

ANÍBAL DA FONSECA SANTIAGO

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE LAGOAS DE ALTA TAXA NO  
TRATAMENTO DE ESGOTO PRÉ-DESINFECTADO SUBMETIDAS A  
DIFERENTES NÍVEIS DE RADIAÇÃO SOLAR**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa Pós-Graduação em Engenharia Civil, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

VIÇOSA  
MINAS GERAIS – BRASIL  
2013

UFV - BIBLIOTECA CENTRAL  
SEÇÃO DE CATALOGAÇÃO E  
CLASSIFICAÇÃO  
FICHA CATALOGráfICA  
2013  
2013

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e  
Classificação da Biblioteca Central da UFV**

T

S235a  
2013

Santiago, Aníbal da Fonseca, 1982-

Avaliação do desempenho de lagoas de alta taxa no  
tratamento de esgoto pré-desinfectado submetidas a diferentes  
níveis de radiação solar / Aníbal da Fonseca Santiago. –  
Viçosa, MG, 2013.

158f. : il. (algumas color.) ; 29cm.

Inclui apêndice.

Orientador: Maria Lúcia Calijuri

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.

Inclui bibliografia.

1. Águas residuais - Purificação - Tratamento biológico.  
2. Esgotos. 3. Radiação. 4. Microalga. 5. Lagoas de  
estabilização. 6. Biocombustíveis. I. Universidade Federal de  
Viçosa. Departamento de Engenharia Civil. Programa de  
Pós-Graduação em Engenharia Civil. II. Título.

CDD 22. ed. 628.164

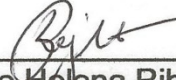
ANÍBAL DA FONSECA SANTIAGO

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE LAGOAS DE ALTA TAXA NO  
TRATAMENTO DE ESGOTO PRÉ-DESINFECTADO SUBMETIDAS A  
DIFERENTES NÍVEIS DE RADIAÇÃO SOLAR**


Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa Pós-Graduação em Engenharia Civil, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.


APROVADA: 25 de fevereiro de 2013.

  
\_\_\_\_\_  
Alberto José Delgado dos Reis

  
\_\_\_\_\_  
Rejane Helena Ribeiro da Costa

  
\_\_\_\_\_  
Rafael Kopschitz Xavier Bastos  
(Coorientador)

  
\_\_\_\_\_  
Maria do Carmo Calijuri

  
\_\_\_\_\_  
Maria Lúcia Calijuri  
(Orientadora)

***Aos meus pais Amadeu e Imaculada;  
às minhas irmãs, as “Anas” da minha vida, Lara, Cristina e Angelina;  
e ao meu mais amado irmão, Amílcar.  
Dedico.***

## AGRADECIMENTOS

A Deus;

À minha família;

Aos meus amigos;

À Professora Maria Lúcia Calijuri, minha orientadora, pelo exemplo de profissionalismo que todos sabem; e por me fazer entender que ter coragem é simples para quem trabalha com dedicação e gosto.

À Professora Rosane Aguiar (*in memoriam*), que além dos seus ensinamentos na disciplina da pós-graduação, participou ativamente da concepção do experimento, ajudou na captação dos recursos financeiros necessários e ainda com a alegria indizível que lhe era peculiar, a cada vez que compareceu no local do experimento, esbanjou e ofertou conhecimento.

Ao professor Rafael Kopschitz Xavier Bastos, primeiro por me ensinar muito sobre qualidade da água e segundo pela coorientação e participação na banca de defesa;

À professora Maria do Carmo Calijuri e ao pesquisador Alberto Delgado dos Reis pela participação anterior na banca de qualificação, por participarem da banca de defesa, e por terem sido parceiros e, generosamente, contribuírem durante toda a execução deste estudo;

À professora Rejane Helena Ribeiro da Costa que, de muito boa vontade, aceitou o convite para participar da banca de defesa.

Ao professor Paulo Roberto Cecon pela ajuda com as análises estatísticas.

A todos os técnicos e funcionários do Departamento de Engenharia Civil, especialmente aos do Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental: Agostinho, André, Capelão, Júlio e Priscila, que estiveram sempre dispostos a colaborar;

Aos colegas e amigos de laboratório, por toda ajuda; especial agradecimento aos bolsistas José Antônio Cardoso e Lucas Sampaio Lopes pelo auxílio, sem medida, no desenvolvimento do experimento de campo;

À Livia Dias pela inestimável ajuda com os dados meteorológicos e com algumas ilustrações. Também agradeço pela paciência e carinho, tão necessários durante esta fase;

Ao Sr. José Mário Gomes Guimarães pela montagem e manutenção do experimento de campo, pela habilidade e prestimosidade oferecidas, sem se importar com o dia ou a hora;

Àqueles que devotaram seu tempo para ler trechos deste documento e oferecer comentários e críticas: Ricardo Gandini Lugão, Eduardo de Aguiar do Couto e Leonardo Campos de Assis;

À Universidade Federal de Viçosa, ao Departamento de Engenharia Civil e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil desta universidade, pela oportunidade e suporte no desenvolvimento desta pesquisa;

Ao Serviço Autônomo de Água e Esgoto de Viçosa – MG pelo apoio e parceria;

À sociedade brasileira que por meio da Secretaria de Estado de Ciência, Tecnologia e Ensino Superior de Minas Gerais e do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico disponibilizou recursos financeiros necessários para desenvolvimento desta pesquisa; e por meio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior concedeu minha bolsa de estudos.

Àqueles que compartilharam comigo esses anos de trabalho e estudo, expresso o meu mais sincero agradecimento pelo tempo e pelas ideias generosamente concedidas. Recebi ajuda e encorajamento de tantas pessoas que não é possível nomear a todas.

***“Hoje é o dia que o Senhor fez para nós, alegremo-nos e nele exultemos”.***

(Salmos, 117:24)

## **BIOGRAFIA DO AUTOR**

Aníbal da Fonseca Santiago, filho de Amadeu Anacleto Santiago e Maria Imaculada da Fonseca Santiago, nasceu na cidade Barbacena-MG, em 14 de novembro de 1982. Coursou ensino médio noturno da Escola Estadual “Narciso de Queiróz”, em Conselheiro Lafaiete-MG. Paralelamente, fez o curso profissionalizante em Eletromecânica na Escola Industrial “General Edmundo Macedo Soares e Silva”, em Congonhas-MG. Concluiu tais cursos no ano de 2000. Ingressou, em 2001, na Universidade Federal de Viçosa para ser formar Engenheiro Ambiental em 2006. Em 2008 defendeu sua dissertação de mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento na Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. Em fevereiro de 2013 defende sua tese de doutorado no Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Viçosa.

## ÍNDICE

|   |       |
|---|-------|
| LISTA DE TABELAS.....   | X     |
| LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS .....  | XI    |
| LISTA DE SÍMBOLOS .....   | XIII  |
| LISTA DE FIGURAS.....   | XV    |
| RESUMO .....  | XVIII |
| ABSTRACT.....   | XX    |
| 1. APRESENTAÇÃO .....   | 22    |
| 2. INTRODUÇÃO GERAL.....  | 24    |
| 3. OBJETIVO .....   | 26    |
| 3.1. Objetivo Geral .....   | 26    |
| 3.2. Objetivos Específicos.....   | 26    |
| 4. HIPÓTESES.....   | 27    |
| 5. CAPÍTULO I: FUNCIONAMENTO E ASPECTOS DE ENGENHARIA DE LAGOAS DE ALTA TAXA.....   | 28    |
| Resumo.....   | 28    |
| Abstract .....  | 28    |
| 5.1. Introdução .....   | 29    |
| 5.2. LAT: conceito e breve histórico .....  | 30    |
| 5.3. Mecanismos de remoção de poluentes.....  | 37    |
| 5.3.1. Matéria orgânica carbonácea .....  | 38    |
| 5.3.2. Nutrientes.....  | 39    |
| 5.3.3. Patógenos.....   | 41    |
| 5.4. Critérios de projeto .....   | 44    |
| 5.5. Características hidráulicas das LATs.....  | 47    |
| 5.6. Pedais.....  | 51    |
| 5.7. Dimensionamento .....  | 53    |
| 5.8. Produção de biomassa em LAT.....   | 56    |
| 5.8.1. TDH.....   | 57    |
| 5.8.2. Radiação solar .....   | 57    |
| 5.8.3. Suplementação de CO <sub>2</sub> .....   | 58    |
| 5.8.3.1. Coluna de carbonatação .....   | 60    |
| 5.8.4. Recirculação da biomassa .....   | 61    |
| 5.8.5. Controle de parasitas, predadores e competidores .....   | 62    |
| 5.9. Considerações finais .....   | 62    |
| 5.10. Referências Bibliográficas .....  | 64    |
| 6. CAPÍTULO II: INFLUÊNCIA DA PRÉ-DESINFECÇÃO POR RADIAÇÃO UV NO DESEMPENHO DE LAGOAS DE ALTA TAXA PARA TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA E PRODUÇÃO DE BIOMASSA ALGAL..... | 69    |
| Resumo.....   | 69    |
| Abstract .....  | 70    |
| 6.1. Introdução .....   | 70    |
| 6.2. Material e Métodos.....  | 73    |
| 6.2.1. Descrição da unidade experimental.....   | 74    |
| 6.2.2. Monitoramento .....  | 75    |
| 6.2.3. Análise quantitativa e qualitativa do fitoplâncton .....   | 76    |
| 6.2.4. Variáveis Climatológicas .....   | 77    |
| 6.2.5. Análise estatística.....   | 77    |
| 6.3. Resultados e discussão .....   | 77    |
| 6.3.1. Produtividade .....  | 78    |
| 6.3.2. Variabilidade temporal do OD e do pH das LATs.....   | 82    |
| 6.3.3. Remoção de poluentes.....  | 84    |
| 6.4. Conclusões.....  | 90    |

