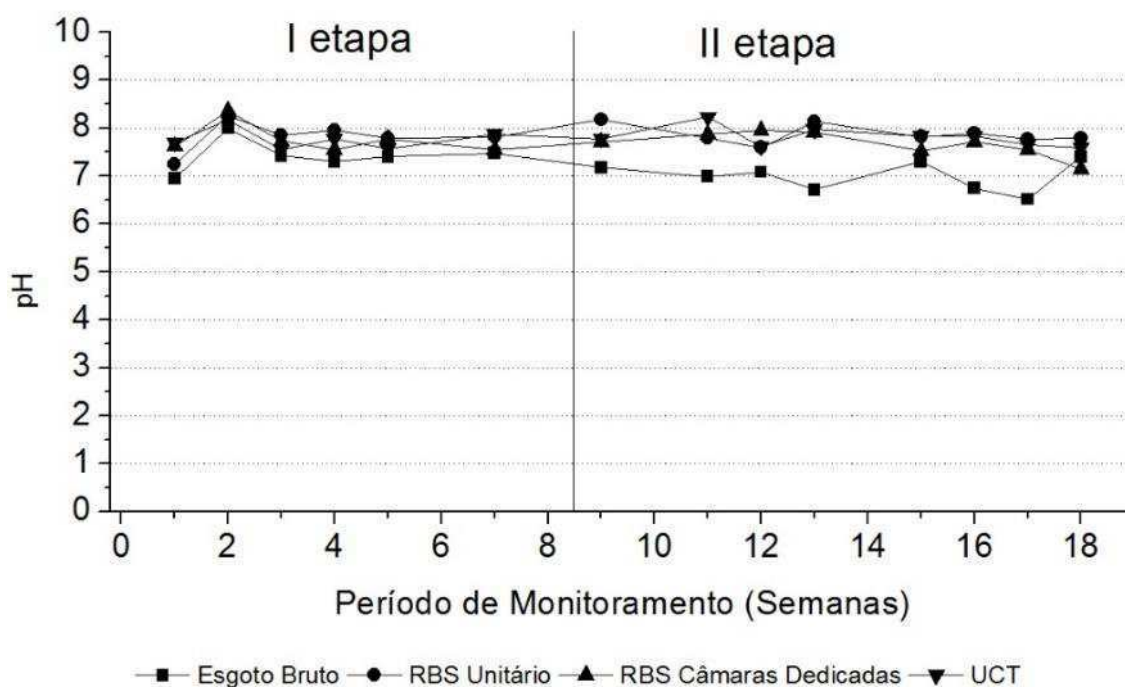
Na **Tabela 4.7**, são apresentados os valores estatísticos das concentrações de alcalinidade total do afluente e efluente dos sistemas experimentais estudados. Observa-se que, a disponibilidade de alcalinidade total em todos os sistemas foi suficiente para a promoção eficiente dos processos biológicos em todos os sistemas, permitindo a ocorrência de processos biológicos específicos, tais como a nitrificação (VAN HAANDEL E MARAIS, 1999).

Tabela 4.7: Valores médios de Alcalinidade total afluente e efluente dos sistemas RBS Unitário, RBS Câmaras Dedicadas e UCT referente às duas etapas de monitoramento.

Alcalinidade (mgCaCO ₃)	I Etapa				II Etapa			
	Afluente	RBS Unitário	RBS Câmaras Dedicadas	UCT	Afluente	RBS Unitário	RBS Câmaras Dedicadas	UCT
Média	383	208	209	172	383,54	168,85	221	213,51
DP	28	51	66	24	69	18	51	30
CV	7%	25%	32%	14%	18%	11%	23%	14%
Max	445	269	323	209	532	203	294	234
Min	358	104	128	147	327	147	159	149

Na **Figura 4.1** são apresentados os valores de pH do afluente e efluente dos sistemas experimentais estudados em função das duas etapas de monitoramento. Observa-se que os valores médios de pH de todos os sistemas se encontraram próximos de uma faixa de neutralidade para a atividade biológica e se mantiveram pouco variáveis durante todas as etapas de monitoramento, valores médios entre 6,5 a 8,4. Essa estabilidade dentro da faixa de neutralidade está relacionada à disponibilidade suficiente de alcalinidade total afluente que permitiu a tamponação do efluente no período de nitrificação, que normalmente é responsável pela redução do pH. Outros fatores que podem ter influência são os processos de desnitrificação e amonificação, que são responsáveis pela reposição de grande parte da alcalinidade perdida com a nitrificação (VAN HAANDEL E MARAIS, 1999).

Figura 4.1: pH afluente e efluente dos sistemas de lodo ativado RBS Unitário, RBS Câmaras Dedicadas e UCT referentes às duas etapas de monitoramento.



Nas **Tabelas 4.8 e 4.9** são apresentados os valores estatísticos das concentrações de Sólidos Suspensos Totais - SST e Sólidos Suspensos Voláteis – SSV do licor misto dos sistemas experimentais estudados respectivamente. Observa-se que os valores de concentração de SST mantiveram coeficientes de variação entre 11% e 26% para SST e de 12% a 25% para SSV durante todo o período de monitoramento com destaque para o sistema UCT que obteve os menores coeficientes de variação para SST (19% na I etapa e 11% na II etapa) e RBS Unitário para SSV (15% na I etapa e 12% na II etapa).

Os valores médios encontrados nas duas etapas de monitoramento também variaram em função da carga orgânica aplicada, onde na I etapa os valores de concentração de SST são bem menores do que na II etapa. Esse aumento já era esperado, uma vez que o metabolismo bacteriano ocorre em função da quantidade de matéria orgânica e dos nutrientes aplicados no sistema (VAN HAANDEL E MARAIS, 1999).

Tabela 4.8: Concentrações de Sólidos Totais do licor misto dos sistemas de lodo ativado RBS Unitário, RBS Câmaras Dedicadas e UCT referentes às duas etapas de monitoramento.

SST (mg/L)	I Etapa			II Etapa		
	RBS Unitário	RBS Câmaras Dedicadas	UCT	RBS Unitário	RBS Câmaras Dedicadas	UCT
Média	2352	1800	1098	3488	3516	3783
DP	527	379	204	908	574	431
CV	22%	21%	19%	26%	16%	11%
Max	3246	2640	1548	5592	4454	4206
Min	1548	1472	826	2892	2966	2966

Tabela 4.9: Concentrações de Sólidos Voláteis do licor misto dos sistemas de lodo ativado RBS Unitário, RBS Câmaras Dedicadas e UCT referentes às duas etapas de monitoramento.

SSV (mg/L)	I Etapa			II Etapa		
	RBS Unitário	RBS Câmaras Dedicadas	UCT	RBS Unitário	RBS Câmaras Dedicadas	UCT
Média	1707	1257	831	2579	2554	2816
DP	255	207	171	314	626	506
CV	15%	16%	21%	12%	25%	18%
Max	2044	1614	1156	3054	3516	3392
Min	1186	854	578	2254	1598	1990

4.3. Sedimentabilidade dos Sistemas de Lodo Ativado

4.3.1. Resultado dos Ensaio Experimentais

Ao longo de todo o período experimental, um total de 18 testes de sedimentabilidade estática foram realizados para cada sistema experimental, sendo 10 testes na I etapa e 8 testes na II etapa. Um exemplo típico dos resultados experimentais dos sistemas de lodos ativados e o diagrama de correlação semilogarítmica em cada etapa experimental, podem ser observados nas **Figuras 4.2, 4.3, 4.4, 4.5, 4.6 e 4.7**. No diagrama dos valores experimentais (a) de cada figura, traçou-se uma reta linear na região de maior declividade da curva de cada concentração de lodo aplicada no teste para encontrar a parte de maior inclinação da curva e com isto caracterizar a velocidade de sedimentação zonal (VSZ). Cada inclinação obtida nas curvas

experimentais foi transformada em valores logarítmicos (\ln) e em seguida correlacionada linearmente com as suas respectivas concentrações de lodo (b), para encontrar as constantes de Vesilind k (inclinação da reta) e v_0 (exponencial da intercepção da reta).

Observa-se no diagrama b das **Figuras 4.2, 4.3, 4.4, 4.5, 4.6 e 4.7** uma boa correlação experimental entre os valores encontrados nos testes, apresentando coeficiente de correlação (r^2) acima de 0,99. Nesse contexto, observa-se que a equação de Vesilind é adequada para descrever a sedimentação dos lodos pesquisadas.

Figura 4.2: Diagrama dos valores experimentais e correlação do deslocamento da interface de lodo em colunas estáticas em função do tempo (a) e valores calculadas da velocidade de sedimentação em função da concentração de lodo em diagrama semilogaritmica (b) do RBS Unitário na I etapa experimental.

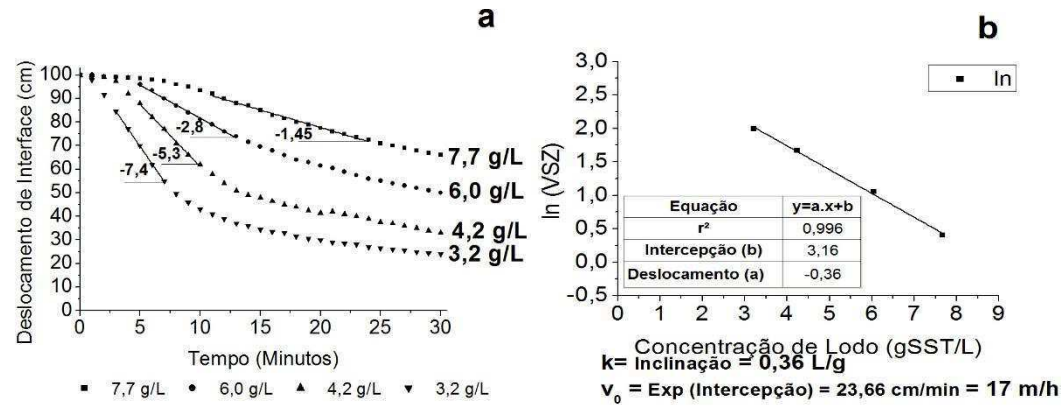


Figura 4.3: Diagrama dos valores experimentais e correlação do deslocamento da interface de lodo em colunas estáticas em função do tempo (a) e valores calculadas da velocidade de sedimentação em função da concentração de lodo em diagrama semilogaritmica (b) do RBS câmaras dedicadas na I etapa experimental.

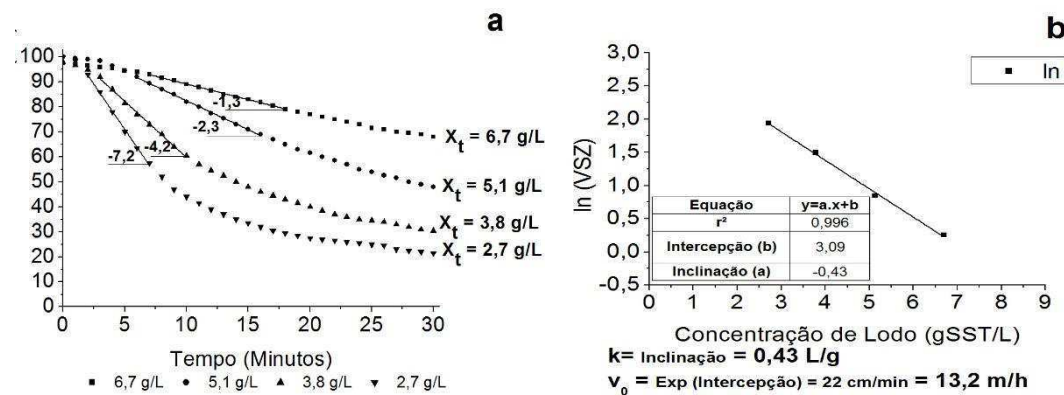


Figura 4.4: Diagrama dos valores experimentais e correlação do deslocamento da interface de lodo em colunas estáticas em função do tempo (a) e valores calculadas da velocidade de sedimentação em função da concentração de lodo em diagrama semi-logarítmico (b) do sistema UCT na I etapa experimental.

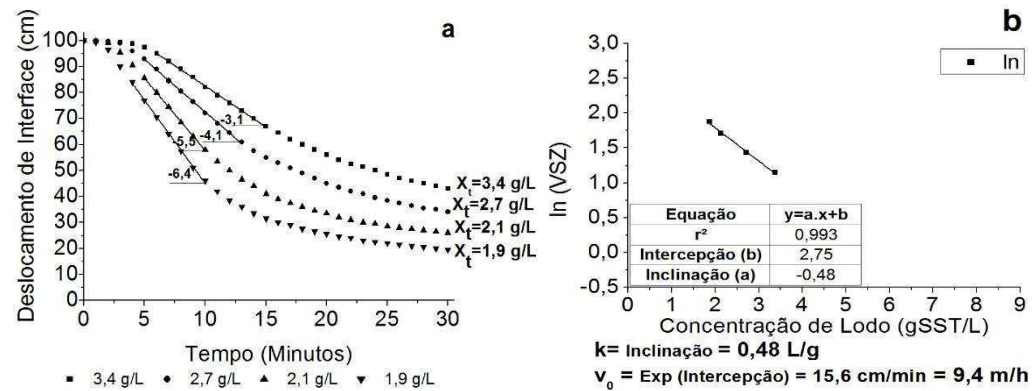


Figura 4.5: Diagrama dos valores experimentais e correlação do deslocamento da interface de lodo em colunas estáticas em função do tempo (a) e valores calculadas da velocidade de sedimentação em função da concentração de lodo em diagrama semi-logarítmico (b) do reator RBS unitário na II etapa experimental.

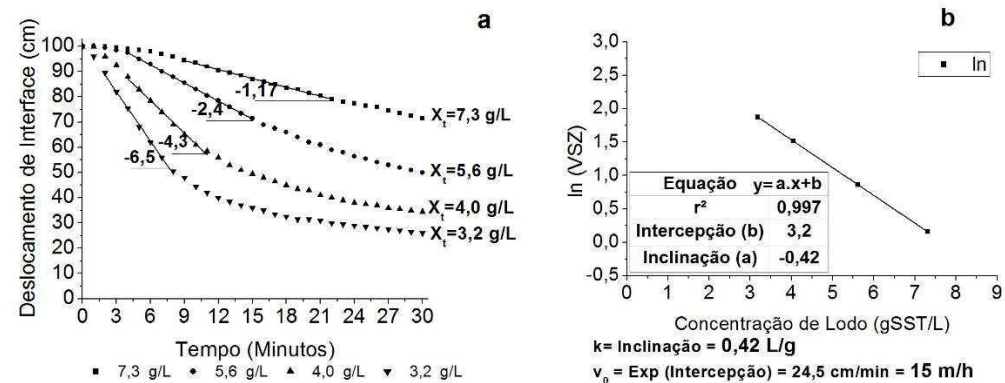


Figura 4.6: Diagrama dos valores experimentais e correlação do deslocamento da interface de lodo em colunas estáticas em função do tempo (a) e valores calculadas da velocidade de sedimentação em função da concentração de lodo em diagrama semi-logarítmico (b) do RBS câmaras dedicadas na II etapa experimental.