|  |            |
|--|------------|
| 6.5. Referências bibliográficas.....   | 91         |
| <b>7. CAPÍTULO III: INFLUÊNCIA DA RADIAÇÃO SOLAR<br/>FOTOSSINTETICAMENTE ATIVA NO DESEMPENHO DE LAGOAS DE ALTA TAXA</b>  | <b>93</b>  |
| Resumo.....  | 93         |
| Abstract .....   | 94         |
| 7.1. Introdução .....  | 94         |
| 7.2. Material e Métodos.....   | 97         |
| 7.2.1. Unidades experimentais.....   | 97         |
| 7.2.2. Monitoramento .....   | 99         |
| 7.2.3. Análise estatística.....  | 100        |
| 7.3. Resultados e discussão.....   | 101        |
| 7.3.1. PAR medida em campo.....  | 101        |
| 7.3.2. Influência da radiação na temperatura das LATs.....   | 105        |
| 7.3.3. Comportamento do OD.....  | 106        |
| 7.3.4. Comportamento do pH.....  | 109        |
| 7.3.5. Produção de sólidos nas LATs.....   | 113        |
| 7.3.6. Clorofila a.....  | 116        |
| 7.3.7. Remoção de matéria orgânica.....  | 117        |
| 7.3.8. Remoção de nitrogênio.....  | 119        |
| 7.3.9. Remoção de fósforo.....   | 121        |
| 7.3.10. Remoção de <i>E. coli</i> .....  | 122        |
| 7.3.11. Análise de componentes principais .....  | 124        |
| 7.4. Conclusões.....   | 126        |
| 7.5. Referências Bibliográficas.....   | 127        |
| <b>8. CAPÍTULO IV: AVALIAÇÃO DE LAGOA DE ALTA TAXA APLICADA AO PÓS-<br/>TRATAMENTO DE EFLUENTES DE REATOR UASB .....</b> | <b>130</b> |
| Resumo: .....  | 130        |
| Abstract: .....  | 130        |
| 8.1. Introdução .....  | 131        |
| 8.2. Material e Métodos.....   | 132        |
| 8.3. Resultados e discussão .....  | 134        |
| 8.4. Conclusões.....   | 143        |
| 8.5. Referências Bibliográficas.....   | 145        |
| <b>9. CONCLUSÕES GERAIS.....</b>   | <b>148</b> |
| <b>10. SUGESTÕES PARA PESQUISAS FUTURAS .....</b>  | <b>150</b> |
| 10.1. Em relação à pré-desinfecção UV .....  | 150        |
| 10.2. Em relação à radiação solar.....   | 150        |
| <b>11. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>   | <b>152</b> |
| <b>APÊNDICE - RELATÓRIO FOTOGRÁFICO .....</b>  | <b>153</b> |

## LISTA DE TABELAS

|   |     |
|---|-----|
| Tabela 5.1 – Pesquisas referentes à LAT localizadas na Figura 5.4 .....   | 37  |
| Tabela 5.2 – Porcentagem de remoção de DBO solúvel (DBO <sub>5f</sub> ), fósforo total (Pt), nitrogênio amoniacal (N-NH <sub>4</sub> ) e <i>E. coli</i> em lagoas de alta taxa (LAT) e com respectivos pré e pós-tratamentos.....   | 39  |
| Tabela 5.3 – Valores extremos e intermediários dos critérios de dimensionamento: velocidade de fluxo horizontal (v), profundidade (d), taxa de aplicação hidráulica (TAH), tempo de detenção hidráulica (TDH), taxa de aplicação superficial (TAS), coeficiente de remoção de DBO (K <sub>DBO</sub> ), coeficiente de decaimento de coliformes (K <sub>b</sub> )..... | 45  |
| Tabela 6.1– Concentração (média±desvio padrão) e valores de remoção das variáveis de qualidade da água dos afluentes e efluentes das LATs.....  | 80  |
| Tabela 7.1 – Porcentagem de sombreamento da PAR proporcionada pelas telas (medida em campo) .....   | 102 |
| Tabela 7.2 – Concentração (média±desvio padrão) e valores de remoção das variáveis de qualidade da água dos afluentes e efluentes das unidades (continua...).....   | 111 |
| Tabela 7.3 – Relação linear produtividade e irradiância solar total incidente em diferentes LATs.....   | 114 |
| Tabela 7.4– Correlação entre as eficiências de remoção (ou adição) das variáveis com as componentes principais. Valores em negrito indicam correlação significativa (p<0,05).....   | 126 |
| Tabela 8.1 – Valores de média ± desvio padrão das variáveis de qualidade da água do afluente e efluentes à LAT .....  | 137 |
| Tabela 8.2 – Características e desempenho em % de remoção de diferentes sistemas de pós-tratamento do reator UASB.....  | 138 |

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

|  |   |
|--|---|
| $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$               | Micro Einstein por metro quadrado por segundo           |
| AIWPS  | <i>Advanced integrated wastewater ponding systems</i>   |
| ANOVA  | Análise de variância                                    |
| APS  | <i>Advanced ponding systems</i>                         |
| cm   | Centímetro  |
| CO <sub>2</sub>                                  | Dióxido de carbono                                      |
| COT  | Carbono orgânico total                                  |
| COTf   | Carbono orgânico total filtrado                         |
| DBO  | Demanda bioquímica de oxigênio (20 °C, 5 dias)          |
| DBOf   | Demanda bioquímica de oxigênio (20 °C, 5 dias) filtrada |
| DQO  | Demanda química de oxigênio                             |
| EUA  | Estados Unidos da América                               |
| g m <sup>2</sup> d <sup>-1</sup>                 | Gramas por metro quadrado por dia                       |
| ha   | Hectares  |
| HRAP   | High rate algal ponds                                   |
| kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup>              | Kilograma por hectare por dia                           |
| L hab <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup>              | Litro por habitante por dia                             |
| LAF  | Lagoa aerada facultativa                                |
| LAMC   | Lagoa aerada de mistura completa                        |
| LAT  | Lagoa de alta taxa                                      |
| LF   | Lagoa facultativa                                       |
| LM   | Lagoa de maturação                                      |
| LP   | Lagoa de polimento                                      |
| m s <sup>-1</sup>                                | Metro por segundo                                       |
| m  | Metro   |
| m <sup>2</sup> hab <sup>-1</sup>                 | Metro quadrado por habitante                            |
| m <sup>3</sup> m <sup>-2</sup> dia <sup>-1</sup> | Metro cúbico por metro quadrado dia                     |
| m <sup>3</sup>                                   | Metro cúbico  |
| mg L <sup>-1</sup>                               | Miligramas por litro                                    |
| MG   | Minas Gerais  |
| N-NH <sub>4</sub>                                | Nitrogênio amoniacal                                    |
| N-NO <sub>3</sub>                                | Nitrogênio nitrato (ou simplesmente nitrato)            |

|                   |  |
|-------------------|--|
| Norg              | Nitrogênio orgânico  |
| NT                | Nitrogênio total   |
| NTK               | Nitrogênio total kjeldahl  |
| ° C               | Grau Celsius   |
| O <sub>2</sub>    | Oxigênio em sua forma molecular  |
| OD                | Oxigênio dissolvido  |
| PAR               | Radiação fotossinteticamente ativa (400-700 nm)                            |
| pH                | Potencial hidrogeniônico   |
| Pot               | Potência   |
| Ps                | Fósforo total solúvel  |
| Pt                | Fósforo total  |
| PVC               | Policloreto de vinil   |
| s                 | Segundos   |
| S                 | Perda de carga linear  |
| SAAE              | Serviço Autônomo de Água e Esgoto  |
| SSF               | Sólidos suspensos fixos  |
| SST               | Sólidos suspensos totais   |
| SSV               | Sólidos suspensos voláteis   |
| TAH               | Taxa de aplicação hidráulica   |
| TAS               | Taxa de aplicação superficial  |
| TDH               | Tempo de detenção hidráulica   |
| UASB              | <i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i> – reator anaeróbio de manta de lodo |
| UFV               | Universidade Federal de Viçosa   |
| UT                | Unidade de turbidez  |
| UV                | Radiação ultravioleta  |
| UVA               | Radiação ultravioleta na faixa de 320-400 nm                               |
| UVB               | Radiação ultravioleta na faixa de 290-320 nm                               |
| UVC               | Radiação ultravioleta na faixa menor que 290 nm                            |
| uvLAT             | Lagoa de alta taxa que recebeu efluente pré-desinfectado                   |
| W m <sup>-2</sup> | Watts por metro quadrado   |
| W m <sup>-3</sup> | Watts por metro cúbico   |
| W                 | Watts  |

## LISTA DE SÍMBOLOS

|            |   |
|------------|---|
| $A_c$      | Área mínima da coluna de carbonatação   |
| $R_{CO_2}$ | Requerimento de $CO_2$  |
| AB         | Comprimento total da LAT  |
| B          | Profundidade do cárter  |
| c          | Calor de combustão  |
| C          | Concentração final  |
| C:N        | Relação carbono nitrogênio  |
| $C_c$      | Concentração de alga  |
| $C_o$      | Concentração inicial  |
| cv         | cavalos (unidade de potência)   |
| D          | Distância entre o eixo do pedal e o fundo do tanque   |
| d          | Profundidade da lagoa   |
| $d_p$      | Profundidade de penetração da luz na lagoa  |
| E          | Eficiência do pedal   |
| F          | Eficiência fotossintética   |
| K          | Coeficiente de atenuação da luz que penetra no líquido  |
| $K_b$      | Coeficiente de decaimento bacteriano  |
| $K_{DBO}$  | Coeficiente de decaimento de matéria orgânica   |
| L          | Comprimento total da LAT  |
| n          | Rugosidade de Manning   |
| $\omega$   | Metade do ângulo entre as lâminas do pedal  |
| $P_n$      | Número de lâminas do pedal  |
| $P_r$      | Produtividade   |
| Q          | Vazão   |
| r          | Raio  |
| R          | Raio hidráulico   |
| $R^2$      | Coeficiente de determinação de uma regressão linear   |
| $R^2_{aj}$ | Coeficiente de determinação de uma regressão linear ajustado para o número o tamanho da população |
| S          | Irradiância mínima subaquático para que ocorra a fotossíntese                                     |
| $S_o$      | Irradiância solar incidente na superfície da lagoa  |

|               |  |
|---------------|--|
| $T$           | Folga entre a extremidade inferior da lâmina e o fundo da lagoa        |
| $t$           | Tempo  |
| $T_{ar}$      | Temperatura atmosférica  |
| $T_{líquido}$ | Temperatura do líquido   |
| $X$           | Relação DBO/DQO  |
| $Z_{1\%}$     | Profundidade em que 99% da PAR incidente é atenuada                    |
| $\Delta d$    | diferença entre a altura da lâmina d'água entre os extremos de uma LAT |
| $v$           | Velocidade de fluxo horizontal na LAT                                  |
| $v$           | Velocidade da bolha  |
| $\gamma$      | Peso específico da água  |

## LISTA DE FIGURAS

|  |    |
|--|----|
| Figura 5.1 – Configuração de uma LAT em circuito múltiplo <i>adapt.</i> de Oswald (1988b) (a); Configuração de uma LAT em circuito único <i>adapt.</i> de Craggs et al. (2012) (b). .....  | 32 |
| Figura 5.2 – Relação entre o requerimento energético e de área entre diferentes lagoas de estabilização e lodos ativados. ....   | 33 |
| Figura 5.3 – LATs inseridas em diferentes sistemas de tratamento de água residuária AIWPS <i>adapt.</i> de Oswald (1991) (a); AIWPS-ROFacility <i>adapt.</i> de Downing et al.(2002) (b); APS <i>adapt.</i> de Craggs et al.(2003) (c); HRAP system <i>adapt.</i> de Craggs et al.(2012) (d). .... | 35 |
| Figura 5.4 – Localização geográfica das pesquisas (identificação dos números na Tabela 5.1). ....  | 37 |
| Figura 5.5 – Relação entre a velocidade de escoamento no canal, profundidade e área ótima da lagoa (Fonte: <i>Adapt.</i> de Becker, 1994). ....  | 50 |
| Figura 5.6 – Detalhes de um pedal, vista frontal e lateral, raio $r$ , a folga $T$ e o ângulo $\omega$ ; comprimento $h$ da lâmina (a). Vista lateral com o pedal encaixado no cárter, considerando a profundidade do cárter $B(b)$ . ....   | 53 |
| Figura 5.7– Valores ótimos de áreas para diferentes vazões de projeto e $n$ (Manning).....   | 56 |
| Figura 6.1 – Diagrama esquemático conceitual de sistema de LAT utilizado no tratamento de água residuária e na produção de biomassa algal para obtenção de energia. Fonte: <i>Adapt.</i> de Craggs et al. (2012). ....   | 72 |
| Figura 6.2 – Diagrama esquemático do experimento. ....   | 74 |
| Figura 6.3 – Características climáticas durante o período de experimentação: temperatura atmosférica, irradiância solar total e PAR. ....  | 78 |
| Figura 6.4 – Temperatura do efluente das unidades avaliadas e PAR incidente (medida em campo). ....  | 78 |
| Figura 6.5 – Valores de porcentagem de clorofila $a$ na biomassa. ....   | 79 |
| Figura 6.6 – Valores de SSV no afluente e no efluente das lagoas: variabilidade do conjunto dos dados (a); e variação do SSV na LAT e na $UV$ LAT ao longo do período de estudo (b). ....  | 81 |
| Figura 6.7– Comportamento diurno, em valores médios, do OD (a); e do pH(b). ....   | 82 |
| Figura 6.8 – Comportamento da PAR incidente nas superfícies das lagoas (a); 25/05/2012: comportamento do OD (b) e do pH (c); 22/07/2012: comportamento do OD (d) e do pH (e); 23/11/2012: comportamento do OD (f) e do pH (g). ....  | 83 |
| Figura 6.9 – Variabilidade dos valores de DQOf afluente e efluente das lagoas. ....  | 85 |

|  |     |
|--|-----|
| Figura 6.10 – Variabilidade dos valores de N-NH <sub>4</sub> afluyente e efluente das lagoas. ....   | 86  |
| Figura 6.11 – Variabilidade dos valores de Ps afluyente e efluente das lagoas. ....  | 87  |
| Figura 6.12 – Abundância dos principais gêneros encontrados nas unidades avaliadas durante o período de monitoramento na LAT (a) e na UVLAT (b).....   | 89  |
| Figura 7.1 – Ilustração esquemática do delineamento experimental (a); Detalhe de uma unidade sombreada (b). ....   | 99  |
| Figura 7.2 – Características climáticas durante o período de experimentação. Média mensal da temperatura atmosférica, irradiância solar total e precipitação (a). Variáveis medidas nos dias das coletas: temperatura atmosférica, irradiância solar total e PAR (b). ....                                       | 102 |
| Figura 7.3 – PAR incidente na superfície da água nas lagoas ao longo do dia (valores médios) (a); Z1% média estimada para as lagoas e desvio padrão (b). ....  | 104 |
| Figura 7.4 – Variação média da PAR subaquática (10 cm) durante o dia, em valores médios, nas LATs (a) e nas UVLATs (b).....  | 104 |
| Figura 7.5 – Comportamento da temperatura do afluyente e do efluente durante o dia, em valores médios, nas LATs (a); e nas UVLATs (b).....   | 106 |
| Figura 7.6 – Comportamento do OD do afluyente e do efluente durante o dia, em valores médios, nas LATs (a) e nas UVLATs (b).....   | 107 |
| Figura 7.7 – Comportamento da % de saturação de OD em função da PAR para as LATs (a) e para as UVLATs (b). ....  | 108 |
| Figura 7.8– Comportamento do pH do afluyente e do efluente durante do dia, em valores médios, nas LATs (a); e nas UVLATs (b).....  | 110 |
| Figura 7.9 – Comportamento do pH em função da PAR nas LATs (a); e nas UVLATs (b).....  | 110 |
| Figura 7.10 – Relação média entre SST do efluente e do afluyente em função da PAR para as LATs (a); Relação média entre SSV do efluente e do afluyente em função da PAR para as LATs (b); Concentração de SST no afluyente e efluente de todas as unidades (c); Produtividade de SSV em todas as unidades (d). . | 115 |
| Figura 7.11 – Concentração de clorofila a em função da PAR para as LATs (a); e para as UVLATs (b).....   | 116 |
| Figura 7.12 – Concentração de clorofila a em todas as unidades (a); % de clorofila a na biomassa (b).....  | 117 |
| Figura 7.13 – Comportamento da DQOf e DQO afluyente e efluente das lagoas. ....  | 117 |
| Figura 7.14 – DQOf em função da PAR nas UVLATs (a); DQO em função da PAR nas LATs (b); DQO em função da PAR nas UVLATs (c); COTf em função da PAR nas LATs(d). ....  | 119 |
| Figura 7.15 – Norg em função da PAR nas LATs(a); N-NO <sub>3</sub> em função da PAR nas UVLATs(b). ....  | 120 |

|  |     |
|--|-----|
| Figura 7.16 – Concentração de nitrogênio amoniacal no afluente e no efluente das LATs e das $_{UV}LATs$ (a); Concentração das formas de nitrogênio monitoradas no afluente e no efluente das LATs e das $_{UV}LATs$ (b). ..... | 121 |
| Figura 7.17 – Ps em função da PAR nas LATs(a); e nas $_{UV}LATs$ (b). .....  | 122 |
| Figura 7.18 – Concentração de Ps do afluente e do efluente das LATs e das $_{UV}LATs$ . .....  | 122 |
| Figura 7.19 – $K_b(20^\circ)$ em função da PAR nas LATs(a); e nas $_{UV}LATs$ (b); .....   | 123 |
| Figura 7.20 – Mapa das unidades em relação às duas componentes principais. ....  | 125 |
| Figura 8.1– Variações diurnas de OD e pH do efluente da LAT - valores médios medidos ao longo do experimento semanalmente.....   | 136 |
| Figura 8.2 – Variações nictemerais de OD (a) e pH (b) em três datas. ....  | 137 |
| Figura 8.3 – Variação da carga de DQO aplicada e eficiência de remoção de matéria orgânica (remoção biológica de DQO) e $N-NH_4$ para a LAT desse estudo. ....   | 140 |
| Figura 8.4 – Transformação de diferentes formas de nitrogênio ( $N-NO_3$ , Norg e $N-NH_4$ ) na LAT.....   | 142 |

## RESUMO

SANTIAGO, Aníbal da Fonseca, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2013. **Avaliação do desempenho de lagoas de alta taxa no tratamento de esgoto pré-desinfectado submetidas a diferentes níveis de radiação solar.** Orientador: Maria Lúcia Calijuri. Coorientador: Rafael Kopschitz Xavier Bastos.

Esta pesquisa foi sobre o tema de lagoa de alta taxa (LAT), um sistema simplificado de tratamento de água residuária e de produção de biomassa algal. Tal biomassa pode ser utilizada para diferentes fins, dentre eles a geração de bioenergia. A avaliação do sistema focou os efeitos da radiação solar e a alteração da carga de bactérias heterotróficas afluente à LAT. Entende-se que a radiação solar é a fonte primária de energia nesse sistema. Diferentemente de outras lagoas de estabilização, na LAT, que possui menor profundidade e movimentação da massa líquida, a intensidade com que a radiação afeta seu funcionamento é amplificada. Utilizaram-se telas de sombreamento para obter diferentes níveis de radiação solar nas LATs. Foi avaliada a possibilidade de se incluir um processo de pré-desinfecção ultravioleta (UV) à LAT, para que a carga de bactérias afluente fosse menor, mitigando a competição desses microrganismos com as microalgas e permitindo maior produtividade fotossintética. A LAT também foi avaliada como sistema de pós-tratamento de efluente de reator *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB), o qual é amplamente aplicado em países em desenvolvimento, uma vez que se trata de uma opção barata e operacionalmente simples. O experimento, composto de 12 LAT em escala piloto, ligadas em paralelo, foi monitorado por dez meses. O sombreamento das LATs permitiu verificar que sob níveis de radiação fotossinteticamente ativa intermediários houve maior produção de OD e maior variação diurna de pH. Todavia isso não refletiu diretamente no aumento da produtividade em termos de sólidos voláteis. As LATs sob o máximo sombreamento utilizado (78%) não apresentaram severa limitação para remoção de matéria orgânica, nutrientes e *Escherichia coli*. As LATs que receberam efluentes que passaram por processo de desinfecção UV apresentaram maior produção de OD e maior variação do

pH durante o dia, indicando que tal combinação promoveu maior atividade fotossintética. Também nessas unidades a porcentagem de clorofila *a* na biomassa foi maior, o que, possivelmente, demonstrou a existência de maior proporção algas/bactérias. Contudo, a capacidade de remoção de matéria orgânica e nutrientes não foi modificada, mas a remoção de *E coli*. observada foi menor nas LATs com a pré-desinfecção. A LAT apresentou capacidade satisfatória para pós-tratamento de efluentes de reator UASB. A aplicabilidade dessa combinação deve levar em conta a necessidade do aproveitamento da biomassa produzida na LAT.

## ABSTRACT

SANTIAGO, Aníbal da Fonseca, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2013. **Evaluation of the performance of high rate algal ponds treating pre-disinfected wastewater under different levels of solar radiation.** Adviser: Maria Lúcia Calijuri. Co-adviser: Rafael Kopschitz Xavier Bastos.