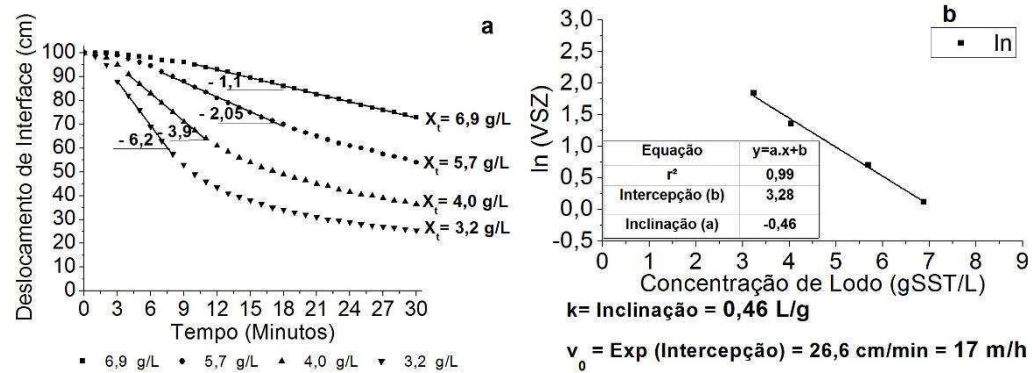
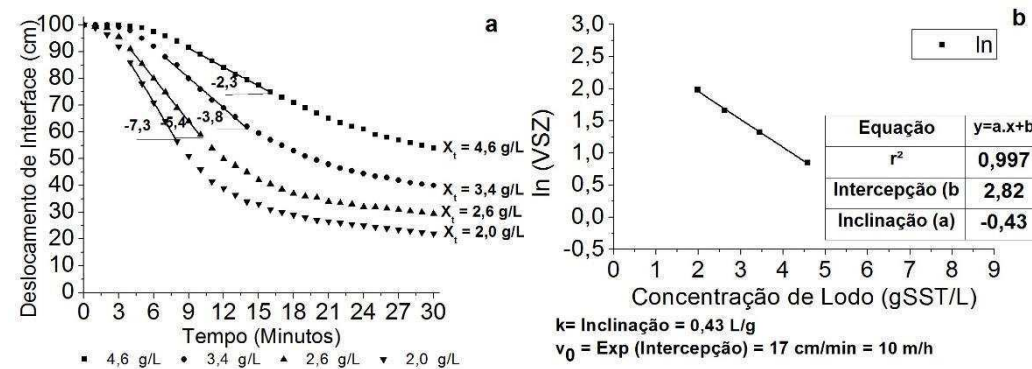


Figura 4.7: Diagrama dos valores experimentais e correlação do deslocamento da interface de lodo em colunas estáticas em função do tempo (a) e valores calculadas da velocidade de sedimentação em função da concentração de lodo em diagrama semi-logarítmico (b) do sistema UCT na II etapa experimental.



4.3.2. Constantes de Vesilind k e v_0 dos Sistemas Experimentais

Na **Tabela 4.10**, observa-se as constantes de sedimentabilidade de todos os testes realizados na I etapa nos três sistemas experimentais e o tratamento estatístico dos dados obtidos. Na **Tabela 4.11** mostra os mesmos valores obtidos na II etapa. Conforme descrito no capítulo de materiais e métodos, os resultados foram submetidos a tratamento estatístico pelo teste Tukey em nível de 5%, onde as letras maiúsculas comparam as médias da constante k e as minúsculas comparam a constante v_0 . Também estão expressos os valores estatísticos descritivos, sendo expostos os valores médios, desvio padrão, coeficiente de variação, máximo e mínimo.

Na **Tabela 4.10** estão expressos os valores experimentais e o tratamento estatístico das constantes de Vesilind em função dos sistemas experimentais durante a I etapa de monitoramento, com os valores médios expressos em L/g para k e m/h para v_0 . Observa-se que os valores da constante k tiveram pouca variação durante a etapa experimental, com coeficiente de variação abaixo de 15% para todos os sistemas de lodos ativados. Em relação a constante v_0 , os sistemas apresentaram maior variação quando comparados com a constante k , com percentuais entre 15% e 26%.

Na I etapa, observa-se na **Tabela 4.10** que os valores médios da constante k do sistema RBS Unitário são estatisticamente diferentes quando comparado aos demais sistemas à nível de significância a 5%, com o menor valor encontrado para o RBS Unitário (0,32 L/g). Em relação a constante v_0 , não houve diferença entre médias em nível de significância de 5%. Portanto, nas condições operacionais da I etapa, em que os sistemas foram alimentados somente com esgoto bruto e TDH de 11 horas, o sistema RBS Unitário apresentou a melhor característica de sedimentabilidade quando comparados com os demais sistemas em relação a constante k .

Tabela 4.10: Valores calculados a partir de dados experimentais das constantes de sedimentabilidade nos testes realizados e tratamento estatístico dos dados na I Etapa.

I etapa	RBS Unitário		RBS Câmaras Dedicadas		Sistema UCT	
Testes	k (L/g)	v ₀ (m/h)	k (L/g)	v ₀ (m/h)	k (L/g)	v ₀ (m/h)
1	0,34	13	0,41	7	0,42	8
2	0,34	13	0,43	10	0,39	8
3	0,36	14	0,54	8	0,36	7
4	0,31	10	0,43	13	0,53	11
5	0,35	13	0,42	13	0,48	9
6	0,30	9	0,42	12	0,48	8
7	0,33	9	0,46	15	0,58	9
8	0,28	8	0,41	16	0,44	7
Média	0,32B	11 a	0,44 A	12 a	0,46 A	8 a
Desvio padrão	0,02	2,32	0,04	3,02	0,07	1,29
CV	8%	21%	9%	26%	15%	15%
Máx.	0,36	14	0,54	16	0,58	11
Mín.	0,28	8	0,41	7	0,36	7

Obs: Médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente entre si pelo Teste de Tukey em nível de 5% de significância. Letras maiúsculas comparam médias da constante k e letras minúsculas comparam médias da constante v₀

Na **Tabela 4.11** estão expressos os valores experimentais e o tratamento estatístico das constantes de Vesilind em função dos sistemas experimentais durante a II etapa de monitoramento, com os valores médios expressos em L/g para k e m/h para v₀. Da mesma forma que na I etapa, os valores de k tiveram pouca variação em relação a média, com coeficiente de variação abaixo de 17% e variação para todos os sistemas de lodo ativado. Em relação a constante v₀, os sistemas apresentaram maiores coeficientes de variação, com percentuais entre 17% e 26%.

Observa-se na **Tabela 4.11** que na II etapa não há diferença estatística nos valores médios da constante k dos sistemas experimentais à nível de significância a 5%. Em relação a constante v₀ os valores médios do sistema RBS Câmaras Dedicadas são estatisticamente diferentes quando comparado aos demais sistemas em nível de significância a 5%, obtendo maior valor médio (16 m/h). Portanto, nas condições operacionais da II etapa, onde os sistemas trabalharam com esgoto enriquecido com substrato e TDH de 9 horas, os sistemas apresentaram característica de sedimentabilidade semelhantes estatisticamente na constante k (compressibilidade do lodo) e o sistema RBS Câmaras dedicadas apresentou melhor característica de lodo em relação a constante v₀ (velocidade inicial de sedimentação).

Tabela 4.11: Valores calculados a partir de dados experimentais das constantes de sedimentabilidade nos testes realizados e tratamento estatístico dos dados na II etapa.

II etapa Testes	RBS Unitário		RBS Câmaras Dedicadas		Sistema UCT	
	k (L/g)	v ₀ (m/h)	k (L/g)	v ₀ (m/h)	k (L/g)	v ₀ (m/h)
1	0,42	15	0,37	10	0,32	14
2	0,38	14	0,42	15	0,34	9
3	0,42	11	0,41	18	0,44	16
4	0,4	9	0,5	20	0,43	10
5	0,43	9	0,46	16	0,42	11
6	0,44	14	0,48	19	0,46	11
7	0,42	15	0,39	9	0,43	14
8	0,46	13	0,49	19	0,44	11
9	0,47	14	0,58	21	0,5	11
10	0,35	14	0,39	14	0,51	12
Média	0,42A	13a	0,45A	16b	0,43A	12a
Desvio Padrão	0,03	2	0,06	4	0,06	2
CV	8%	17%	14%	26%	13%	17%
Máx.	0,47	15	0,58	21	0,51	16
Mín.	0,35	9	0,37	8	0,32	9

Obs: Médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente entre si pelo Teste de Tukey em nível de 5% de significância. Letras maiúsculas comparam médias da constante k e letras minúsculas comparam médias da constante v₀.

Na **Tabela 4.12** é apresentado o tratamento estatístico das médias das constantes k e v₀ em função das etapas experimentais, considerando o teste Tukey a nível de significância de 5%. As letras maiúsculas comparam as médias entre todos os sistemas experimentais e as letras minúsculas comparam as médias de cada sistema entre a I e a II etapa.

Em relação as médias de todos os sistemas durante as duas etapas experimentais apresentadas na **Tabela 4.12**, observa-se que o sistema RBS Unitário na I etapa apresentou diferença estatística em relação aos demais sistemas para a constante k a nível de significância de 5% no teste Tukey, obtendo a menor média (0,32 L/g. Para a constante v₀ observa-se que o sistema RBS Câmaras Dedicadas obteve maior média (16 m/h) na II etapa e o sistema UCT na I etapa menor média (8 m/h) em nível de significância de 5% no teste Tukey.

A comparação das médias entre as duas etapas experimentais para cada sistema de lodo ativado também pode ser observado na **Tabela 4.12**, observa-se que as etapas experimentais influenciaram significativamente a constante k do sistema RBS Unitário e o v₀ do sistema RBS Câmaras Dedicadas a nível de significância de 5% no teste Tukey. No caso do

sistema RBS Unitário, houve uma diminuição da capacidade de compressão do lodo na II etapa em relação a I etapa no qual as suas características ficaram semelhantes aos dos demais sistemas estudados. No caso da constante v_0 do sistema RBS Câmaras Dedicadas ocorreu o inverso, havendo uma melhora na característica da velocidade de sedimentação do lodo na II etapa em relação a I etapa, no qual o lodo desse sistema adquiriu características diferenciadas aos demais sistemas. Ressalta-se que na II etapa houve mudanças na carga orgânica em todos os sistemas estudados, com enriquecimento do esgoto para aumentar a DQO disponível para a massa microbiana e o aumento dos ciclos de operação para os sistemas RBS, que ocasionalmente podem ter afetado as características de adensamento e velocidade de sedimentação do lodo dos sistemas experimentais estudados.

Comparando os valores das constantes k e v_0 da **Tabela 4.12** com os parâmetros de classificação da **Tabela 2.5** sugeridos por Van Haandel & Marais (1999), observa-se que a média do sistema RBS Unitário obteve uma constante k (compressibilidade) de “boa” qualidade para a operação em sistemas de lodo ativado na I etapa, com valor médio de 0,32 L/g e característica de “médio a ruim” na II etapa, com valor médio de 0,42 L/g. Os demais sistemas apresentaram valores médios da constante k que se enquadraram na classificação de “médio a ruim” nas duas etapas de monitoramento, com valores médios entre 0,44 L/g e 0,46 L/g. Para a constante v_0 , somente o sistema UCT obteve valor médio característico de “bom a médio” (8 m/h), que ocorreu na I etapa de monitoramento. Os demais apresentaram valores médios com características boas de v_0 ($v_0 > 11$ m/h)

Tabela 4.12: Tratamento estatístico das médias das constantes k e v_0 em função das etapas experimentais.

	I Etapa			II Etapa		
	RBS Unitário	RBS Câmaras Dedicadas	UCT	RBS Unitário	RBS Câmaras Dedicadas	UCT
k (L/g)	0,32±0,02Aa	0,44±0,04Ba	0,46±0,07Ba	0,42±0,03Bb	0,45±0,06Ba	0,43±0,06Ba
v_0 (m/h)	11BCa	12BCb	8Ca	13BCa	16Aa	12BCa

Obs: Médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente entre si pelo Teste de Tukey em nível de 5% de significância. Letras maiúsculas comparam médias entre todos os sistemas durante as duas etapas de monitoramento e letras minúsculas comparam médias de cada sistema entre a I e a II etapa.

Santos (2009) operou um sistema UCT com características similares ao adotado nesse estudo, com idade de lodo de 20 dias e tratando o esgoto doméstico de Campina Grande com

DQO próximo de 600 mg/L encontrou valores de k em torno de 0,27 L/g e v_0 de 26,42 m/h. Nesse contexto, observa-se que o desempenho de adensamento de lodo no sistema UCT estudado foi abaixo do esperado, com valores relativamente distantes dos encontrados na literatura.

Figueiredo *et al.* (2006), operando sistemas RBS tratando esgoto de Campina Grande – PB, encontrou valores de k abaixo de 0,3 l/g para sistemas RBS também demonstrando que os valores encontrados neste trabalho não foram satisfatórios. Em relação à constante v_0 , observa-se que os valores médios foram compatíveis com os valores encontrados na literatura para sistemas RBS, com valores superiores aos 10 m/h encontrados por Janczukowicz *et al.*, (2000) e próximo aos 15 m/h encontrados por FIGUEIREDO *et al.*, (2006).

Em termos de operação dos sistemas de lodos ativados em escala real, os resultados deste estudo mostraram que o lodo dos sistemas RBS são mais sensíveis às mudanças operacionais, demandando maior atenção do operador quando houver alterações de aumento ou redução de carga orgânica. Em relação a qualidade de sedimentação, os resultados dos sistemas RBS Câmaras Dedicadas e UCT apresentaram durante todo o período operacional características de compressibilidade que podem trazer problemas operacionais (perda de lodo junto com o efluente tratado), demandando intervenções corretivas para reduzir os seus efeitos negativos. Essas intervenções podem ser feitas a partir do aumento da vazão de recirculação do lodo do decantador para o reator biológico, no caso do sistema UCT, e o aumento do tempo de sedimentação do lodo, no caso dos sistemas RBS.