This study addresses the theme of high rate algal ponds (HRAP), a simplified system for wastewater treatment and algal biomass production. Among other purposes, such biomass can be used for bioenergy generation. The assessment of the system's performance focused on the effects of solar radiation and of different loads of heterotrophic bacteria prior to the HRAP. Solar radiation is known to be the primary source of energy for this system. Differently from other stabilization ponds, the HRAP is shallow and presents movement of the liquid mass, thus the intensity at which radiation affects its performance is amplified. Shading screens were used to provide the different radiation levels. The possibility of an ultraviolet (UV) pre-disinfection system was assessed in order to verify if decreasing of bacteria load prior to the HRAP and minimizing competition between such organisms and the microalgae would allow greater photosynthetic productivity. The HRAP was also assessed as post-treatment of an Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) reactor, which is widely used in developing countries since it is a cheap and easy operation option. The experiment consisted of 12 pilot scale HRAPs in parallel and was monitored over 10 months. The results showed that under average photosynthetically active radiation levels, there were higher DO production and diurnal pH variation, although there was no productivity increase in terms of volatile solids. The HRAPs under maximum shading (78%) did not present severe limitation regarding removals of organic matter, nutrients and *Escherichia coli*. The HRAPs which received pre-disinfected effluent presented higher DO production and pH variation during the day, indicating that such combination provided for more photosynthetic activity. Moreover, these units presented higher percentage of chlorophyll *a* in the biomass, which possibly accounts for the higher proportion of algae/bacteria. However, the capacity of

removing organic matter and nutrients remained unaltered, whereas *E. coli* removal was lower for the HRAPs which received pre-disinfected effluent. The HRAP system presented satisfactory capacity for the post-treatment of UASB reactor effluent. The applicability of such combination must take into account the need of using of the biomass produced in the HRAP.

## 1. APRESENTAÇÃO

Este trabalho teve sua origem no interesse de se estudar a combinação de tratamento de água residuária com produção de biomassa algal, vislumbrando a geração de bioenergia. Assim, o tema lagoa de alta taxa (LAT) surgiu naturalmente. Tal sistema tem sido alvo de pesquisas desde a década de 1950 e sempre com o viés do aproveitamento da biomassa algal para fins energéticos dentre outros. Atualmente, grupos de pesquisa progridem no aperfeiçoamento das LATs. Projetos ousados avaliaram unidades de cinco hectares de área superficial, buscando informações sobre o funcionamento desse sistema em larga escala. Outros trabalhos recentes avaliaram a inserção de maior grau de operação nas LATs, como recirculação da biomassa algal sedimentada (num processo posterior à LAT), para que espécies de algas com maior sedimentabilidade pudessem ser dominantes e promovessem maior eficiência de separação da biomassa. Ou ainda, a adição artificial de CO<sub>2</sub>, tendo em vista suprir a limitação de carbono em tais sistemas. Os grupos de pesquisas parecem partir do princípio que a interferência em sistemas simplificados de tratamento de água residuária, tornando-os ligeiramente mais complexos, pode ser vantajosa quando se objetiva a produção de bioenergia, a recuperação de nutriente e o reúso de água.

No caso deste trabalho, a investigação desses sistemas se faz inovadora, pelo fato de existirem poucos trabalhos na literatura que reportam sobre o seu desempenho, sua operação e seus aspectos de engenharia para climas quentes. Assim, pretendeu-se avaliar sistemas instalados em campo (escala piloto) e testar diferentes intensidades de luz, principal fonte de energia em tais sistemas. E na linha dos trabalhos que introduzem ligeiro grau de sofisticação à LAT, objetivou-se aqui avaliar a possibilidade de incremento na produtividade algal e a eficiência de tratamento de água residuária através da aplicação da pré-desinfecção ultravioleta (UV).

Este documento foi organizado, além da introdução geral e das considerações finais, em quatro capítulos. O Capítulo I objetivou uma revisão bibliográfica do tema. O Capítulo II focou o tema da pré-desinfecção UV para incremento na produtividade algal das LATs. Apesar de terem sido avaliadas 12 LATs, nesse

capítulo foram apresentados resultados de apenas duas unidades (uma com, outra sem pré-desinfecção UV, ambas sem sombreamento), o que foi feito para que se fizesse mais fácil o entendimento da influência da característica do afluente na LAT. O Capítulo III abordou a influência dos diferentes níveis de radiação solar no desempenho das LATs. Neste foram apresentados resultados de todas as unidades avaliadas. No último capítulo, o Capítulo IV, discutiu-se sobre o desempenho da LAT no pós-tratamento de efluentes de reator *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB), comparativamente com outros sistemas, inclusive lagoas de polimento, anteriormente avaliadas, no mesmo local experimental. Em todos os capítulos, quando se falou em desempenho da LAT, referiu-se tanto à remoção de poluentes, quanto à produção de biomassa algal. O intuito, claro, não foi fechar a discussão sobre o tema de LAT, mas contribuir com a geração de informações que subsidiem a aplicação da tecnologia.

## 2. INTRODUÇÃO GERAL

A carência de infraestrutura de saneamento no Brasil é ainda uma realidade lamentável. Apenas 55% dos municípios contam com rede de coleta de esgoto, sendo que somente 28% possuem algum tipo de tratamento (IBGE, 2012). Tal carência é um dos fatores considerados limitantes para o crescimento do país. Sabe-se, porém, que essa carência pode ser revertida em oportunidade de desenvolvimento econômico e ambiental. O setor do saneamento consome 2,6% de toda energia elétrica no país (BEN, 2008), com tendência a crescer, quando abranger mais municipalidades e serviços. Portanto, o aproveitamento energético de efluente líquido é estratégico para suprir a demanda energética do setor e ainda contribuir para a diversificação da matriz de geração de energia do país.

As possibilidades de se obter energia de água residuária são variadas, a saber: aproveitamento de biogás produzido em sistemas de tratamento anaeróbios ou obtido da digestão do lodo gerados em sistemas aeróbios (lodos ativados, por exemplo). Pode-se citar a transformação do óleo/graxa retirado do esgoto, nas estações de tratamento, em biodiesel. Outra alternativa é a produção de microalgas utilizando a água residuária como meio de cultivo. Neste contexto surgem as LATs. Da biomassa nelas produzidas se podem extrair lipídeos para geração de biodiesel, obter o bioetanol por fermentação e gerar biogás a partir da sua digestão, entre outros (CRAGGS et al., 2011).

Park et al. (2011) afirmam que a produção de microalgas, tendo o esgoto sanitário como meio de cultivo, representa uma oportunidade de produção de bioenergia, uma vez que os nutrientes para o crescimento da biomassa já estão presentes no meio. Além das diferentes formas de se obter energia, a recuperação de fertilizantes faz com que o processo seja sustentável economicamente. Este é um ponto de concordância entre muitos pesquisadores e estudos: para produção de bioenergia de microalgas, a biomassa deve ser aproveitada de forma integrada no âmbito do conceito de biorrefinaria, ou seja, aproveitamento de energia, calor e produtos de valor agregado.

Segundo Park et al. (2011), a produção de microalgas em LAT é controlada por fatores, tais como pH, CO<sub>2</sub>, OD e nutrientes. Além de fatores biológicos como predação pelo zooplâncton e contaminação por patógenos como fungos e vírus, Cho et al. (2011) incluem também contaminação por bactérias. Atualmente, sabe-se que a produção de microalgas em lagoas de alta taxa pode ser otimizada controlando tais fatores. Apesar da simplicidade operacional inerente dos sistemas de lagoas de estabilização em geral, as LATs carregam consigo ligeira mudança deste conceito, já que possuem sistemas de pedais para movimentação da massa líquida. Pesquisas recentes têm testado outros artifícios tecnológicos para melhorar o desempenho de tais sistemas, como a adição de CO<sub>2</sub> e recirculação de biomassa sedimentada para melhorar, principalmente, a característica de sedimentabilidade da mesma. Contudo, existem lacunas de informações a respeito do funcionamento desses sistemas em larga escala (PITTMAN et al., 2011; PARK et al., 2011). Ainda segundo esses mesmos pesquisadores, há necessidade de se entender melhor o que controla a manutenção de espécies dominantes e a interação dos microrganismos nesses ambientes artificiais. Os principais estudos de produção de microalgas em esgoto sanitário devem focar tanto a avaliação da remoção de matéria orgânica, nitrogênio, fósforo e outros poluentes, como também o controle das variáveis que otimizem a produção de biomassa (PITTMAN et al., 2011).

### **3. OBJETIVO**

#### **3.1. Objetivo Geral**

Avaliar o desempenho de LATs no tratamento de esgoto sanitário pré-desinfectado e submetidas a diferentes níveis de radiação solar.

#### **3.2. Objetivos Específicos**

- Avaliar a influência da pré-desinfecção UV no desempenho de LAT no tratamento de esgoto sanitário (remoção de matéria orgânica, nutrientes e *E. coli*) e na produtividade algal;
- Avaliar o efeito de diferentes níveis de radiação solar no desempenho de LAT no tratamento de esgoto sanitário (remoção de matéria orgânica, nutrientes e *E. coli*) e na produtividade algal;
- Avaliar o desempenho de uma LAT no tratamento do efluente de reator UASB em termos de remoção de matéria orgânica, nutrientes e *E. coli*.

#### **4. HIPÓTESES**

A pré-desinfecção UV do afluente às LAT possibilita maior produtividade algal e maior remoção de poluentes nesses sistemas.

A variação da radiação solar pode interferir no desempenho das LATs, tanto sob o ponto de vista do tratamento de água residuária como da produtividade de biomassa algal, podendo existir níveis que favoreçam a atividade fotossintética.

## 5. CAPITULO I: FUNCIONAMENTO E ASPECTOS DE ENGENHARIA DE LAGOAS DE ALTA TAXA

### **Resumo**

Neste capítulo discorre-se sobre lagoa de alta taxa (LAT): um sistema simplificado de tratamento de esgoto que, em sua concepção, traz também a abordagem de recuperação de nutrientes e água para produção de biomassa algal, que pode ser utilizada para diferentes fins, inclusive para geração de bioenergia. Assim, o desenvolvimento dessa tecnologia é importante por estar incluída num conjunto de soluções para questões ambientais sérias e atuais: produção limpa, tratamento e aproveitamento de resíduos e minimização da geração de gases de efeito estufa, dentro outros. Apresentam-se aqui, à luz dos principais trabalhos publicados sobre o tema, o conceito de LAT, um breve histórico da tecnologia, os processos e mecanismos que ocorrem nesse sistema, dados de eficiência e produtividade, critérios de projeto, potencialidades e limitações. Por fim, se faz considerações dos principais desafios para desenvolvimento das pesquisas.