4.4. Aspectos Metodológicos

4.4.1. Comparação do método estático e dinâmico

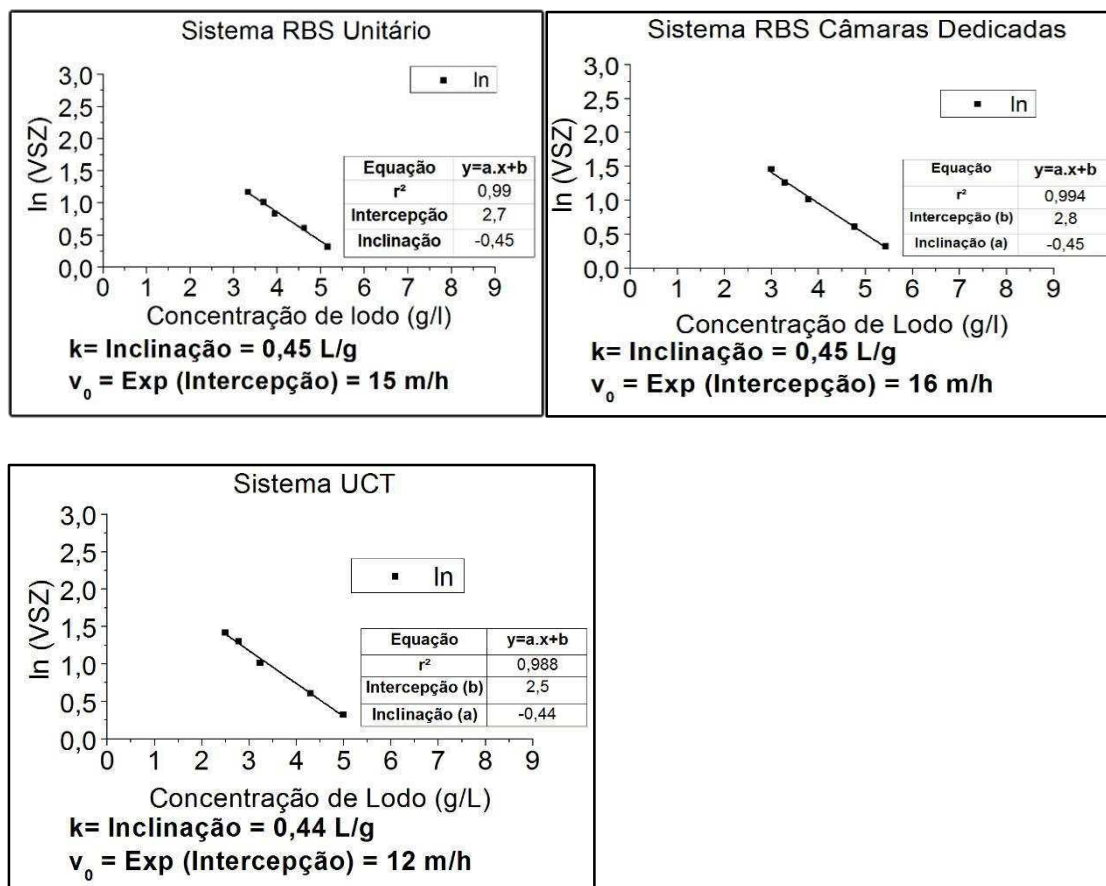
Os testes do método estático e dinâmico foram realizados durante a II etapa de monitoramento dos sistemas experimentais, sendo 7 testes de cada método para os sistemas operacionais em estudo durante a II etapa de monitoramento. Os diagramas experimentais do método estático adotados para esta análise já foram discutidos no **item 4.3.1**. Já para os testes do método dinâmico para determinar a sedimentabilidade dos sistemas experimentais, os resultados experimentais estão resumidos na **Tabela 4.13** com diagramas de correlação semilogarítmico dos sistemas experimentais na Figura 4.8. No método dinâmico, os resultados experimentais foram obtidos a partir da observação da expansão da camada de lodo numa batelada quando submetida a vários valores da velocidade ascendente de líquido. Os dados obtidos nos testes experimentais da **Tabela 4.13** foram utilizados para construir os diagramas

da **Figura 4.8** para lodos dos três sistemas de lodo ativado. Da mesma forma que no método estático, o modelo de Vesilind para o método dinâmico se aplica bem aos lodos dos sistemas operados, tendo em vista que a relação entre a velocidade de sedimentação e a concentração é semilogarítmica e a coeficiente de correlação (r^2) estão próximos de 0,99. Esse fato demonstra que o método dinâmico reproduz dados experimentais de boa correlação para determinar as constantes k e v_0 da Equação de Vesilind da mesma forma que o método estático para caracterizar a sedimentabilidade de sistemas de lodos ativados.

Tabela 4.13: Resultados experimentais do método dinâmico para os sistemas experimentais.

Q_a l/h	V_{as} m/h	H_{cl} Cm	Volume L	Concentração de Lodo g/L	$\ln(V_{as})$ -
(a) RBS Unitário					
2,7	1,4	60	1,18	5,14	0,32
3,6	1,8	67	1,32	4,60	0,61
4,5	2,3	78,5	1,54	3,93	0,83
5,4	2,8	84	1,65	3,67	1,02
6,3	3,2	93	1,83	3,32	1,17
(b) RBS Câmaras Dedicadas					
2,7	1,4	47,5	0,93	5,43	0,32
3,6	1,8	54	1,06	4,77	0,61
5,4	2,8	68	1,33	3,79	1,02
6,9	3,5	78,5	1,53	3,28	1,26
8,4	4,3	86	1,68	3,00	1,46
(c) UCT					
2,7	1,4	34,00	0,67	4,99	0,32
3,6	1,8	39,50	0,77	4,30	0,61
5,4	2,8	52,50	1,03	3,23	1,02
7,2	3,7	61,00	1,19	2,78	1,30
8,1	4,1	68,00	1,33	2,50	1,42

Figura 4.8: Diagrama de correlação semilogarítmico da velocidade de sedimentação em função da concentração de lodo para os três sistemas experimentais.



Na **Tabela 4.14** são apresentadas as constantes k e v_0 dos sistemas de lodo ativados em função dos métodos de determinação da sedimentabilidade e a análise de comparação de média pelo teste Tukey a nível de significância de 5%. Os valores médios com letras maiúsculas comparam médias da constante k entre métodos de sedimentabilidade de cada sistema avaliado e letras minúsculas comparam médias da constante v_0 entre métodos de cada sistema avaliado. A quantidade de dados utilizados para determinar cada constante foi de 10 testes para cada reator compreendendo a II etapa de monitoramento. Para a realização do teste estatístico, foi necessária a seleção dos dados para reduzir a variação dos valores em relação à média, que podem ser decorrentes de erros experimentais. Essa seleção foi feita tendo como critério os resultados que estão dentro do desvio padrão de cada média e de preferência o mais próximo da mesma. Nesse contexto, foram suprimidos os dados que se encontravam fora do desvio padrão e/ou os valores mais distantes em relação à média, sendo selecionados 7 dados das constantes k e v_0 de cada método para cada sistema operacional e assim proceder a realização do teste estatístico.

Observa-se na **Tabela 4.14** que não houve diferença significativa em nível de significância de 5% dos valores médios das constantes k e v_0 dos sistemas de lodo ativado determinados pelos métodos estático e dinâmico. Deste modo, é possível concluir os dois testes foram capazes de reproduzir as mesmas características de sedimentabilidade dos sistemas operacionais utilizados nessa pesquisa.

Tabela 4.14: Valores selecionados das constantes k , v_0 calculado pela Equação de Vesilind dos sistemas de lodo ativado em função dos métodos estático e dinâmico e tratamento estatístico no teste Tukey.

Testes	RBS Unitário				RBS Câmaras Dedicadas				Sistema UCT			
	k (L/g)		v_0 (m/h)		k (L/g)		v_0 (m/h)		k (L/g)		v_0 (m/h)	
	Est.	Din.	Est.	Din.	Est.	Din.	Est.	Din.	Est.	Din.	Est.	Din.
1	0,42	0,33	15	14	0,42	0,37	10	20	0,44	0,32	10	13
2	0,42	0,49	14	13	0,41	0,4	15	19	0,43	0,47	11	12
3	0,4	0,49	14	16	0,5	0,45	18	19	0,42	0,45	11	11
4	0,43	0,45	15	14	0,46	0,34	16	16	0,46	0,41	14	11
5	0,44	0,49	13	16	0,48	0,44	19	19	0,43	0,5	11	14
6	0,42	0,45	14	13	0,49	0,5	19	17	0,44	0,49	11	13
7	0,46	0,39	14	20	0,39	0,5	14	17	0,5	0,5	12	14
Média	0,43A	0,44A	14a	15a	0,45A	0,43A	16a	18a	0,45A	0,45A	11a	13a
DP	0,03	0,06	0,64	2,29	0,04	0,06	3,00	1,36	0,02	0,06	1,18	1,18
CV	4%	13%	5%	15%	9%	13%	19%	7%	6%	13%	10%	9%
Máx	0,46	0,49	15	20	0,5	0,5	19	20	0,5	0,5	14	14
Mín	0,4	0,33	13	13	0,39	0,34	10	16	0,42	0,32	10	11

Obs: Médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste Tukey a nível de significância de 5%. Letras maiúsculas comparam médias da constante k entre métodos de sedimentabilidade de cada sistema avaliado e letras minúsculas comparam médias da constante v_0 entre métodos de cada sistema avaliado.

4.4.2. Influência do diâmetro da coluna de decantação

Para avaliar a influência do diâmetro das colunas sobre o teste de sedimentabilidade estática, 5 repetições de testes foram realizados para cada diâmetro avaliado na escala entre 5cm a 10 cm, conforme abordado no capítulo 3, item 3.3.2.3.2. Nas **Figuras 4.10, 4.11, 4.12 e 4.13** são apresentados os diagramas típicos dos resultados experimentais e a correlação semi-logarítmica para obter as constantes de Vesilind. No geral, houve uma boa correlação linear entre os resultados experimentais obtidos para determinar as constantes de k e v_0 com coeficiente de correlação r^2 entre 0,98 a 0,999 para todos os testes.

Por ser um teste de difícil reprodução de dados em um curto espaço de tempo, a repetição dos testes não foi realizada de forma simultânea (no mesmo dia e com a mesma amostra de lodo), acarretando na influência da variação da composição de lodo nos resultados

finais. Tal aspecto pode ser observado na **Tabela 4.15**, onde os resultados das constantes k e v_0 são variáveis a cada teste aplicado. Desse modo, não é possível aplicar testes estatísticos, uma vez que outra fonte de variação pode gerar interpretações errôneas dos resultados finais.

Tabela 4.15: Valores calculados a partir de dados experimentais das constantes de sedimentabilidade nos testes realizados e tratamento estatístico das constantes k , v_0 calculado pela Equação de Vesilind dos sistemas de lodo ativado em função do diâmetro das colunas de decantação.

Testes	C ₁ (5 cm)		C ₂ (7 cm)		C ₃ (8 cm)		C ₄ (10 CM)	
	k (L/g)	v_0 (m/h)	k (L/g)	v_0 (m/h)	k (L/g)	v_0 (m/h)	k (L/g)	v_0 (m/h)
1	0,47	8	0,44	5	0,47	8	0,47	7
2	0,64	10	0,59	7	0,57	7	0,67	9
3	0,58	9	0,61	9	0,66	10	0,65	10
4	0,44	7	0,58	11	0,6	10	0,59	9
5	0,57	10	0,62	12	0,65	11	0,66	12
Média	0,54	9	0,57	9	0,59	9	0,61	10
Desvio Padrão	0,07	1	0,07	2	0,07	1	0,07	2
CV	14%	14%	12%	17%	12%	16%	12%	17%

Neste contexto, a aplicação da normalização dos resultados foi necessária de modo a minimizar a variação na composição do lodo como fonte de variação para as constantes de sedimentabilidade e assim analisar a influência do diâmetro do lodo no teste estático.

Na **Tabela 4.16** pode ser observado o método proposto para normalizar os dados, que consiste em utilizar os dados de uma determinada variável “diâmetro da coluna de decantação” de cada teste como um denominador comum, em seguida transformar os demais dados em valores adimensionais, para assim remover a fonte de variação da composição de lodo. O método foi aplicado tanto para a constante k , quanto para v_0 e utilizou-todas as variáveis de diâmetro da coluna de decantação como denominador comum.

Tabela 4.16: Exemplo típico da aplicação do método para normalização utilizando os valores da coluna de decantação de $C_1(5\text{ cm})$ como denominador comum.

Colunas de Decantação	1º teste	2º teste	3º teste	4º teste	5º teste
$C_1 (5\text{ cm})$	$\frac{C_1}{C_1}$	$\frac{C_1}{C_1}$	$\frac{C_1}{C_1}$	$\frac{C_1}{C_1}$	$\frac{C_1}{C_1}$
	$\frac{C_1}{C_1}$	$\frac{C_1}{C_1}$	$\frac{C_1}{C_1}$	$\frac{C_1}{C_1}$	$\frac{C_1}{C_1}$
$C_2 (7\text{ cm})$	$\frac{C_2}{C_1}$	$\frac{C_2}{C_1}$	$\frac{C_2}{C_1}$	$\frac{C_2}{C_1}$	$\frac{C_2}{C_1}$
	$\frac{C_1}{C_1}$	$\frac{C_1}{C_1}$	$\frac{C_1}{C_1}$	$\frac{C_1}{C_1}$	$\frac{C_1}{C_1}$
$C_3 (8\text{ cm})$	$\frac{C_3}{C_1}$	$\frac{C_3}{C_1}$	$\frac{C_3}{C_1}$	$\frac{C_3}{C_1}$	$\frac{C_3}{C_1}$
	$\frac{C_1}{C_1}$	$\frac{C_1}{C_1}$	$\frac{C_1}{C_1}$	$\frac{C_1}{C_1}$	$\frac{C_1}{C_1}$
$C_4(10\text{ cm})$	$\frac{C_4}{C_1}$	$\frac{C_4}{C_1}$	$\frac{C_4}{C_1}$	$\frac{C_4}{C_1}$	$\frac{C_4}{C_1}$
	$\frac{C_1}{C_1}$	$\frac{C_1}{C_1}$	$\frac{C_1}{C_1}$	$\frac{C_1}{C_1}$	$\frac{C_1}{C_1}$

Encontrado os valores normalizados das constantes k e v_0 da equação de Vesilind pelos respectivos denominadores comuns, procedeu-se a seleção do conjunto de dados adequados para a realização do Teste Tukey. A análise consistiu em avaliar qual o conjunto de dados das constantes normalizados por cada diâmetro e possuindo uma distribuição normal (Distribuição Gaussiana) tanto para a constante k quanto para v_0 , para assim poder realizar o teste estatístico de comparação de médias. O teste adotado foi de análise de distribuição de normalidade Kolmogorov-Sminorv a nível de significância de 5% ($\alpha=0,05$). A normalidade da distribuição dos resultados do teste pode ser observados através do valor P, que deve ser maior que o nível de significância (neste caso valor P deve ser maior que $\alpha=0,05$) e o Valor KS (valor estatístico da distribuição normal) que deve ser menor que o valor crítico (Vide **Tabela 4.17**).

Figura 4.9: Diagrama dos resultados experimentais (a) e da correlação semilogarítmica (b) do teste estático com coluna de decantação de diâmetro de 5 cm.

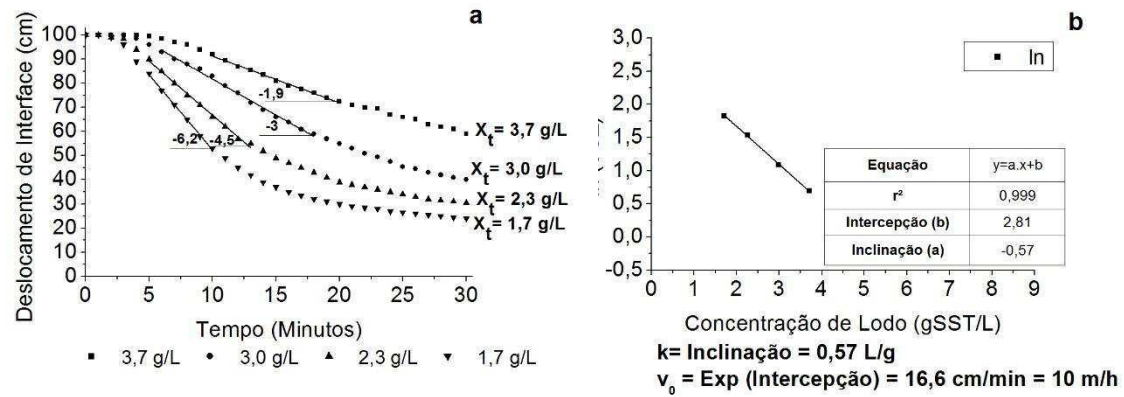


Figura 4.10: Diagrama dos resultados experimentais (a) e da correlação semilogarítmica (b) do teste estático com coluna de decantação de diâmetro de 7 cm.

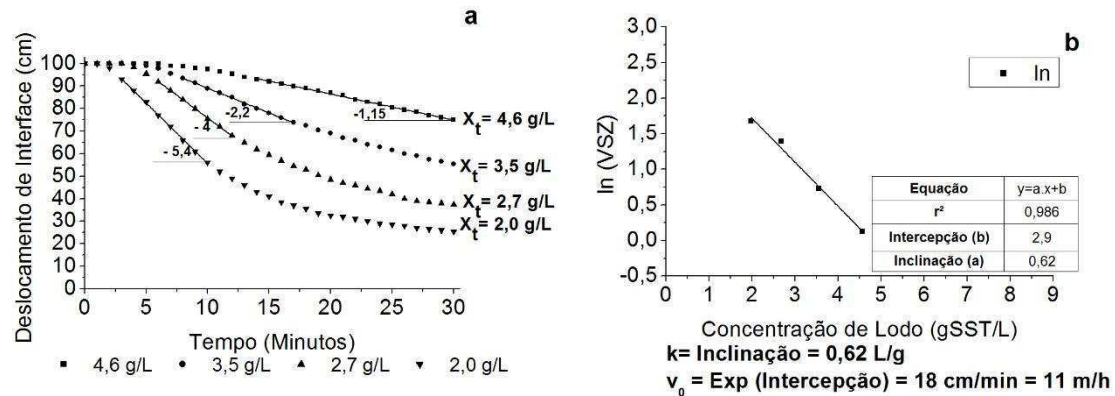


Figura 4.11: Diagrama dos resultados experimentais (a) e da correlação semilogarítmica (b) do teste estático com coluna de decantação de diâmetro de 8 cm.

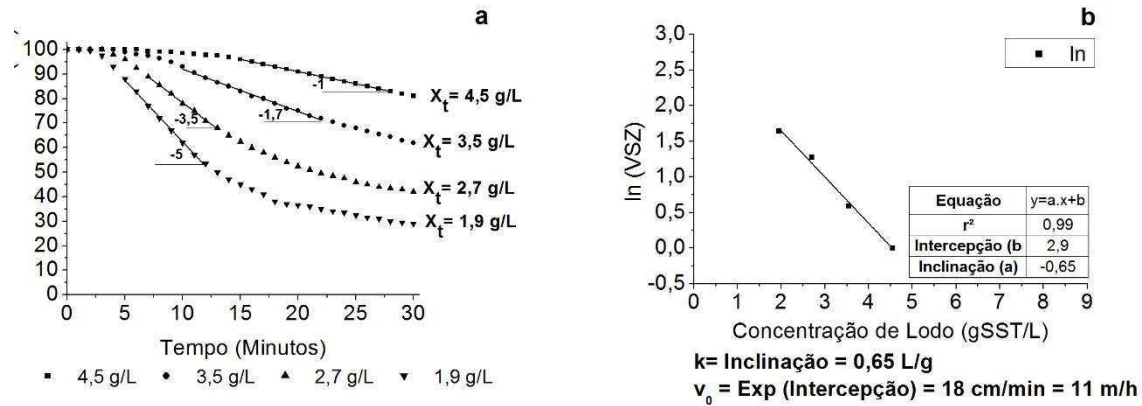
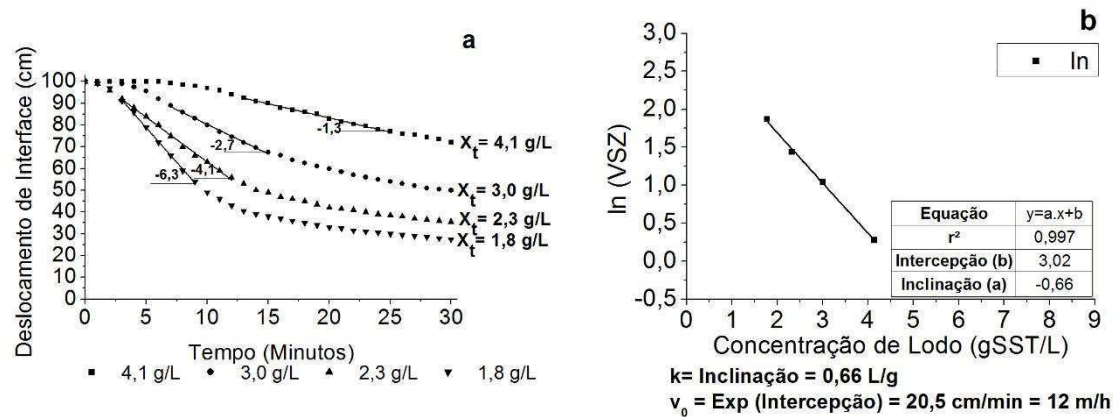


Figura 4.12: Diagrama dos resultados experimentais (a) e da correlação semilogarítmica (b) do teste estático com coluna de decantação de diâmetro de 10 cm.



Os testes de normalidade Kolmogorov-Sminorv podem ser observados no **Apêndice A**, que também contém os gráficos que ilustram o comportamento a distribuição dos dados avaliados. Os valores normalizados das constantes k e v_0 para os diferentes diâmetros avaliados nesse estudo e os valores KS e P do teste Kolmogorov-Sminorv podem ser observados nas **Tabelas 4.18 e 4.19** sendo a primeira referente aos valores normalizados de k e a segunda aos valores normalizados de v_0 , respectivamente. Os valores de KS e do valor-P seguidos de letra indicam a não normalidade dos dados, sendo, portanto, não adequados para uso na avaliação do diâmetro das colunas de sedimentação.

Analisando os valores de KS em relação ao valor crítico para 5 amostras (testes) para nível de significância de 5% ($\alpha=0,05$) de acordo com a **Tabela 4.17** (valor crítico = 0,56) e o valor P dos conjuntos de dados normalizados por cada denominador comum, observa-se na **Tabela 4.18** que o grupo de dados normalizados para constante k utilizando denominador comum C_1 (5cm) e C_2 (7cm) obtiveram valores obedecendo à distribuição normal. Em relação a constante v_0 , observa-se na **Tabela 4.19** que os dados normalizados pelos denominadores C_1 (5 cm), C_3 (8 cm) e C_4 (10 cm) obtiveram dados normais obedecendo as condições de valor $p > \alpha=0,05$ e de valor $KS < \text{valor crítico}$.

Nas condições observadas, portanto, adotou-se o conjunto de dados obtidos pelo denominador comum C_1 (5 cm.), uma vez que os mesmos possuem distribuição normal tanto para a constante k quanto para v_0 conforme verificado pelo teste Kolmogorov-Sminorv como significância de 5% ($\alpha=0,05$).

Tabela 4.17: Tabela de valores críticos utilizados para determinar a distribuição normal do teste Kolmogorov-Sminorv.

Número de Amostras (dados)	Nível de significância			
	20% ($\alpha=0,2$)	10% ($\alpha=0,1$)	5% ($\alpha=0,05$)	1% ($\alpha=0,01$)
5	0,45	0,51	0,56	0,67
10	0,32	0,37	0,41	0,49
15	0,27	0,3	0,34	0,4
20	0,23	0,26	0,29	0,36
25	0,21	0,24	0,27	0,32
30	0,19	0,22	0,24	0,29
35	0,18	0,2	0,23	0,27
40	0,17	0,19	0,21	0,28
45	0,16	0,18	0,2	0,24
50	0,15	0,17	0,19	0,23
Valores Maiores	1,07/(n)	1,22/(n)	1,36/(n)	1,63/(n)

Fonte: Malkovich & Afifi, 1973..

Tabela 4.18: Resultados normalizados dos valores experimentais da constante k em função do diâmetro da coluna de decantação.

Testes	Denominador C ₁ (5 cm)				Denominador C ₂ (7 cm)				Denominador C ₃ (8 cm)				Denominador C ₄ (10 cm)			
	C ₁	C ₂	C ₃	C ₄	C ₁	C ₂	C ₃	C ₄	C ₁	C ₂	C ₃	C ₄	C ₁	C ₂	C ₃	C ₄
1	1,00	0,93	0,99	1,00	1,07	1,00	1,06	1,08	1,01	0,94	1,00	1,01	1,00	0,93	0,99	1,00
2	1,00	0,92	0,89	1,04	1,09	1,00	0,97	1,13	1,12	1,03	1,00	1,17	0,96	0,88	0,86	1,00
3	1,00	1,06	1,13	1,13	0,94	1,00	1,07	1,07	0,88	0,94	1,00	1,00	0,89	0,94	1,00	1,00
4	1,00	1,30	1,35	1,33	0,77	1,00	1,03	1,02	0,74	0,97	1,00	0,99	0,75	0,98	1,01	1,00
5	1,00	1,08	1,13	1,16	0,93	1,00	1,05	1,07	0,88	0,95	1,00	1,02	0,86	0,93	0,98	1,00
Média	1,00	1,06	1,10	1,13	0,96	1,00	1,04	1,07	0,93	0,97	1,00	1,04	0,89	0,93	0,97	1,00
Desvio Padrão	0,00	0,13	0,14	0,10	0,11	0,00	0,03	0,03	0,12	0,03	0,00	0,06	0,08	0,03	0,05	0,00
Valor KS	N/A	0,25	0,22	0,22	0,21	N/A	0,26	0,26	0,22	0,27	N/A	0,39	0,19	0,25	0,37	N/A
Valor P	N/A	0,4	0,57	0,56	0,66	N/A	0,35	0,35	0,58	0,27	N/A	0,01a	0,81	0,4	0,02a	N/A

Obs: Conjunto de dados em coluna com valor P acima de 0,05 e valor KS < “valor crítico” são considerados normais pelo teste de distribuição normal Kolmogorov-Sminorv em nível de significância de 5%. N/A – não avaliado (por ser uma média que não possui variação de dados). Médias de KS e Valor-p seguidas de letra, indicam anormalidade dos dados.

Tabela 4.19: Resultados normalizados dos valores experimentais da constante v_0 em função do diâmetro da coluna de decantação.

Testes	Denominador 5 cm				Denominador 7 cm				Denominador 8 cm				Denominador 10 cm			
	5 cm	7 cm	8 cm	10 cm	5 cm	7 cm	8 cm	10 cm	5 cm	7 cm	8 cm	10 cm	5 cm	7 cm	8 cm	10 cm
1	1,00	0,64	0,99	0,87	1,56	1,00	1,54	1,36	1,01	0,65	1,00	0,88	1,15	0,74	1,14	1,00
2	1,00	0,74	0,73	0,92	1,36	1,00	0,99	1,26	1,38	1,01	1,00	1,27	1,08	0,80	0,79	1,00
3	1,00	1,03	1,07	1,10	0,97	1,00	1,04	1,07	0,93	0,96	1,00	1,03	0,91	0,93	0,97	1,00
4	1,00	1,62	1,44	1,40	0,62	1,00	0,89	0,86	0,69	1,12	1,00	0,97	0,71	1,16	1,03	1,00
5	1,00	1,15	1,14	1,23	0,87	1,00	0,99	1,07	0,88	1,01	1,00	1,08	0,82	0,94	0,93	1,00
Média	1,00	1,04	1,07	1,10	1,08	1,00	1,09	1,12	0,98	0,95	1,00	1,05	0,93	0,91	0,97	1,00
Desvio Padrão	0,00	0,35	0,23	0,20	0,34	0,00	0,23	0,17	0,23	0,16	0,00	0,13	0,16	0,14	0,12	0,00
Valor KS	N/A	0,18	0,2	0,20	0,2	N/A	0,37	0,2	0,25	0,32	N/A	0,21	0,2	0,23	0,17	N/A
Valor P	N/A	0,84	0,7	0,75	0,7	N/A	0,02a	0,72	0,37	0,11	N/A	0,64	0,77	0,49	0,91	N/A

Obs: Conjunto de dados com valor P acima de 0,05 são considerados normais pelo teste de distribuição normal Kolmogorov-Sminorv em nível de significância de 5%. N/A – não avaliado (por ser uma média que não possui variação de dados). Médias de KS e Valor-p seguidas de letra, indicam anormalidade dos dados.

Na **Tabela 4.20** são apresentados os resultados estatísticos do teste Tukey em nível de significância de 5% com os valores normalizados. Observa-se que não houve diferença estatística significativa para as médias encontradas em ambos os testes, indicando que os resultados encontrados foram semelhantes em ambas as constantes de Vesilind. Portanto, no presente experimento não foi evidenciado a influência do diâmetro dos cilindros na escala entre 5 a 10 cm na determinação dos testes de sedimentabilidade de lodo ativado

Tabela 4.20: Valores estatísticos normalizados pelo denominador C_1 (5 cm) do teste Tukey à nível de significância de 5% constantes k e v_0 da equação de Vesilind com colunas de sedimentação de diferentes diâmetros.

Diâmetro dos Cilindros	Nº de amostras	K (L/g)		v_0 (m/h)	
C₁ (5 cm)	5	1,0±0,0	A	1,0±0,0	A
C₂ (7 cm)	5	1,01± 0,14	A	1,15±0,3	A
C₃ (8 cm)	5	1,1±0,15	A	1,14±0,2	A
C₄(10 cm)	5	1,13±0,11	A	1,23±0,2	A

Obs: Médias seguidas da mesma letra não diferem significativamente entre si pelo Teste de Tukey à nível de 5% de significância.