**Palavras-chave:** lagoa de alta taxa; tratamento de esgoto; produção de biomassa algal, sistemas alga/bactéria

### **Abstract**

This paper discusses high rate algal ponds (HRAP): a simplified wastewater treatment system which brings in its conception the recovery of water and nutrients for algal biomass production. Such biomass can be used for several purposes, among which is the bioenergy production. Thus the development of such technology is important for being part of a set of solutions for serious and current environmental issues such as clean production, residue treatment and reuse, greenhouse gas production mitigation, among others. In light of the most relevant research already published on the subject, this paper presents the concept of HRAP, a brief history of this technology, the process and mechanisms which take place in such system, efficiency and productivity data,

project design criteria as well as its potentialities and limitations. Ultimately, the main challenges for developing research are discussed.

**Keywords:** high rate algal ponds; wastewater treatment; algal biomass production, algae/bacteria systems

## 5.1. Introdução

Desde a década de 1950, as LATs representam uma opção importante para o tratamento de água residuária. Para Oswald (1990), García et al., (2006) e Craggs et al. (2012) as LATs são vantajosas em termos de custos e facilidades operacionais, o que as tornam amplamente aplicáveis em cidades de pequeno porte. Deve-se também considerá-las para soluções descentralizadas em cidades de médio ou grande porte. A partir de sua concepção, as LATs foram avaliadas em diversos estudos, muitos em escala piloto e poucos em larga escala. A maioria foi desenvolvida tanto sob o ponto de vista de tratamento de água residuária – capacidade de remoção de matéria orgânica, nutrientes, patógenos e metais pesados – como sob a ótica da produção de biomassa algal para seu posterior aproveitamento. Desde os primeiros trabalhos as LATs têm sido consideradas atrativas por combinar tais processos. Consequentemente, os conceitos de recuperação de energia e nutrientes, além do reúso de água, em geral, estiveram presentes nas pesquisas.

Apesar dos muitos trabalhos publicados a respeito desse tema, poucos se preocuparam em comparar critérios de projeto de LAT com os de outras lagoas de estabilização. Essa comparação torna-se importante quando se deseja consolidar a inclusão das LATs na lista de alternativas simplificadas para tratamento de água residuária. Apesar de existirem alguns materiais com informações sobre o dimensionamento de uma LAT, é importante reunir no mesmo material, informações sobre o dimensionamento hidráulico, ou, por exemplo, dimensionamento do pedal ou de uma coluna de carbonatação, utilizada para suplementação de CO<sub>2</sub> e, consequentemente, melhoria no desempenho desses sistemas.

Portanto, este trabalho objetivou agrupar dados dos principais estudos sobre tratamento de água residuária e produção de biomassa algal em LAT.

Realizou-se uma busca de artigos científicos publicados a partir das principais pesquisas correlatas ao tema. Também se buscou realizar uma revisão sobre os principais aspectos de engenharia utilizados para o dimensionamento das LAT.

## **5.2.LAT: conceito e breve histórico**

As LATs, como as lagoas de estabilização convencionais, são projetadas e construídas para promoverem o tratamento de água residuária, via interação ecológica entre algas e bactérias. A fotossíntese promovida pelas algas produz o oxigênio que garante a degradação da matéria orgânica pelas bactérias heterotróficas. O CO<sub>2</sub> proveniente da oxidação e os nutrientes são assimilados pelas algas. As LATs possuem, porém, menor profundidade em relação às lagoas de estabilização convencionais, valores entre 0,2 – 0,5 m, são construídas em formato de pistas de corridas ovais, contam com pedais giratórios que movimentam lentamente a massa líquida, e são operadas com tempo de detenção hidráulica de 3 a 10 dias (OSWALD, 1988a; PICOT et al., 1991; PARK e CRAGGS, 2010; CRAGG et al.2012).

A movimentação da massa líquida objetiva o revolvimento lento, e conseqüentemente, a não ocorrência de estratificação térmica, favorecendo o crescimento de algas maiores e em colônias que se sedimentam facilmente se cessado o movimento. Além disso, promove melhor distribuição de nutrientes, utilização da luz, e ainda certa remoção do oxigênio produzido, melhorando a transferência ar-líquido para não desfavorecer a fotossíntese (KETHEESAN e NIRMALAKHANDA, 2011). Segundo García et al. (2006) a movimentação constante é um dos fatores principais para a alta produção de biomassa algal que ocorre nas LATs. Sabe-se que o efeito da luz intermitente contribui para o aumento da eficiência fotossintética (OSWALD, 1988b; DOKULIL, 1994; PARK e LEE, 2000) e a movimentação expõe as células a tal efeito. As velocidades de fluxo na LAT, vistas nos diferentes trabalhos encontrados na literatura, estão compreendidas na faixa de 0,05 – 0,3 m s<sup>-1</sup>.

Segundo Fallowfield et al. (1996), as adaptações (forma oval e sistemas de pedais) objetivam a eficiência no tratamento de água residuária e redução da área utilizada, e isso é alcançado com a otimização das condições de produção

fotossintética de oxigênio. de Godos et al. (2009) caracterizaram as LATs como sendo fotobiorreatores abertos projetados para combinar crescimento algal e produção fotossintética de O<sub>2</sub> com a demanda do tratamento de água residuária. Apesar de terem essas alterações em relação às lagoas de estabilização convencionais, segundo Craggs et al. (2012), elas continuam, com certa ponderação, sendo simples e baratas, mas trazem a desvantagem de apresentar variação na qualidade dos efluentes, que é inerente a sistemas abertos sujeitos ao clima local.

As LATs, como hoje conhecidas, foram desenvolvidas e apresentadas pelo professor William J. Oswald da Universidade da Califórnia, Berkeley, EUA, no final da década de 1950 (PICOT et al., 1991; KUMAR e GOYAL, 2009). O sistema foi apresentado como um avanço tecnológico, no sentido de aumento no nível de sofisticação sobre as lagoas de estabilização convencionais. Isso permitiu menores requisitos de área e diminuiu, em baixíssimo nível, a simplicidade de operação, característica fundamental das lagoas convencionais, já que incluía o movimento de pedais para circulação suave da massa líquida.

Na Figura 5.1 apresentam-se ilustrações esquemáticas desses sistemas nas duas configurações mais utilizadas. Na Figura 5.1a a configuração de circuito múltiplo e na Figura 5.1b a configuração circuito único. Nessa última também se observa um estreitamento do canal no local onde é instalado o sistema de pedais, para que esse equipamento tenha menores dimensões. Observam-se nos esquemas outras estruturas necessárias, como os direcionadores de fluxo (defletores) e a coluna de carbonatação. Liffman et al. (2013) demonstraram, por modelagem computacional de dinâmica de fluidos, como os defletores são importantes para uniformidade da velocidade de fluxo na lagoa. O cárter apresenta-se também no esquema, sendo uma seção curva no fundo do canal, no local onde se instala o pedal para melhorar a sua eficiência.

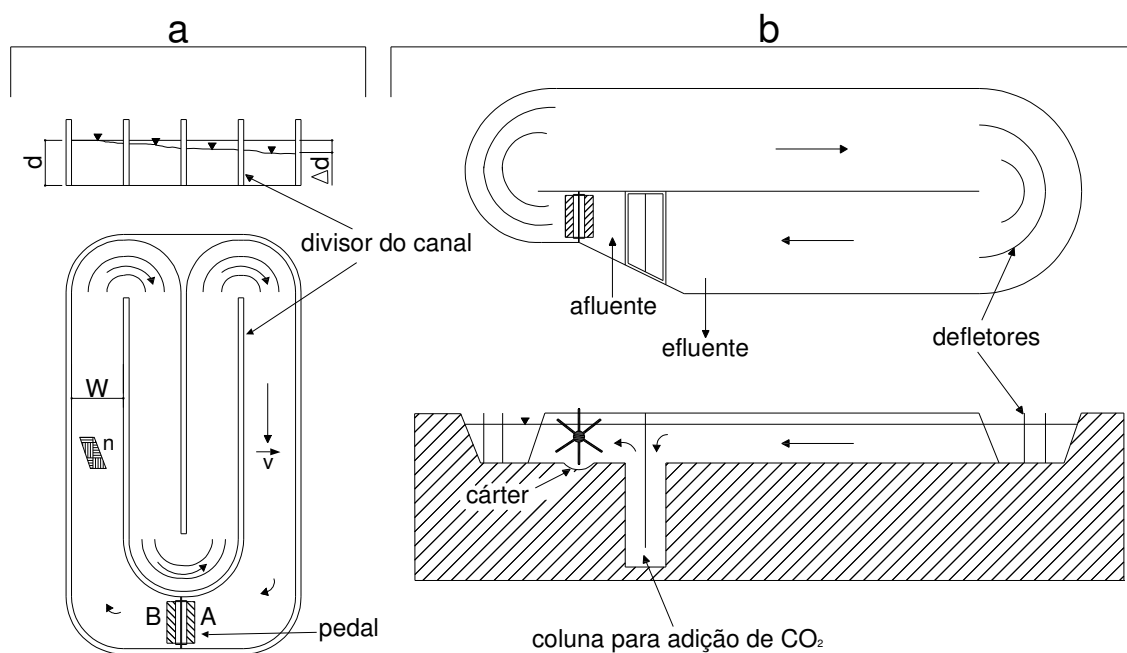


Figura 5.1 – Configuração de uma LAT em circuito múltiplo *adapt.* de Oswald (1988b) (a); Configuração de uma LAT em circuito único *adapt.* de Craggs et al. (2012) (b).

A energia elétrica (densidade de potência instalada) necessária para a LAT é a menor se comparada a qualquer sistema de lagoas que precisa de energia artificial, como as lagoas aeradas facultativas (LAF) ou lagoas aeradas de mistura completa (LAMC). Na Figura 5.2 apresenta-se de forma esquemática a demanda de energia em termos de densidade de potência em diferentes sistemas de tratamento de esgoto. A LAT precisa de menor quantidade de energia porque a pouca que nela é aplicada visa otimizar o aproveitamento da radiação solar e produção fotossintética de  $O_2$ , diferentemente da introdução direta de  $O_2$  via mecanismo de aeração. Segundo Oswald (1991), aproximadamente um décimo de um quilowatt/hora é necessário para produção de um kg de alga. O crescimento de um kg de alga produz 1,5 kg de oxigênio, ou seja, a eficiência de oxigenação de uma LAT é em torno de 15 kg de oxigênio dissolvido (OD) por quilowatt/hora.