4.4.3. Influência da intensidade de agitação

Nas **Figuras 4.13, 4.14, 4.15, 4.16, 4.17 e 4.18** são apresentados os valores típicos dos resultados experimentais e a correlação semi-logarítmica para obter as constantes de Vesilind para diferentes intensidades de agitação no teste de sedimentabilidade estática. Pode ser observado que os testes obtiveram uma boa correlação linear entre os resultados experimentais obtidos para determinar as constantes de k e v_0 , com coeficiente de correlação R^2 entre 0,976 a 0,999 para todos os sistemas. No caso do teste sem agitação (**Figura 4.13**), considerou-se somente três pontos experimentais, uma vez que o valor da inclinação da reta linear do deslocamento de interface e o valor de maior concentração de lodo apresentou dispersão fora do comportamento da reta linear da correlação semilogarítmica. .

Figura 4.13: Diagrama dos resultados experimentais (a) e da correlação semilogarítmica (b) do teste estático sem intensidade de agitação.

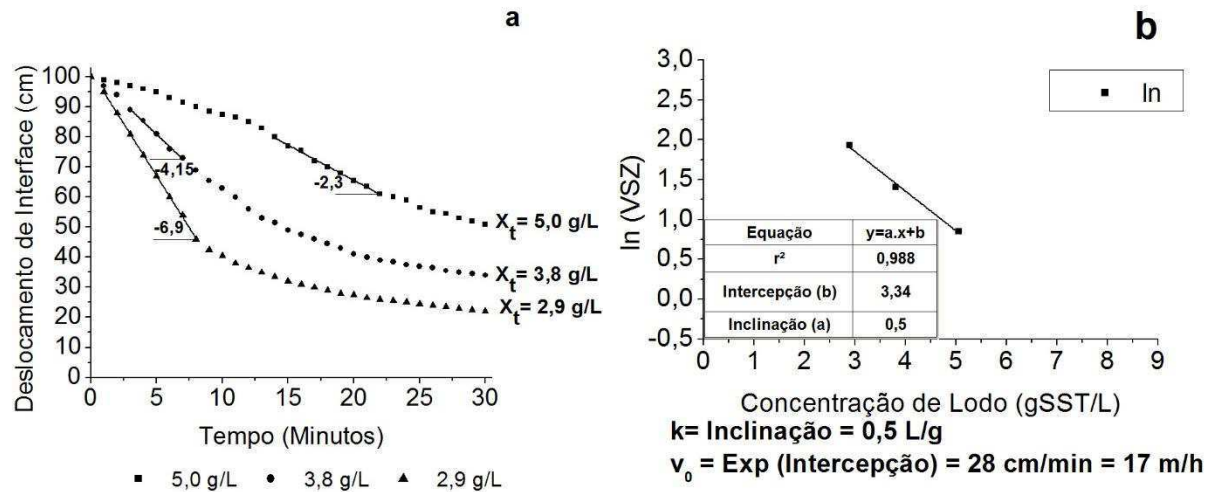


Figura 4.14: Diagrama dos resultados experimentais (a) e da correlação semilogarítmica (b) do teste estático com intensidade de agitação de 2 rpm.

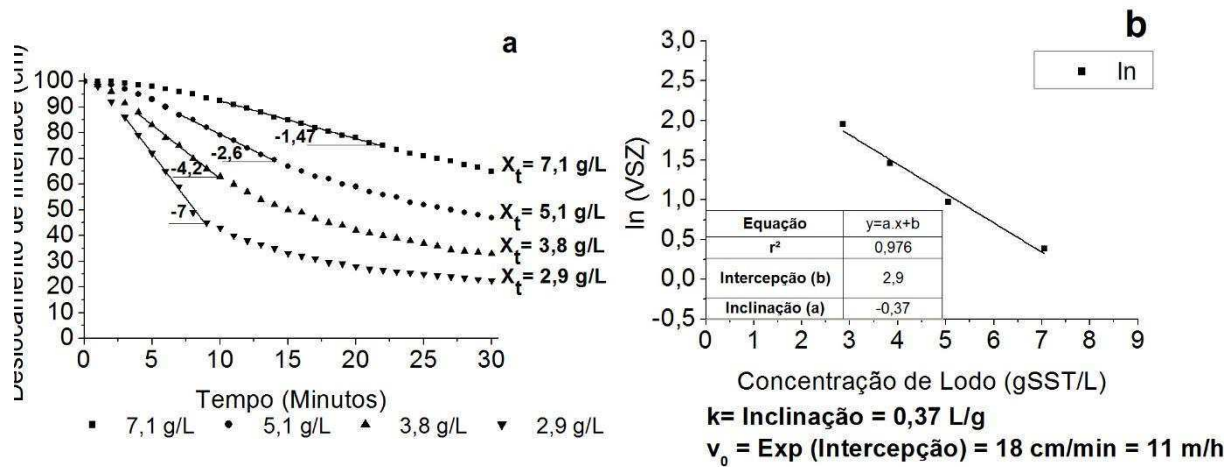


Figura 4.15: Diagrama dos resultados experimentais (a) e da correlação semilogarítmica (b) do teste estático com intensidade de agitação de 4 rpm.

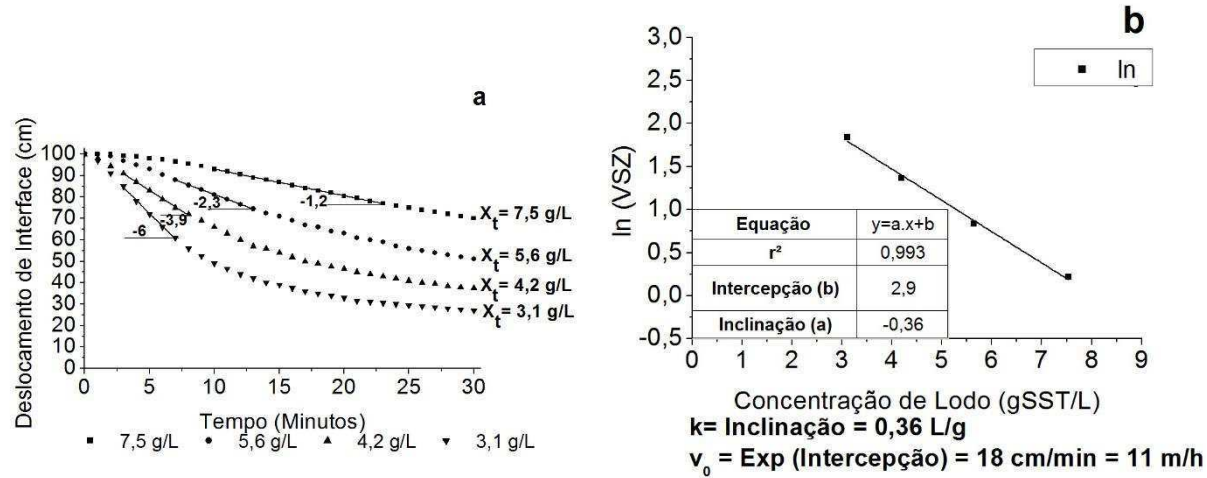


Figura 4.16: Diagrama dos resultados experimentais (a) e da correlação semilogarítmica (b) do teste estático com intensidade de agitação de 6 rpm.

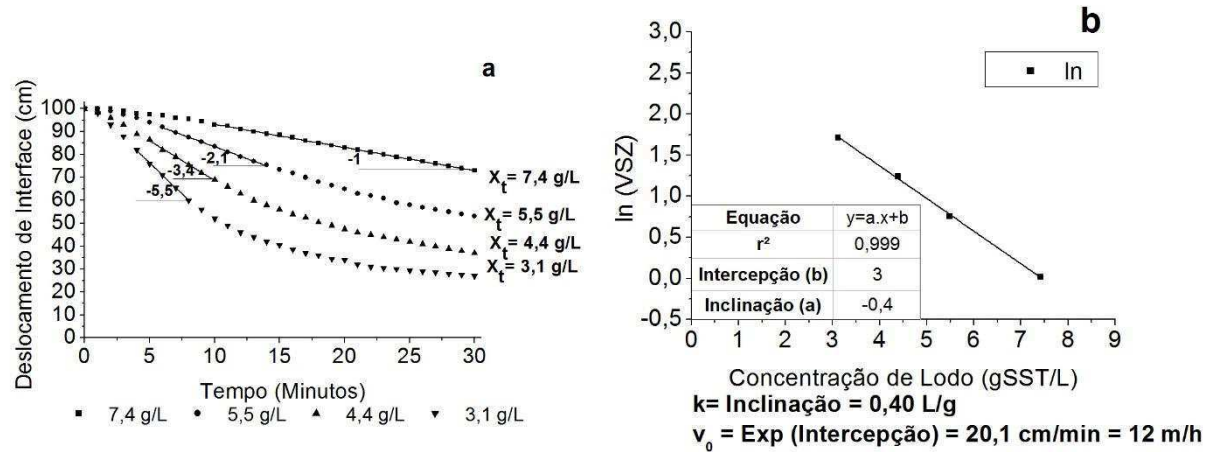


Figura 4.17: Diagrama dos resultados experimentais (a) e da correlação semilogarítmica (b) do teste estático com intensidade de agitação de 8 rpm.

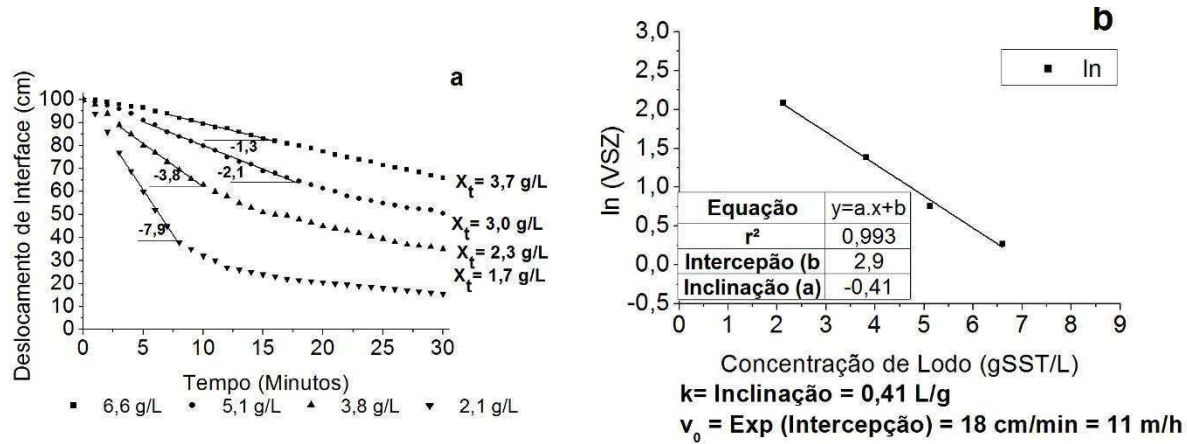
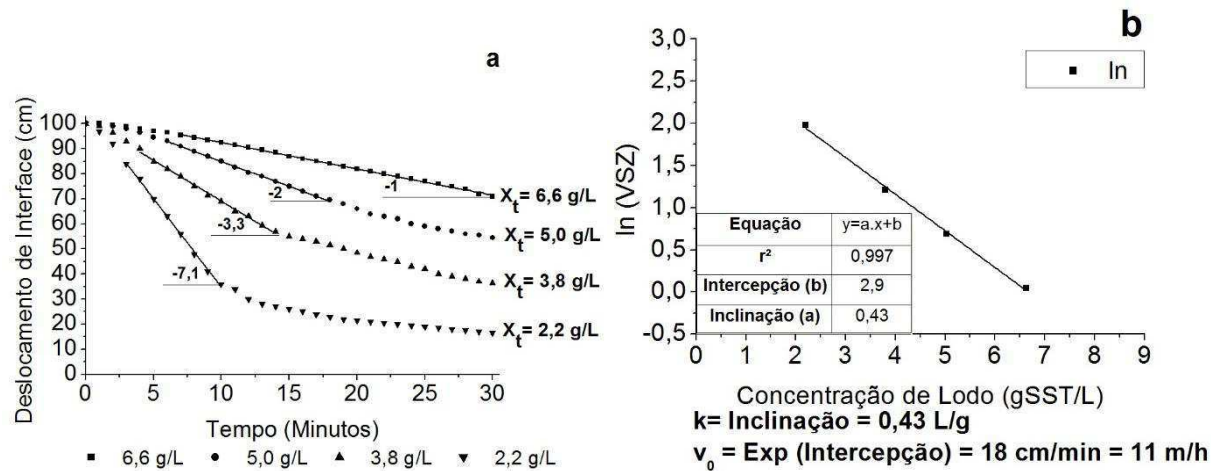


Figura 4.18: Diagrama dos resultados experimentais (a) e da correlação semilogarítmica (b) do teste estático com intensidade de agitação de 10 rpm.



Nas **Figuras 4.19 e 4.20** são apresentados os valores das constantes k e v_0 da equação de Vesilind em função da velocidade de agitação (rpm) aplicado no método estático, pode-se observar o comportamento da constante k e na segunda figura o comportamento da constante v_0 , respectivamente.

Na **Figura 4.19**, observa-se na faixa entre 2 a 4 rpm os menores valores da constante k (0,35 a 0,37 L/g) seguidos de um aumento a partir de 6 rpm com valores acima de 0,4 L/g. O maior valor de k foi encontrado pelo teste sem agitação (0 rpm) com valor acima de 0,5 L/g. Fica constatado que, nas condições experimentais observadas, a agitação entre 2 a 4 possuiu uma influência positiva na compressibilidade (menores valores de constante k), no entanto, mostrou-se prejudicial quando aplicado agitações mais intensas (a partir de 6 rpm).

Na **Figura 4.20**, observa-se na constante v_0 um valor elevado para a sedimentabilidade sem agitação quando comparado com os testes que possuem agitação, com v_0 de 17 m/h. Os demais testes com intensidade de agitação apresentaram valores de v_0 praticamente semelhantes entre si com valores entre 11 e 12 m/h. O que pode ser constatado nas condições experimentais observadas é que a agitação tem uma influência negativa na determinação da velocidade inicial de sedimentação (v_0), obtendo valores relativamente menores do que no teste sem agitação.

Nas condições experimentais deste estudo, conclui-se que a intensidade de agitação tem influência positiva na compressibilidade de lodo (k), desde que ela não seja muito intensa (acima de 6 rpm). Tal fato demonstra a utilidade da baixa agitação, que facilita a compressibilidade do lodo na coluna de decantação, uma vez que a agitação reduz os efeitos adversos da sedimentabilidade do lodo, tais como fenômeno de pistonamento, flotação e caminhos preferenciais (VESILIND, 1968; BARBOSA, 1998) e permite o maior adensamento do lodo.

Em relação a v_0 , a intensidade de agitação influenciou negativamente na velocidade de agitação, com valor menor em relação ao teste sem sedimentação onde os valores de k ficam maiores na medida em que há o aumento da velocidade de agitação. Esse resultado é atípico, uma vez que Van Haandel e Marais (1999) recomenda-se o emprego de uma leve intensidade de agitação justamente para favorecer a velocidade de sedimentação do lodo em decantadores, devidos aos efeitos adversos de sedimentabilidade citados anteriormente poderem influenciar na velocidade de sedimentação.

Figura 4.19: Comportamento da constante k em função da intensidade de agitação (rpm).

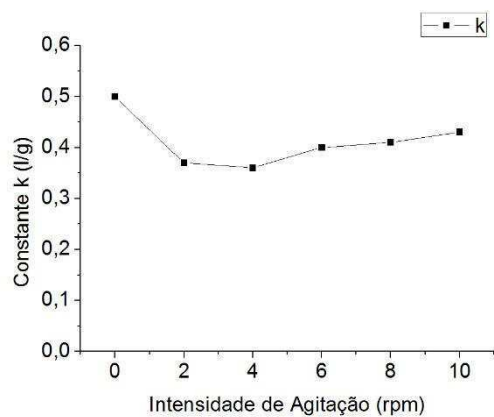
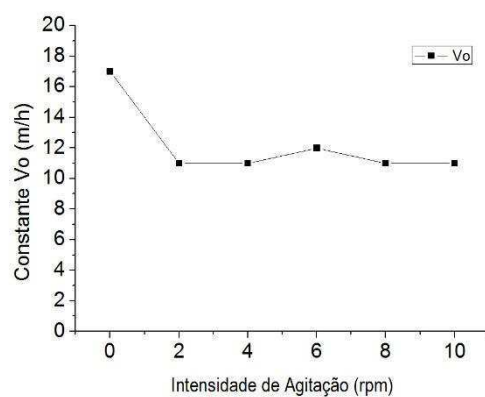


Figura 4.20: Comportamento da constante v_0 em função da intensidade de agitação (rpm).



5. CONCLUSÃO

O desenvolvimento desse estudo experimental resultou em importantes conclusões de aplicabilidade prática relativas ao desempenho e operação de diferentes sistemas de lodo ativado no tratamento de esgoto doméstico, especificamente os aspectos físicos envolvidos, e os aspectos metodológicos adotados para caracterização da sedimentabilidade do lodo. Da investigação experimental com os sistemas de lodo ativado RBS Unitário, RBS Câmaras Dedicadas e fluxo contínuo UCT com idade de lodo de 20 dias e operados com diferente carga orgânica aplicada (I e II etapa), é possível concluir:

- Em termos de desempenho, os sistemas experimentais apresentaram melhor desempenho na II etapa em todas as variáveis observadas, com remoção de matéria orgânica acima de 90%; remoção de NTK e amônia acima de 90% pelos sistemas RBS unitário e UCT; ocorrência de nitrificação e desnitrificação (com remoção acima 60% de nitrogênio) e maior produção de SST e SSV.
- O sistema RBS Unitário apresentou a melhor característica de compressibilidade (constante k) na I etapa; O sistema RBS Câmaras Dedicadas apresentou a melhor característica de velocidade de sedimentação (constante v_0) na II etapa;
- A mudança das etapas de monitoramento (aumento da concentração de matéria orgânica e diminuição do TDH) influenciaram os sistemas RBS;
- O modelo de Vesilind se aplica bem aos lodos dos sistemas operados e são bem caracterizados pelos testes estático e dinâmico;
- Não houve diferença significativa nos valores de k e v_0 da Equação de Vesilind determinados pelos métodos estático e dinâmico;
- O desempenho da sedimentabilidade do lodo dos sistemas experimentais em termos de compressibilidade (k) foi abaixo do esperado quando comparados com sistemas de mesma configuração na literatura, com valores entre 0,32 a 0,46 L/g. Já para a constante de velocidade de sedimentação inicial (v_0) os valores encontrados foram de regulares para bons com valores acima de 8,5 m/h.

- Não foi observada diferença estatística significativa para as médias encontradas nos testes para determinar a influência do diâmetro das colunas de sedimentação na escala entre 5 cm a 10 cm.
- A intensidade de agitação influenciou positivamente os resultados da constante k (2 e 4 rpm), porém, ela se torna prejudicial a partir de 6 rpm. Em relação a constante v_0 a intensidade da agitação afetou negativamente a velocidade de sedimentação inicial do lodo - v_0 (11 e 12 m/h) quando comparado com o teste sem agitação (17 m/h).

6. RECOMENDAÇÕES

Diante do contexto descrito neste trabalho, propõe-se os seguintes assuntos que são passíveis de melhores discussões:

- Avaliação dos fatores que influenciam o método dinâmico na determinação dos dados experimentais, compreendendo diâmetro da coluna de decantação, intensidade de agitação, forma do rotor de agitação e métodos de aplicação de vazão efluente;
- Avaliação do diâmetro das colunas de decantação no método de sedimentabilidade estática, com a aplicação de uma metodologia mais específica para caracterizar aspectos que não foram considerados nesse trabalho, tais como a observação de diferentes características de lodo, o uso colunas de decantação com diâmetros de maior escala e o aumento de número de amostras para reduzir os erros experimentais;
- Avaliação da intensidade da agitação na sedimentação no método estático, compreendendo análises com uma maior quantidade de testes e o uso de lodo com diferentes qualidades.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA, AWWA, WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21th ed. Washington, D.C. 2012.

BARBOSA, C. A. C. e SOUZA, M. A. A. Sedimentabilidade do lodo secundário obtido no processo de lodos ativados com remoção biológica de nutrientes. In: **Asociación Peruana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental; AIDIS. Gestión ambiental en el siglo XXI**. Lima, API S, p.1-21, Ilus, tab. Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 26 (AIDIS 98), 1998.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente CONAMA. Resolução nº 357/2005. **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**. Publicada no Diário Oficial da União, nº 90, de 13 de maio de 2002.

BRASIL. ~Conselho Nacional de Meio Ambiente CONAMA. Resolução nº 470/2011. **Dispõe sobre 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**. Publicada no Diário Oficial da União, nº 92, de 16/05/2011, pág. 89.

BUCHAUER, K. A comparison of two simple titration procedures to determine volatile fatty acids in influents to waste-water and sludge treatment process. In: **Water SA**, v.24, n. 1, p. 49-56. 1998

CATUNDA P.F.C., SOUZA J. T. E VAN HAANDEL A.C.: Determinação da sedimentabilidade de lodo ativado. In: **14 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e ambiental**, Belém – Pará, 1989

CHO, S. H.; COLIN, F. ; SARDIN, M.;PROST, C. Settling velocity model of activated sludge In: **Water. Research**. Vol. 27, No. 7, pp. 1237-1242, 1993

CONSENTINO, P. R. S.; FILHO, J. A. S.; VAN HAANDEL; CATUNDA, P. F. F. C. Estabilização de lodo de sistemas aeróbios em reatores do tipo UASB. In: **23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e ambiental**, Campo Grande – Mato Grosso do Sul, 2005.

FIGUEREDO, G.P.; VAN HAANDEL, A.C.; SILVA FILHO, J. A; PAIVA, F.V. Cavalcanti, P.F.F. Determinação da sedimentabilidade de lodo de sistemas anaeróbio-aeróbios tratando esgoto. **Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Fortaleza-Ce ABES CD-ROM, 2006.

FREIRE, R. S.; PELEGRINI, L; KUBOTA, T.; DURÁN, N. Novas tendências para o tratamento de resíduos industriais contendo espécies organocloradas In: **Química Nova**. vol. 23, n.4, São Paulo 2000

GUO L.; ZHANG D.; DANYU X.; CHENA, Y. An experimental study of low concentration sludge settling velocity under turbulent condition In: **Water research**. 2009

IRVINE, R. L.; RICHTER, R. O. Computer simulation and design sequencing batch biological reactors. In: Proceedings 31st. Purdue Industrial Waste Conference. Purdue University, 1976. p. 182-192.

JANCZUKOWICZ, W.; SZEWCZYK, M. M.; J. KRZEMIENIEWSKI; Settling Properties of Activated Sludge from a Sequencing Batch Reactor (SBR) In: **Polish Journal of Environmental Studies** Vol. 10, No. 1, 2001

JORDAO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos sanitários**. 6. ed. Belo Horizonte: Segrac editora, 2011. p. 906

LEITÃO, R. C. **Robustness of UASB Reactors Treating Sewage Under Tropical Conditions** . (Tese de doutorado) - Wageningen University/ Wageningen, 160p. 2004.

MAHVI, A. H. Sequencing Batch Reactor: A promising technology in wastewater treatment. In: **Iran. J. Environment Health Science Engineer**. Vol. 5, N°2, 2008.

MALKOVICH, J. F.; AFIFI, A. A. On tests for multivariate normality. In: **Journal of the American Statistical Association**, v. 68, p.176-179, 1973

METCALF e EDDY. Inc. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4. ed. McGraw Hill, 2003. p.1819.

MOHLMAN, M. L. **The Sludge Index**. Sew. Works J., 6(1):119, 1934

NÓBREGA, E. O. **Estequiometria e cinética da remoção de fósforo em sistemas de lodo ativado** 82p Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Campina Grande: UFCG, Campina Grande, PB. 2009.

PIRO, P.; CARBONE, M.; PENNA N.; MARSALEK, J. **Characterization of the settling process for wastewater from a combined sewer system** In: Water research. 2011

POVINELLI, J.; AISSE, M. M. Sedimentação de Lodo Secundário Obtido no Processo de Lodos Ativados. **In: XIV CONGRESSO DA ABES**, 1987, São Paulo.

RODIER, J. L. Analyse de l'eau: eause naturelles, euax residuales, eaux de mer. Dunod. Paris, 1975, 692 p.

SALES, V. S. **Avaliação da capacidade de produção de metano em sistemas UASB, tratando vinhoto sob diferentes condições operacionais**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Campina Grande: UFCG, Campina Grande, PB. 2013

SANTOS, E. V. M. **Desnitrificação em sistemas de lodo ativado** 114p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Campina Grande: UFCG, Campina Grande, PB. 2009.

SILVA FILHO, E. A. **Nitrificação em sistemas de lodo ativado** 116p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Campina Grande: UFCG, Campina Grande, PB. 2009.

STOBBE, G. **Über das Verhalten von belebtem Schlamm in aufsteigender Wasserbewegung**. Publication of the Sanitation Engineering Institute of the Technical University of Hanover. 18. 100 p. (in German), 1964.

VANDERHASSELT, A.; VERSTRAETE, W. Short Term Effects of Additives on Sludge Sedimentation Characteristics. Wat. Res. Vol. 33, No. 2, 1999

VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. V. R. O. **Comportamento do Sistema de Lodo Ativado: Teoria e Aplicações para Projetos e Operações**. Campina Grande: Epgraf, 72 p, 1999

VON SPERLING, M; CHERNICHARO, C. A. L. **Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions**, V.2, Ed. IWA, 2006

VESILIND, A., 1968. **Design of prototype thickeners from batch settling tests.** **Water and Sewage Works.** 115, 302 - 307.

WHITE M. J. d (1975) **Settling of Activated Sludge**, Technical Report TR11, WRC Stevenhage - Reino Unido (1975).

ZHANG, D; LI, Z.; LU, P.; ZHANG, T.; XU, D. A method for characterizing the complete settling process of activated sludge In: **Water research.** 2006

ANEXO A – Método para calcular a eficiência da desnitrificação dos sistemas de lodos ativados

Para realizar o cálculo para determinar o percentual de desnitrificação (**Equação 1**), utilizou-se os dados de concentração de NTK, NO_2^- e NO_3^- efluente e a concentração de nitrogênio necessária para produção de lodo. A demanda de nitrogênio necessário para a produção de lodo (**Tabela 1**) foi estimada a partir da **Equação 2**, considerando o tempo de permanência dos sistemas de lodos ativados, a concentração de lodo volátil dos mesmos e a fração de nitrogênio no lodo (f_n) sugerida por Van Haandel & Marais (1999). O resultado do percentual de nitrogênio desnitrificado podem ser observados nas **Tabelas 2 e 3**.

$$N_D \% = \frac{(N_{af} - (N_{NO_2} + N_{NO_3} + N_{ef} + N_l))}{N_{af}} \quad (1)$$

$$N_l = \frac{f_n \cdot R_h \cdot X_v}{R_s} \quad (2)$$

Onde:

N_D – Concentração de Nitrogênio Desnitrificado (%)

N_{af} – Concentração de NTK afluente (mgN/L)

N_{NO_2} – Concentração de NO_2 efluente (mgN/L)

N_{NO_3} – Concentração de NO_3 efluente (mgN/L)

N_{ef} – Concentração de NTK efluente (mgN/L)

N_l – Concentração da demanda de nitrogênio no lodo (mgN/L).

f_n – Fração de nitrogênio em lodo volátil = 0,1 mgN.mg⁻¹SSV

R_h – Tempo de Permanência do Líquido (V_r/Q_a)

X_v – Concentração de Lodo Volátil – SSV (mg/L)

R_s – Idade de Lodo (d)

Tabela 1: Concentração de nitrogênio necessário para o metabolismo do lodo dos sistemas operacionais nas duas etapas de monitoramento.

Reatores	I etapa	II etapa
	(mgN/L)	
RBS Unitário	4	5
RBS Câmaras Dedicadas	3	5
UCT	5	11

Tabela 2: Percentuais de nitrogênio desnitrificado dos sistemas operacionais I etapa de monitoramento

I Etapa	NTKaf	NTK ef	NO2-	NO3-	NI	ND
Reatores	mgN-NTK.L-1	mgN-NTK.L-1	mgN-NO2-.L-1	mgN-NO3-.L-1	mgN.L-1	%
RBS Unitário	43	13	5	8,6	4	0,29
RBS Câmaras					3	
Dedicadas	43	17	1,2	7,9		0,32
UCT	43	6	1,3	8,9	5	0,51

Tabela 3: Percentuais de nitrogênio desnitrificado dos sistemas operacionais nas duas etapas de monitoramento

II Etapa	NTKaf	NTK ef	NO2-	NO3-	NI	ND
Reatores	mgN-NTK.L-1	mgN-NTK.L-1	mgN-NO2-.L-1	mgN-NO3-.L-1	mgN.L-1	%
RBS Unitário	52	2	0,3	13,5	5	0,6
RBS Câmaras					5	
Dedicadas	52	9	0,5	5,1		0,62
UCT	52	4	1	3,4	11	0,63

Apêndice A – Teste de Normalidade Kolmogorov-Sminorv.