Com relação à demanda por área, a LAT demanda área menor que as lagoas facultativas (LF) e lagoas de maturação (LM) e área maior que os outros sistemas apresentados na Figura 5.2. Apesar do baixo tempo de detenção hidráulica (TDH) das LATs, a profundidade, geralmente, é inferior a 0,5 m,

portanto, o volume final do reator (lagoa) é distribuído em uma área maior. Assim, a LAT não apresenta menor requisito de área proporcional ao menor TDH por ela requerido, em relação às LFs e LMs. Porém a menor profundidade das LATs implica também em menores gastos com escavação.

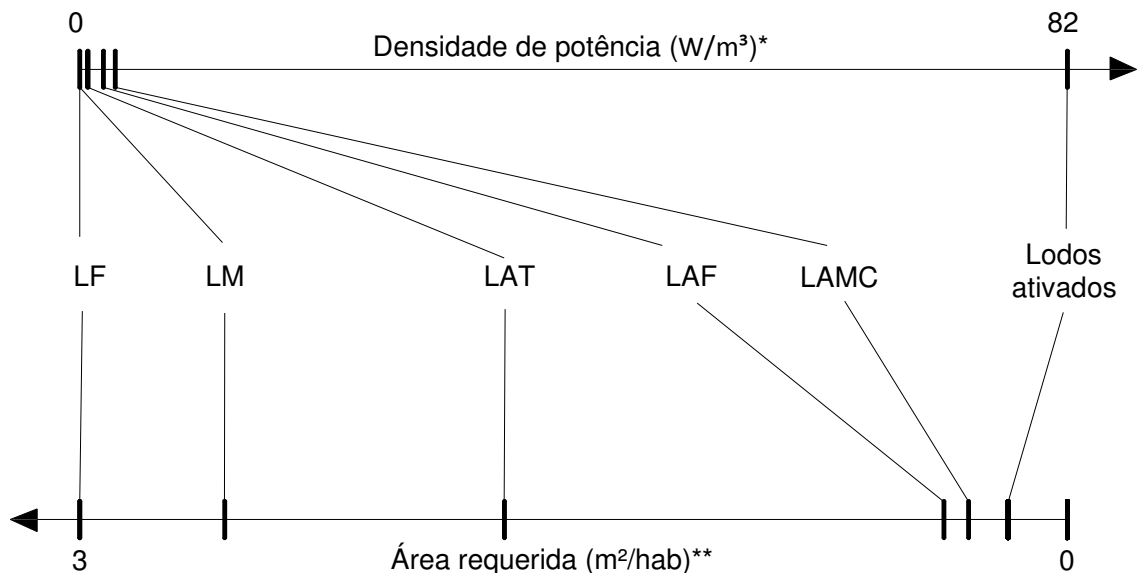


Figura 5.2 – Relação entre o requerimento energético e de área entre diferentes lagoas de estabilização e lodos ativados. \* Valores de densidade de potência para lagoa aerada facultativa, lagoa aerada de mistura completa foram obtidos de von Sperling (2002). Para lodos ativados, o valor obtido considerou uma potência instalada de  $3,5 \text{ W hab}^{-1}$ , sendo lodos ativados convencionais, segundo von Sperling (2005), ainda considerando um consumo de água per capita de  $160 \text{ L hab}^{-1}\text{dia}^{-1}$  e coeficiente de retorno de 0,8. O valor para LAT foi obtido de Craggs et al. (2012). \*\* Para LF, LAF; LAMC e lodos ativados foram utilizados valores de von Sperling (2005). O valor considerado para a LAT foi obtido considerando  $160 \text{ L hab}^{-1}\text{dia}^{-1}$  de consumo de água per capita, 0,8 de coeficiente de retorno, profundidade de 0,30 m e TDH de 4 dias. No caso de LM, foi adotado um TDH de 20 dias, profundidade de 1 m, consumo per capita de água de  $160 \text{ L hab}^{-1}\text{dia}^{-1}$  e coeficiente de retorno de 0,8.

Garcia et al., (2006) sugeriram que as LATs não devem ser vistas como sistemas completos de tratamento de água residuária e sim estarem inseridas em uma combinação de processos unitários. Oswald (1991), depois de mais de 30 anos de estudo, apresentou a LAT inserida em uma combinação de processos, a qual nomeou *Advanced Integrated Wastewater Ponding Systems* (AIWPS) (Figura 5.3a). Esse sistema era composto por processo de gradeamento, lagoa facultativa avançada (provida de “pits” de fermentação), LAT, decantador ou flotor(para remoção de algas) e lagoa de maturação. O mesmo incluía particularidades como aeração artificial e recirculação da água com maior concentração de oxigênio para a LF, além da recirculação da

biomassa algal sedimentada para a LAT. Segundo o autor, o sistema permitia estabilidade na qualidade do efluente produzido em períodos quentes e frios do ano. O desempenho desse sistema, em termos de remoção de alguns poluentes, também está apresentado na Figura 5.3a.

Downing et al. (2002) avaliaram a inclusão de osmose reversa e outros processos ao sistema AIWPS (Figura 5.3b), o qual chamaram de *Advanced Integrated Wastewater Ponding Systems RO Facility (AIWPS-RO Facility)*. Segundo esses autores, o sistema produzia efluente de alta qualidade a partir de baixos requerimentos de custos e energia se comparados a sistemas de lodos ativados.

Craggs et al. (2003) apresentaram um estudo que começou em 1999 em um sistema mais simples de combinação de LAT com lagoas aeróbias e lagoas de maturação. Esses autores chamaram de *Advanced Pond System (APS)* (Figura 5.3c), que consistia em quatro lagoas em série: uma Lagoa Facultativa Avançada, LAT, Lagoa de Sedimentação de Algas, e Lagoa de maturação. Segundo Park e Craggs (2011), esse sistema de lagoas é dimensionado com base na remoção de demanda bioquímica de oxigênio ( $DBO_5$ ), possui um requerimento de área, aproximadamente, 50 vezes maior que um sistema de lodos ativados. No entanto, os custos de construção não passam da metade, e os gastos de operação são apenas um quinto do que é necessário no sistema de lodos ativados.

Craggs et al. (2012) deram ênfase apenas ao conceito de LAT, apresentando-as no âmbito de um sistema que, obviamente, abrange outros processos unitários de tratamento de água residuária, mas que não estão identificados com nomenclatura específica (Figura 5.3d). Também outros pesquisadores, como Picot et al. (1991), Mesplé et al. (1995), entre outros, ativeram-se em apresentar as LATs como unidades embutidas em sistemas de tratamento de água residuária, sem se preocuparem com denominações específicas de combinação de processos unitários.

Nos diferentes estudos aqui enumerados (Tabela 5.1), para compor o sistema de tratamento de água residuária em que a LAT está inserida, o processo unitário de decantação é o que está antes e depois da LAT com maior frequência.

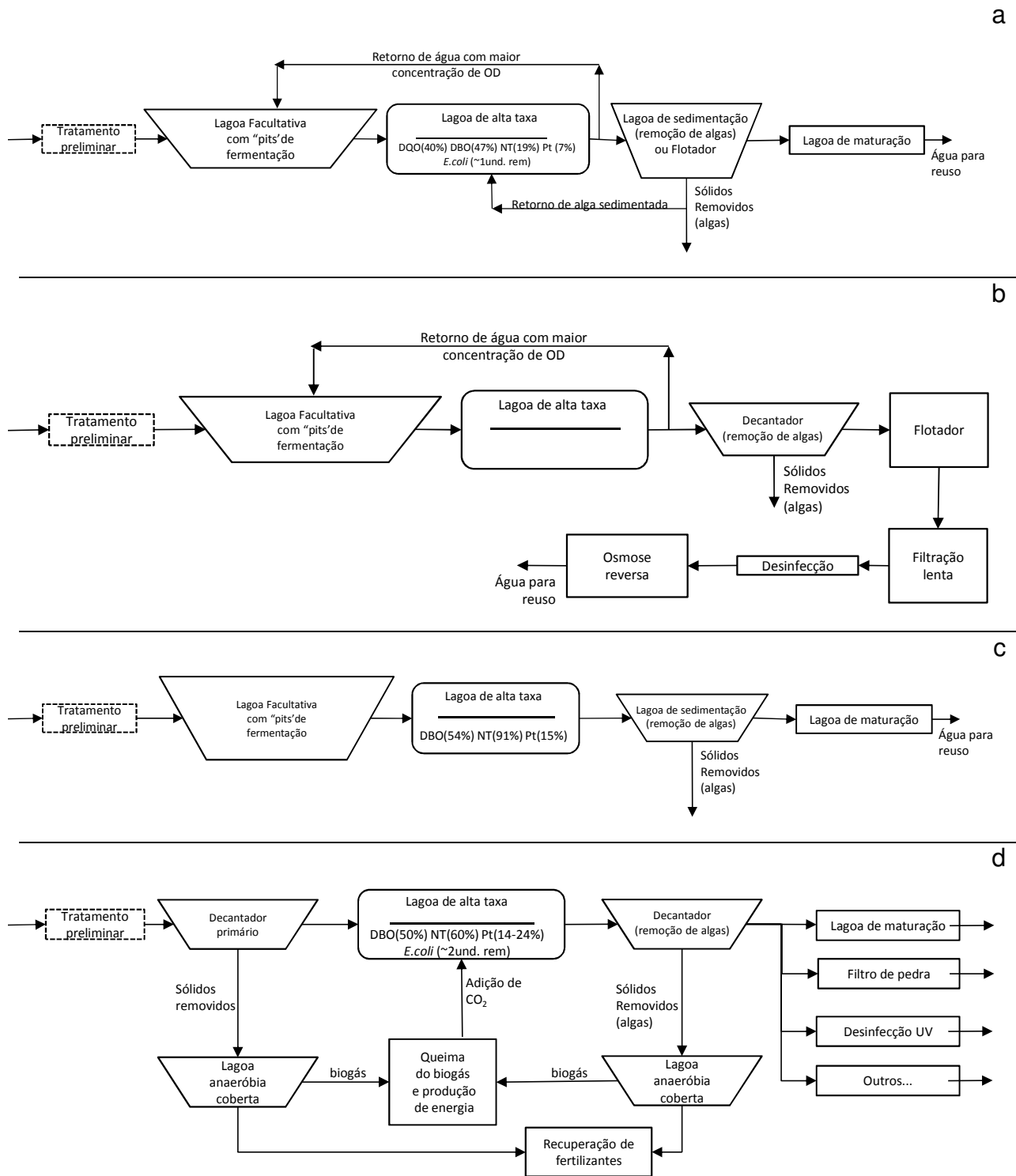


Figura 5.3 – LATs inseridas em diferentes sistemas de tratamento de água residuária AIWPS *adapt.* de Oswald (1991) (a); AIWPS-ROFacility *adapt.* de Downing et al.(2002) (b); APS *adapt.* de Craggs et al.(2003) (c); HRAP system *adapt.* de Craggs et al.(2012) (d).