I. Teste de Normalidade Kolmogorov-Sminorv

As distribuições de normalidade são, na verdade, distribuições de probabilidade, onde para um evento termos uma probabilidade de ocorrência associada. Em outras palavras, a partir de uma distribuição de probabilidade completamente especificada, pode-se calcular a probabilidade de uma variável aleatória assumir determinado intervalo de valores. Em situações em que três ou mais amostras de dados experimentais são avaliadas, compara-se as médias dos dados através da Análise de Variância ANOVA. Neste caso, deve-se pressupor que os valores experimentais tenham distribuição normal em cada um dos grupos de dados.

O método utilizado para realizar o teste de distribuição de normalidade neste trabalho é chamado de Kolmogorov-Sminorv. Ele consiste de um teste de aderência estatística com dois critérios de decisão: a hipótese de nulidade é a de que a variável aleatória adere à distribuição Normal, contra a hipótese alternativa de que a variável aleatória não adere à distribuição Normal. As duas maneiras verificar se os testes são ou não normais pelo teste Kolmogorov Sminorv consistem em: verificar o valor-p dos testes e comparar com o nível de significância adotado. Caso valor p seja menor que o valor de significância, rejeita-se a hipótese de normalidade; verificar se o valor de KS é menor que o valor crítico para um determinado número de amostras e uma determinada probabilidade. Caso seja KS seja menor que valor crítico, rejeita-se a hipótese de normalidade. A tabela que estabelece o valor crítico em função dos do número de amostras e do nível de significância, pode ser observado na Tabela X.

Tabela 1: Tabela de valores críticos utilizados para determinar a distribuição normal do teste Kolmogorov Sminorv.

Número de Amostras (dados)	Nível de significância			
	20% ($\alpha=0,2$)	10% ($\alpha=0,1$)	5% ($\alpha=0,05$)	1% ($\alpha=0,01$)
5	0,45	0,51	0,56	0,67
10	0,32	0,37	0,41	0,49
15	0,27	0,3	0,34	0,4
20	0,23	0,26	0,29	0,36
25	0,21	0,24	0,27	0,32
30	0,19	0,22	0,24	0,29
35	0,18	0,2	0,23	0,27
40	0,17	0,19	0,21	0,28
45	0,16	0,18	0,2	0,24
50	0,15	0,17	0,19	0,23
Valores Maiores	1,07/(n)	1,22/(n)	1,36/(n)	1,63/(n)

Fonte: <http://www.portaaction.com.br/>, 2014.

Através de um gráfico Quantil-Quantil, também é possível interpretar a distribuição dos dados experimentais. Neste gráfico, no eixo horizontal (x) tem-se os valores observados

dos dados experimentais normalizados, e no eixo vertical (y), os valores esperados caso os dados tenham distribuição Normal. Se houver uma boa aderência dos dados à distribuição Normal os pontos estão próximos a reta de referência apresentada no gráfico. Esses gráficos serão observados em conjunto com os resultados do teste de distribuição de normalidade pelo teste Kolmogorov-Sminorv.

No caso deste trabalho, as amostras de dados pelos denominadores comuns (com exceção dos casos em que as amostras de dados possuem o mesmo valor numérico) foram submetidas ao teste Kolmogorov-Sminorv a nível de significância de 5% ($\alpha=0,05$) o teste Kolmogorov Sminorv. Considerando que as amostras experimentais normalizados de cada diâmetro possuem 5 dados normalizados e o nível de significância de 5%, adotou-se como valor crítico o valor 0,56. O software utilizado para realizar os teste de distribuição de normalidade foi o Action 2.6 e os resultados podem ser observados no item 2 deste apêndice:

Analisando os resultados dos testes de distribuição normal pelo teste Kolmogorov-Sminorv, observa-se que todos as análise para as constantes k e v_0 obtiveram KS menor que o valor crítico (0,56) sendo aceita a hipótese de normalidade nesta condição. No caso do valor-p da constante k, observa-se que os valores foram menores que o nível de significância $\alpha=0,05$ para as amostras de dados C4 do conjunto de dados do denominador comum C3 (8cm) (**Figura 17**) com valor de valor p= 0,01 e amostras de dados C3 para denominador C4 (10 cm) (**Figura 23**) com valor p = 0,02, ou seja, em ambos os casos rejeita-se a hipótese de normalidade. No caso da constante v_0 observa-se que somente as amostras de dados C3 do conjunto de dados normalizados pelo denominador comum C3 (7cm) (**Figura 10**) obtiveram valor p menor que nível de significância, com valor p de 0,02, rejeitando neste caso a hipótese de normalidade. Nos casos em que houve rejeição de hipótese de normalidade é possível observar comportamento dos pontos de aderência nos gráficos Quantil Quantil, onde um dos pontos de cada teste está distante da reta linear do gráfico, que comprova visualmente a dispersão de um dos valores normalizados da média da distribuição.

Considerando que a avaliação da distribuição normal do teste Kolmogorov-Sminorv a nível de significância de 5% ($\alpha=0,05$) foi para verificar qual conjunto de dados normalizados das constantes de k e v_0 pelo mesmo denominador comum tem hipótese de normalidade aceita, constata-se que somente os conjuntos de dados normalizados pelo denominador C1 (5 cm) possuem distribuição normal sendo o mais adequado para o teste de comparação de médias teste Tukey.

II. Resultados do Teste Kolmogorov-Sminorv para os conjuntos de dados normalizados.

1. C_1 (5cm) como denominador comum.

Figura 1: Testes de normalidade para amostras de dados de C_2
DADOS DO PROCESSO (Constante k)

KS 0,25

P-valor 0,40

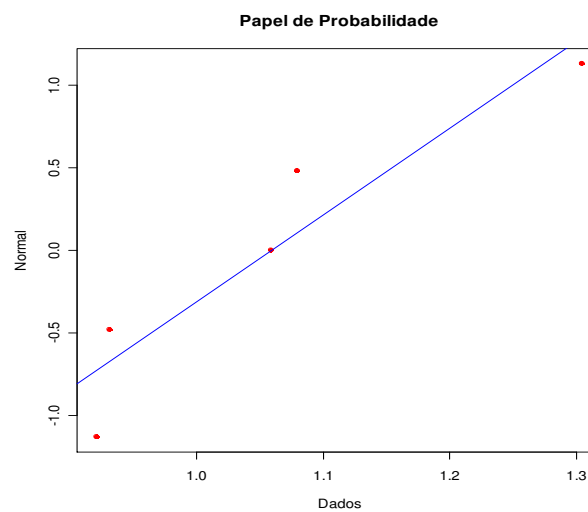


Figura 2: Testes de normalidade para amostras de dados de C_2
Dados do processo (Constante v_0)

KS 0,18

P-valor 0,84

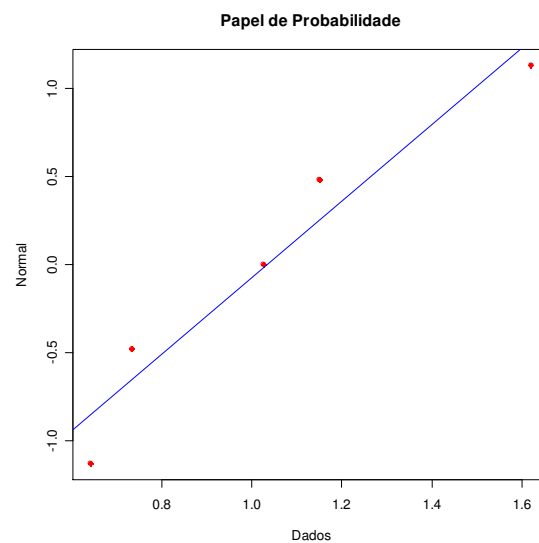


Figura 3: Testes de normalidade para amostras de dados de C_3

Dados do processo (Constante k)

KS 0,22
P-valor 0,57

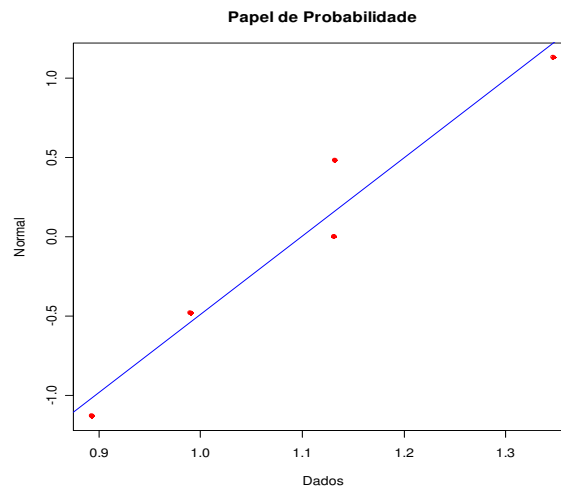


Figura 4: Testes de normalidade para amostras de dados de C_3

Dados do processo (Constante v_0)

KS 0,20
P-valor 0,70

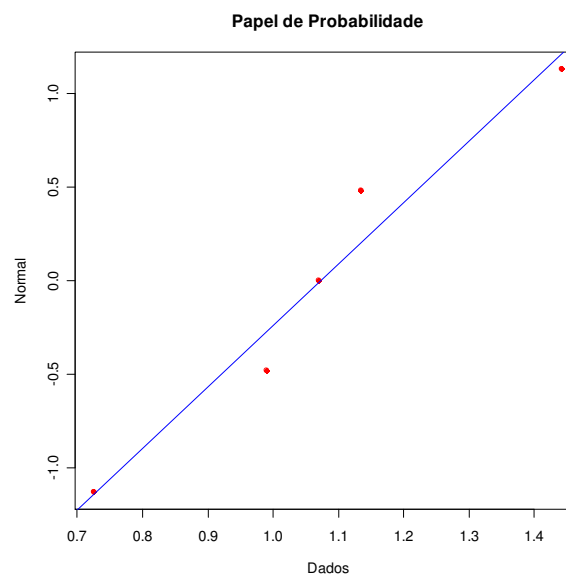


Figura 5: Testes de normalidade para amostras de dados de C4

Dados do processo (Constante k)

KS 0,22

P-valor 0,56

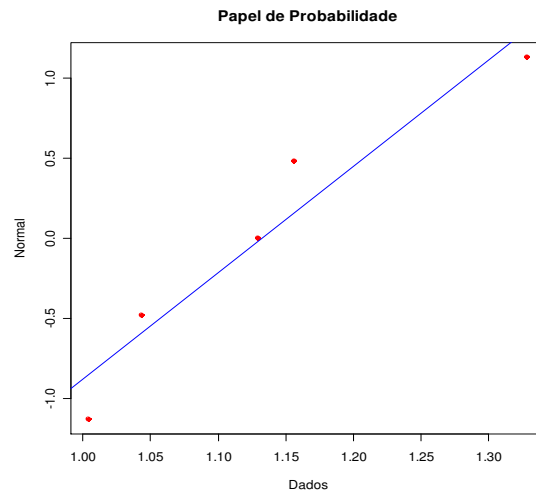
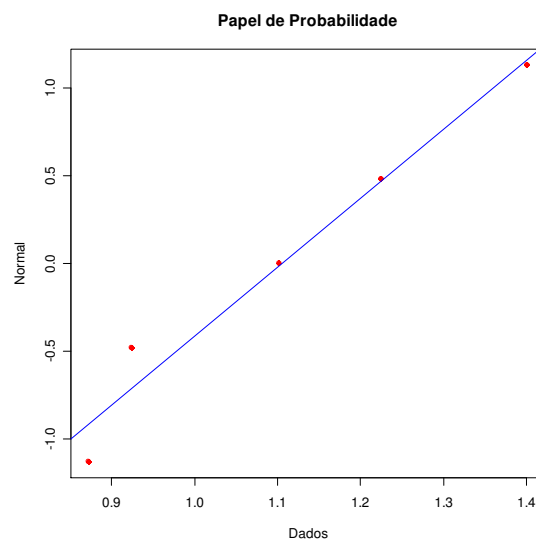


Figura 6: Testes de normalidade para amostras de dados de C4

Dados do processo (Constante v_0)

KS 0,20

P-valor 0,75



2. C_3 (7cm) como denominador comum

Figura 7 Testes de normalidade para amostras de dados de C_1
Dados do processo (constante k)

KS 0,21
P-valor 0,66

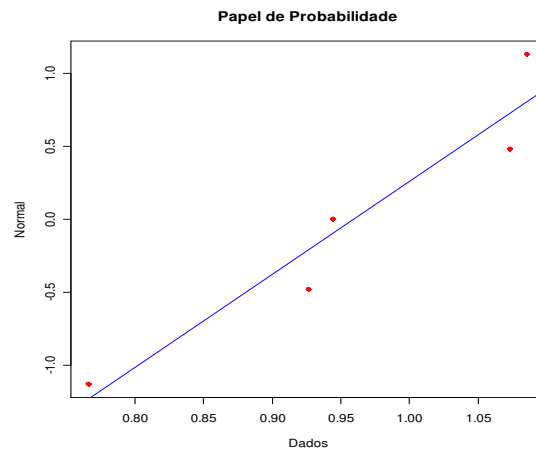


Figura 8: Testes de normalidade para amostras de dados de C_1
Dados do processo (Constante v_0)

KS 0,20
P-valor 0,70

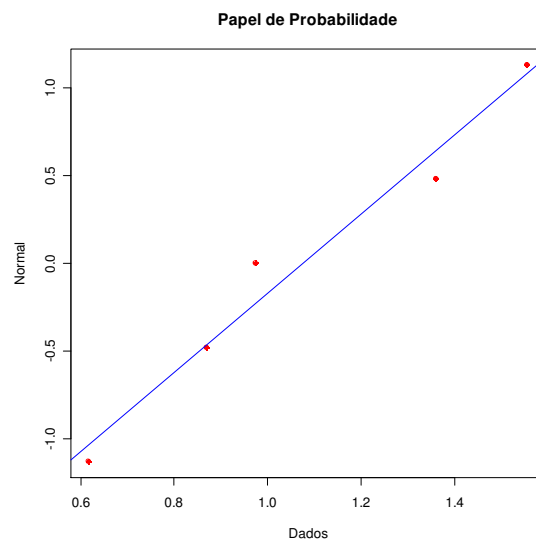


Figura 9: Testes de normalidade para amostras de dados de C_3
Dados do processo (Constante k)

KS 0,26
P-valor 0,35

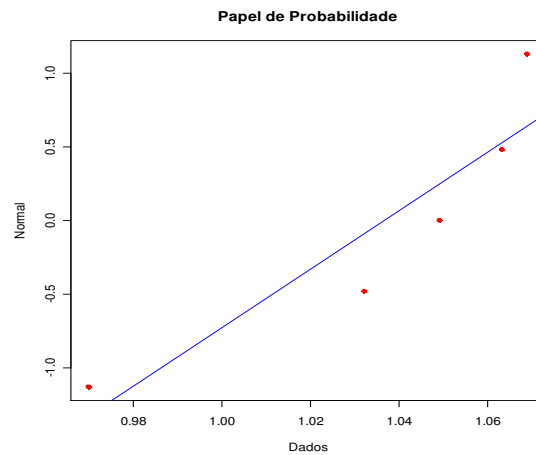


Figura 10: Testes de normalidade para amostras de dados de C_3
Dados do processo (Constante v_0)

KS 0,37
P-valor 0,02

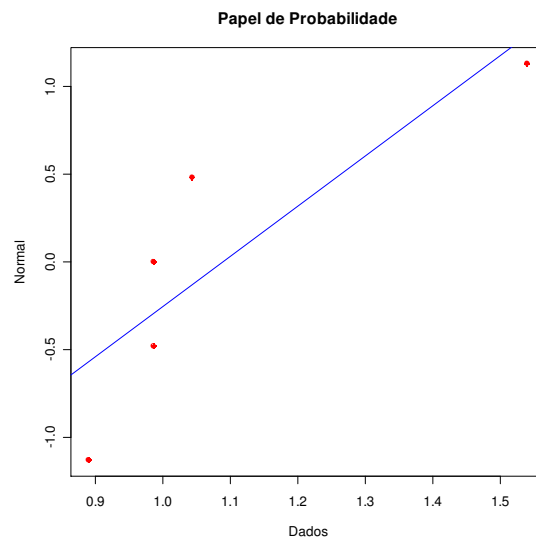


Figura 11: Testes de normalidade para amostras de dados de C4

DADOS DO PROCESSO (Constante k)

KS 0,26

P-valor 0,35

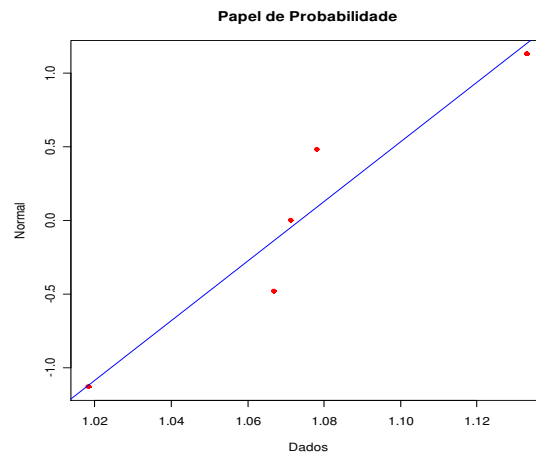
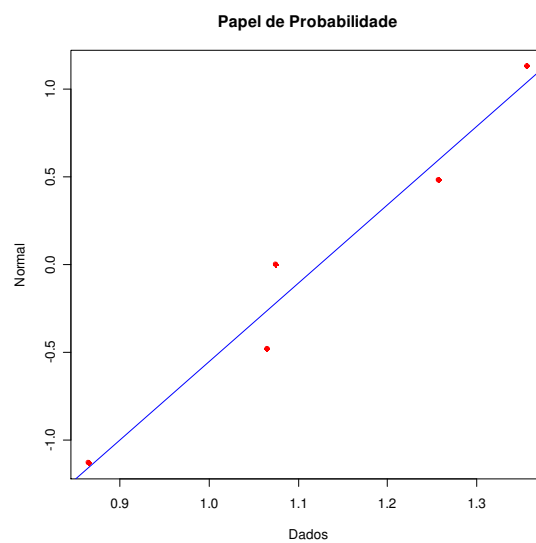


Figura 12: Testes de normalidade para amostras de dados de C4

DADOS DO PROCESSO (Constante v_0)

KS 0,20

P-valor 0,72



3. $C_3(8\text{cm})$ como denominador comum

Figura 13: Testes de normalidade para amostras de dados de C_1
Dados do processo (Constante k)

KS 0,22
P-valor 0,58

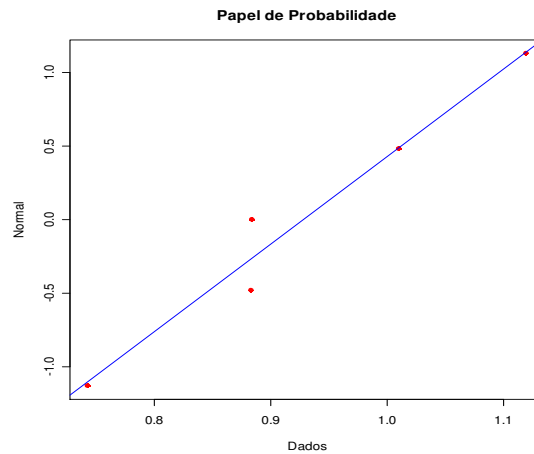


Figura 14: Testes de normalidade para amostras de dados de C_1
Dados do processo (Constante v_0)

KS 0,25
P-valor 0,37

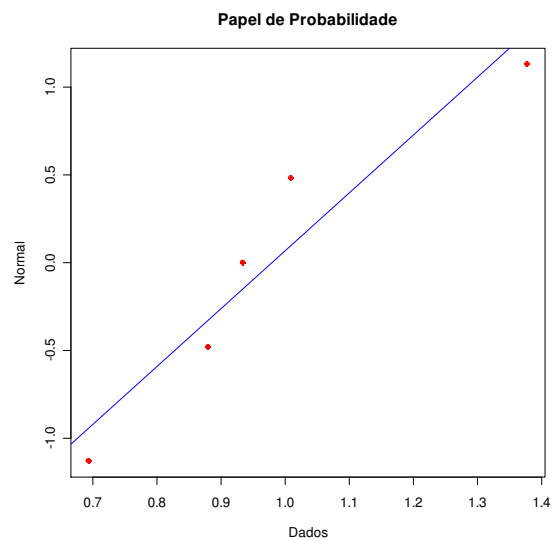


Figura 15: Testes de normalidade para amostras de dados de C_2
Dados do processo (Constante k)

KS 0,27
P-valor 0,27

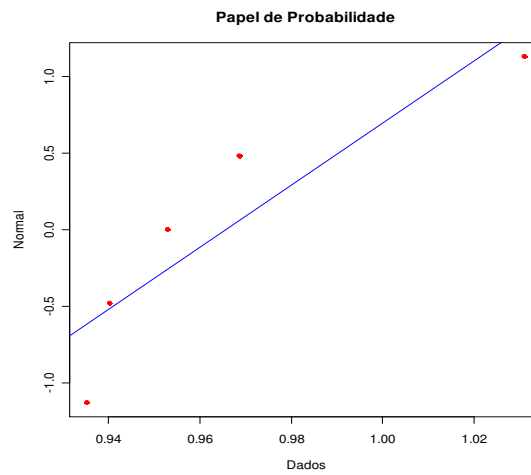


Figura 16: Testes de normalidade para amostras de dados de C_2
Dados do processo (Constante v_0)

KS 0,32
P-valor 0,11

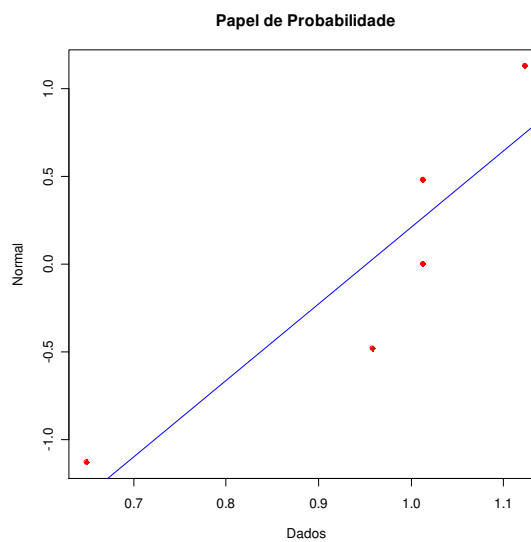


Figura 17: Testes de normalidade para amostras de dados de C4

Dados do processo (Constante k)

KS 0,39
P-valor 0,013

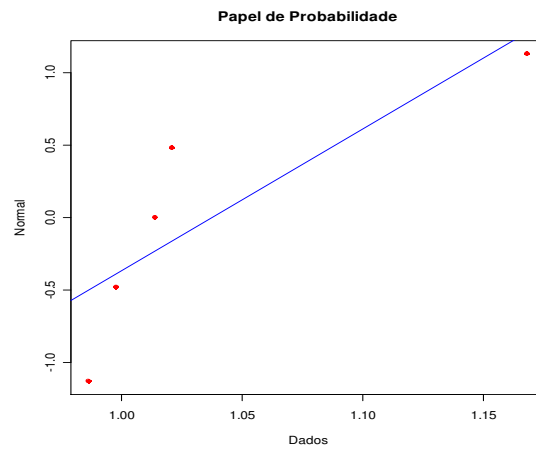
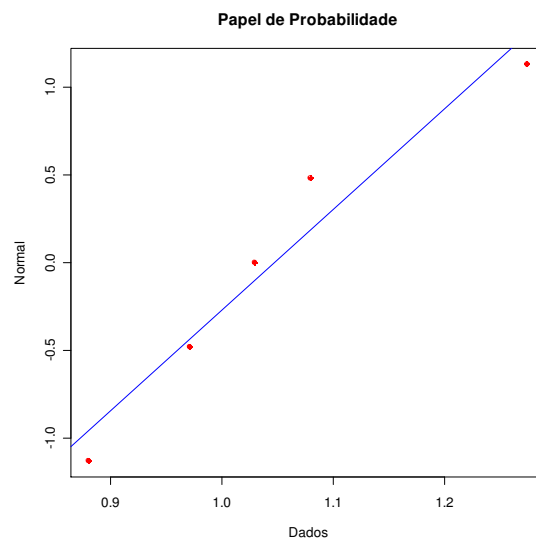


Figura 18: Testes de normalidade para amostras de dados de C4

Dados do processo (Constante v_0)

KS 0,21
P-valor 0,64



4. C₄ (10 cm) como denominador comum

Figura 19: Testes de normalidade para amostras de dados de C₁
Dados do processo (Constante k)

KS 0,19
P-valor 0,81

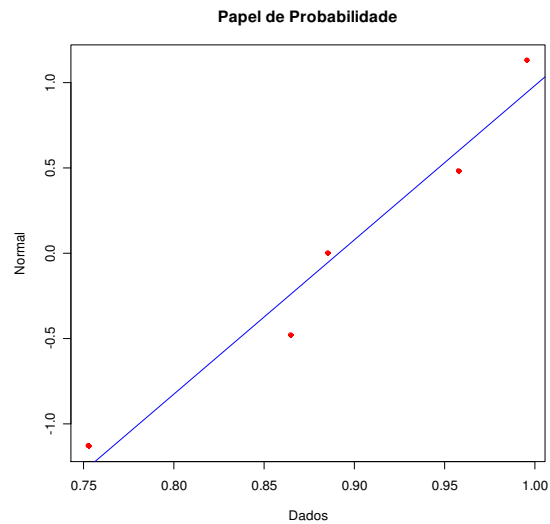


Figura 20: Testes de normalidade para amostras de dados de C₁
Dados do processo (Constante v₀)

KS 0,20
P-valor 0,77

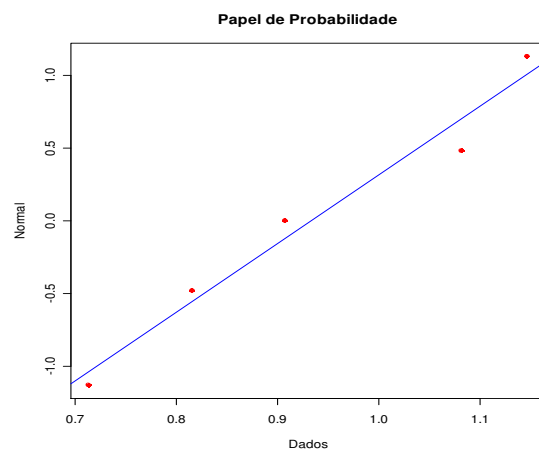


Figura 21: Testes de normalidade para amostras de dados de C_2
Dados do processo (Constante k)

KS 0,25
P-valor 0,40

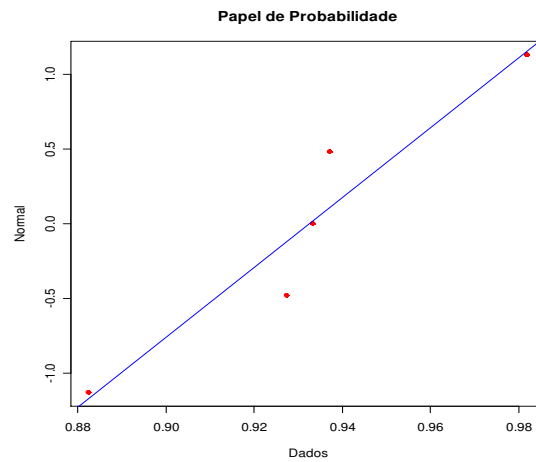


Figura 22: Testes de normalidade para amostras de dados de C_2
Dados do processo (Constante v_0)

KS 0,23
P-valor 0,49

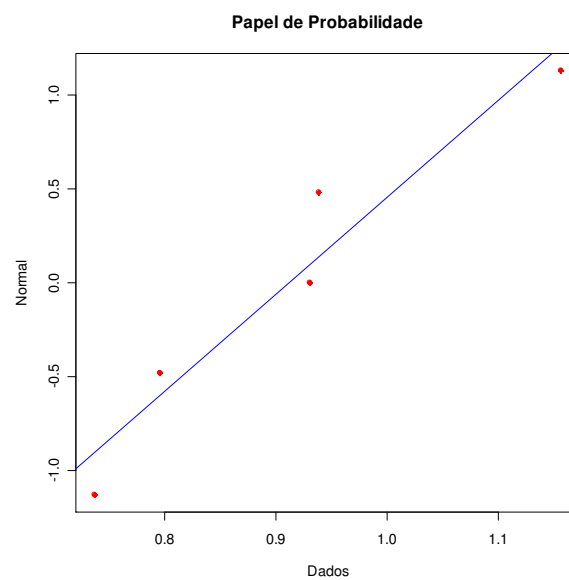


Figura 23: Testes de normalidade para amostras de dados de C_3
Dados do processo (Constante k)

KS 0,37
P-valor 0,02

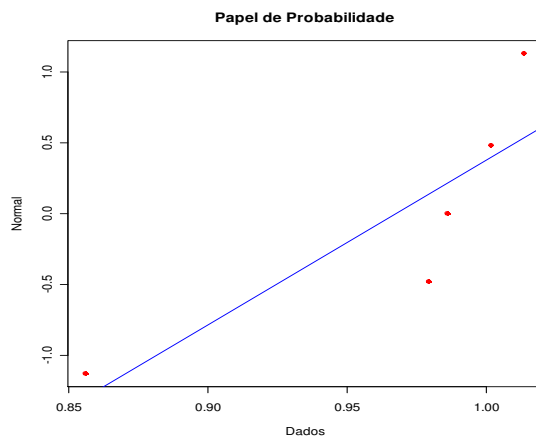


Figura 24: Testes de normalidade para amostras de dados de C_3
Dados do processo (Constante v_0)

KS 0,17
P-valor 0,91