Para tratamento de esgoto sanitário, o tratamento preliminar (grade e desarenador) é fundamental para impedir a deterioração dos dispositivos

hidráulicos subsequentes no sistema. O decantador primário é um processo reconhecidamente eficiente para remoção de sólidos suspensos de esgoto, e demanda pequena área se comparados a lagoas de sedimentação e baixa energia se comparados a sistemas de separação da fase sólida como flotores ou centrífugas. A remoção dos sólidos suspensos do esgoto bruto é recomendável para que não ocorra a sedimentação dos mesmos nas LATs. O decantador secundário serve para remoção de sólidos suspensos sob a ótica do tratamento de esgoto e, para colheita das algas, visando à produção de biomassa.

Ainda, deve-se considerar a grande facilidade de sedimentação das algas produzidas em LAT, pois tais organismos estando adaptados a ambientes turbulentos, cessada tal turbulência, a tendência é a sedimentação. Segundo Craggs et al. (2012), a composição decantador-LAT-decantador seria razoável em termos de demanda de área. Na Figura 5.3d, além de estar apresentando um esquema de decantador-LAT-decantador, também se apresenta um possível conceito de aproveitamento de energia e nutrientes que envolvem LAT.

A localização das principais pesquisas, publicadas a partir do início da década de 90, sobre a aplicação de LAT no tratamento de esgotos sanitários e outras águas residuárias estão apresentadas na Figura 5.4. Notoriamente, a maioria dos trabalhos, foi e tem sido desenvolvida em regiões de clima temperado, portanto, ainda há muito que se explorar sobre as peculiaridades do funcionamento desses sistemas em regiões de clima tropical.

A maior parte dos estudos foi realizada com lagoas operadas em fluxo contínuo (PICOT et al, 1991; MESPLÉ et al., 1994; GARCÍA, et al., 2000; DOWNING et. Al., 2002; HEUBECK et al., 2007; PARK e CRAGGS, 2010; CRAGGS et al., 2012), nos quais a entrada e saída de líquido são constantes e que a relação entre volume e vazão, constitui o tempo de detenção hidráulica na unidade. Tais estudos são fidedignos ao tratamento em escala real de água residuária em LAT. Outros estudos foram realizados em experimentos em batelada (DAVIES-COLLEY et al., 2003; CRAGGS et al., 2004), nos quais o tempo de monitoramento total é o tempo de detenção hidráulica máximo. Tais estudos objetivaram a modelagem do coeficiente de decaimento de *Escherichia coli*.

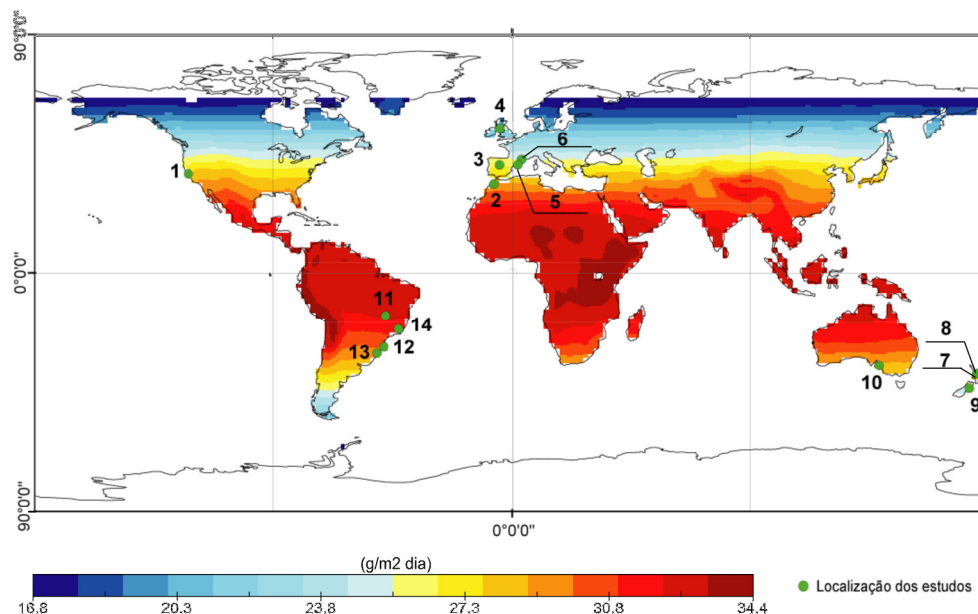


Figura 5.4 – Localização geográfica das pesquisas (identificação dos números na Tabela 5.1).

Tabela 5.1 – Pesquisas referentes à LAT localizadas na Figura 5.4

|    | Autor  |
|----|--|
| 1  | Oswald (1990); Nurdogan e Oswald (1995); Downing et al. (2002)                       |
| 2  | el Hamouri et al. (1994)   |
| 3  | Godos, I. et al. (2009); González-Fernández et al. (2011)                            |
| 4  | Fallowfield et al.(1996) ; Cromar et al. (1996)                                      |
| 5  | Picot et al. (1991) Gómez et al. (1995); Mesplé et al. (1994); Bahlaqui et al (1997) |
| 6  | García et al (2000); García et al. (2006)  |
| 7  | Heubeck et al.(2007); Park et al.(2011) ; Park e Craggs (2010); Park e Craggs (2011) |
| 8  | Craggs et al. (2003); Davies-Colley et al. (2003)                                    |
| 9  | Craggs et al. (2012)   |
| 10 | Buchanan et al. (2011)   |
| 11 | Pinto e Onoyama (1991)   |
| 12 | Costa et al. (2000); Barthel et al. (2006)   |
| 13 | Monteggia e Filho (2001); Nascimento (2001)  |
| 14 | Estudos do nosso grupo   |

### 5.3.Mecanismos de remoção de poluentes

Os mecanismos de remoção de LAT – aqui se consideraram os principais poluentes, a saber: matéria orgânica, nutrientes e patógenos – se assemelham com os que ocorrem nas lagoas de estabilização de modo geral. As peculiaridades dos mecanismos ocorrentes nas LATs são em função da alta taxa de produção de O<sub>2</sub> e baixa profundidade.

### 5.3.1. Matéria orgânica carbonácea

A remoção de matéria orgânica solúvel e particulada é realizada pela oxidação por bactérias heterotróficas. O oxigênio é fornecido pela atividade fotossintética das algas. Outra via de remoção de matéria orgânica, no caso da matéria particulada, é que a mesma pode se agregar ao floco de alga/bactéria e posteriormente sedimentar-se em um decantador (DE GODOS et al., 2009).

Na Tabela 5.2 apresentam-se alguns valores de eficiência de remoção de poluentes em LAT. A menor eficiência de remoção de matéria orgânica, apresentada em termos de DBO<sub>5</sub> filtrada (54%), foi de um estudo com LAT que recebeu efluentes tratados anteriormente em lagoa facultativa. Passando por um tratamento aeróbio, os efluentes possivelmente tornam-se mais recalcitrantes. Neste mesmo estudo, a saturação mediana de OD foi de 92 a 97 % e o valor mediano de pH foi de 8,2, o que demonstra que as condições para degradação da matéria orgânica em termos dessas variáveis eram favoráveis.

Observando a Tabela 5.2, o maior valor de remoção de matéria orgânica foi de 94%, em um sistema de LAT, apesar de receber efluente de um digestor anaeróbio e era provido de adição de CO<sub>2</sub> que permitia prevenir altos valores de pH (>9,0) que seriam prejudiciais à degradação da matéria orgânica carbonácea. Portanto, um aspecto importante para a degradação da matéria orgânica em LAT advém das características da matéria orgânica presente no efluente e do controle de variáveis como pH.

O valor de remoção de 81,8 % de matéria orgânica foi em uma LAT que recebeu efluente primário. Para el Hamouri et al. (1994), esse é um valor típico para eficiência de remoção em sistemas como este. O que é corroborado por Craggs et al., (2012) que avaliaram LAT em larga escala (1,25 ha), que também recebia efluente primário.

de Godos et al (2009) tentaram relacionar características da qualidade da água nas LATs à predominância de determinados gêneros de microalgas. Em seu trabalho, no mesmo período em que houve predominância de microalgas do gênero *Achnanthese* e *Nitzschia* (62% do total), ocorreu menor desempenho na remoção de DQO. A queda do desempenho da remoção de DQO coincidiu com o aumento da carga orgânica aplicada e alteração das condições climáticas.

Não se conseguiu, portanto, obter, a partir de tal experimento, inferências mais relevantes sobre relação de espécies de microalgas e funcionamento da LAT.

Tabela 5.2 – Porcentagem de remoção de DBO solúvel (DBO<sub>5f</sub>), fósforo total (Pt), nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>4</sub>) e *E. coli* em lagoas de alta taxa (LAT) e com respectivos pré e pós-tratamentos.

| Variável          | Referência              | Pré-tratamento      | Eficiência do pré-tratamento (%) | Eficiência da LAT (%) | Pós-tratamento     | Eficiência do pós-tratamento (%) |
|-------------------|-------------------------|---------------------|----------------------------------|-----------------------|--------------------|----------------------------------|
| DBO <sub>5f</sub> | Craggs et al., 2003     | lagoa primária      | -                                | 54,5                  | lagoa de maturação | 16                               |
|                   | Hamouri et al., 1994    | decantador primário | 34,1                             | 81,8                  | -                  | -                                |
|                   | Park e Craggs, 2010     | digestor anaeróbio  | -                                | 95,8                  | decantador         | -22,9                            |
|                   | Craggs et al., 2012     | decantador          | -                                | 84-92                 | -                  | -                                |
| Pt                | Craggs et al., 2003     | lagoa primária      | -                                | 15,3                  | lagoa de maturação | 13,3                             |
|                   | Oswald, 1990            | lagoa facultativa   | 7,1                              | 7,7                   | decantador         | 33,3                             |
|                   |                         |                     |                                  |                       | lagoa de maturação | 37,5                             |
| N-NH <sub>4</sub> | Craggs et al., 2003     | lagoa primária      | -                                | 91                    | lagoa de maturação | 27,8                             |
|                   | el Hamouri et al., 1994 | decantador          | 20                               | 61,9                  | -                  | -                                |
| <i>E. coli</i>    | Craggs et al., 2003     | lagoa primária      | -                                | 96,2                  | lagoa de maturação | 96,2                             |
|                   | Craggs et al., 2012     | decantador          |                                  | 99,7                  | -                  | -                                |
| Ovos de helmintos | el Hamouri et al., 1994 | decantador          | 96,5                             | 80,0*                 | -                  | -                                |

\*incremento menor que 10% na eficiência global

### 5.3.2. Nutrientes

Segundo Picot et al. (1991), as principais vias de remoção de nutrientes para LAT, avaliadas no clima mediterrâneo foram: (i) assimilação fotossintética, ou seja, incorporação de nutrientes à biomassa algal. Segundo esses autores, tal fenômeno é mais evidente para nitrogênio que para o fósforo. O nitrogênio representa 7% do peso seco das algas, contra 1% de fósforo; (ii) volatilização

de nitrogênio e precipitação do fósforo. Por meio de regressão linear, esses autores, verificaram forte correlação entre os valores de pH e os níveis residuais de N-NH<sub>4</sub> e fosfatos. Portanto, segundo esse estudo, valores de pH entre 8 e 10 e intensa atividade fotossintética promovem a volatilização da amônia e a precipitação química de fosfatos na presença de cálcio.

Craggs et al. (2003) apresentam resultados de seus estudos com eficiência de até 91% na remoção de N-NH<sub>4</sub> (em valores medianos) e valores baixos da concentração de nitratos no efluente tratado, e concluíram que grande parte da remoção de nitrogênio total kjeldahl (NTK) foi via volatilização ou assimilação, isso também ocorreu com os resultados de el Hamouri et al. (1994). García et al. (2006) destacaram a volatilização da amônia como principal mecanismo de remoção de N-NH<sub>4</sub> e em seu estudo em que mediram a variação da concentração de N-NH<sub>4</sub> em LAT entre o dia e a noite, verificaram que à noite, quando o pH diminuía, havia aumento da concentração de N-NH<sub>4</sub>. Mas, além disso, indicaram também a menor taxa de nitrificação e absorção pela biomassa como fatores contribuintes para aumento do N-NH<sub>4</sub> noturno.

de Godos et al. (2009), que trabalharam com efluente de suinocultura, verificaram que a remoção de NTK foi ocasionada principalmente pela nitrificação, responsável por ~80% da remoção do NTK e secundariamente pela assimilação, que por sua vez foi responsável por ~20 % da remoção. Park e Craggs (2011) em LAT operadas com 8 dias de TDH, com adição de CO<sub>2</sub> e controle do pH, destacaram a assimilação e nitrificação como as principais rotas de transformação do N-NH<sub>4</sub>. Há relatos na literatura de LAT que tratando efluentes sanitários primários, alcançaram valores de pH de até 11,0 e remoção de N-NH<sub>4</sub> de 80%, por isso Craggs et al. (2012) esperavam maiores valores de eficiência de remoção, que os 60% alcançados, já que nas LATs avaliadas, esses pesquisadores encontraram valores de pH em faixa que permitiam a volatilização. Existem ainda lacunas de informação das vias de transformação das formas de nitrogênio, que possivelmente depende de fatores como características do efluente, da biomassa e das condições climáticas locais. Camargo Valero e Mara (2007), avaliando lagoas de maturação, concluíram que a volatilização pode ser desconsiderada como mecanismo de remoção de nitrogênio amoniacal.

Para as LATs existe a tendência de se adicionar CO<sub>2</sub> e conseqüentemente ocorre o controle do pH em faixas que não permitem a volatilização de N-NH<sub>4</sub>. Considerando ainda que a transformação das formas de nitrogênio a nitrato não significa a remoção efetiva de nitrogênio (GARCÍA et al., 2000), a assimilação pela biomassa torna-se a forma principal de se remover esse nutriente.

Pesquisadores como Cromar et al. (1996) e Park e Craggs (2011) destacaram que o aumento da produtividade de biomassa em certo nível repercutiu no fenômeno de “autossombreamento” e, portanto, menor assimilação de N pela biomassa que para de crescer. Isso confirma a importância da assimilação como forma de remoção de N em LAT, claro, tendo um processo posterior de remoção da biomassa algal.

A remoção de fósforo via assimilação e via precipitação química de fosfatos na presença de cálcio não têm rendido, em LAT, eficiências maiores que as apresentadas na Tabela 5.2. Segundo Nurdogan e Oswald (1995), polifosfatos e fósforo orgânico são removidos por se adsorverem em CaCO<sub>3</sub> formados quando altos valores de pH são alcançados. Segundo esses mesmos autores a solubilidade da hidroapatita – Ca<sub>5</sub>(OH) (PO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> – é muito baixa mesmo em pH menores que 9,0 e, portanto, uma porção do ortofosfato pode ser removida se existir suficiente quantidade de cálcio em solução. Esses autores montaram um experimento para verificar a influência da adição de CaO no esgoto a ser tratado em LAT piloto. O esgoto com concentração de 25 mg L<sup>-1</sup> de Ca, passou a ter 60 mg L<sup>-1</sup>, o que provocou a remoção total de ortofosfato. A remoção de fósforo em LAT está, portanto, atrelada à atividade fotossintética, pelo fato da mesma promover a assimilação, e à quantidade de cátions polivalentes presentes na água residuária.

### 5.3.3. Patógenos

Nas LATs, assim como nas lagoas de estabilização em geral, as radiações UVB (280-320 nm) e UVA (320-400nm), provenientes do sol, estão correlacionadas ao decaimento de organismos indicadores de contaminação, por exemplo, *E. coli*, e presumidamente de organismos patogênicos (DAVIES-COLLEY et al., 2003; CRAGGS et al., 2004; BOLTON et al., 2011a). Essas

faixas de radiação agem diretamente nos microrganismos provocando danos no DNA ou RNA do seu genoma. Falowfield et al. (1996) indicaram que a penetração da radiação UV ocorre em uma fina camada em LAT, consequência da alta turbidez desses sistemas. Bolton et al. (2011b) mediram a penetração da radiação incidente UVB, mais efetiva na ação germicida, e verificaram que apenas 1% da que chega à superfície penetra 0,10m em uma LAT com SST=73±66,8mg L<sup>-1</sup>. Normalmente, para LAT, tem sido reportada maior concentração de SST que essa experimentada por Bolton et al. (2011b). Craggs et al. (2012), em um sistema de larga escala, encontraram valores médios de SST em torno de 179,5-225,5 mg L<sup>-1</sup>, García et al. (2006) reportaram valores médios de 250-300 mg L<sup>-1</sup>. Infere-se, portanto, que a penetração da UVB seja ainda menor em sistemas com maior produção de sólidos. A ação germicida direta da radiação solar não é responsável sozinha pelo decaimento de microrganismo nesses sistemas, o que torna necessário considerar a interação sinérgica entre a radiação na faixa UVA e na visível com fatores como pH, OD e fotossensibilizadores endógenos, confirmada nos estudos de Bolton et al. (2011a).

Por ser a energia de entrada no sistema para o processo de fotossíntese, a radiação solar age indiretamente no controle de fatores como pH e OD. Oswald (1988a) citou os seguintes fatores relacionados ao decaimento de microrganismos: temperatura, pH e sedimentação (para LAT que operavam com regime de mistura intermitente). Para Oswald (1991), os altos valores de pH atingidos durante o dia consistem num fator relevante para o decaimento de patógenos em LAT. Segundo el Hamouri et al. (1994), altas intensidades de luz promovem, pela atividade fotossintética, ambientes ricos em oxigênio dissolvido e a formação de oxigênio singleto e superóxido, que são fórmulas muito reativas de oxigênio e provocam danos no DNA dos microrganismos. Essa forma de oxigênio também foi confirmada como importante no decaimento por Bolton et al. (2011a). el Hamouri et al. (1994) também chegaram a inferir sobre uma leve diminuição da remoção de patógenos no verão por causa de processos de fotoinibição e além disso sugeriram uma operação diferenciada das LATs para melhorar o desempenho na remoção de

patógenos. Para estações quentes e frias, TDH menores e maiores, respectivamente.

Craggs et al. (2004) classificaram fatores como pH e OD como sendo de “segunda ordem” de importância no processo de desinfecção em LAT. Segundo esses últimos autores, tais fatores aumentam o grau de dificuldade de entendimento do processo de decaimento de patógenos em LAT. Davies-Colley et al. (2003) e Craggs et al. (2004) sugeriram a utilização do modelo proposto por Sarikaya e Saatci (1987) em que o coeficiente de decaimento bacteriano é composto pelo decaimento no escuro e pelo decaimento em função da radiação solar total incidente, como descrito na Equação 5.1, sendo que tal equação foi definida experimentalmente por Craggs et al. 2004. Para Davies-Colley et al. (2003) e Craggs et al. (2004) o decaimento de *E. coli* durante o período da noite é em consequência da predação por protozoários e a sedimentação e no período do dia em função da radiação UVB. Buchanan et al. (2011) criticaram tal abordagem, por ela não considerar de forma direta fatores importantes como pH e OD, os quais em estudos em LAT, a partir de regressão linear, mostraram, conjuntamente com a profundidade, correlação maior e significativa com o decaimento de microrganismo. Fallowfield et al. (1996) demonstraram uma relação linear entre taxa de decaimento de *E. coli*, profundidade e a radiação incidente. O coeficiente da equação linear foi maior para a profundidade, evidenciando a menor importância da radiação incidente para explicação da variação da taxa de decaimento de *E. coli* estabelecida a partir de seus dados experimentais.

$$K_b = 0,48 + (0,083 \times S_o) \quad (5.1)$$

Em que  $S_o$  é a irradiância solar na superfície da lagoa ( $MJ\ m^{-2}\ dia^{-1}$ ).

Também, dentre outros fatores que influenciam o decaimento de patógenos, pode-se citar efeito de toxinas produzidas por algas (MASCARENHAS et al., 2004), mas não se encontrou estudos que se propuseram a discriminar tal efeito.

A remoção, segundo Craggs et al. (2012), que estudaram LATs de 1,25 ha, foi de 2 unidades logarítmicas. Em estudos com lagoas de tamanhos menores a remoção foi de 1 a 2 unidades logarítmicas (Tabela 5.2). A remoção de ovos helmintos em LAT, segundo avaliação de el Hamouri et al.(1994), foi pequena. Eles demonstraram que um efluente decantado teve incremento de remoção menor que 10% em LAT e atribuíram tal remoção ao decaimento natural dos ovos de helmintos e à sedimentação. Esse último processo citado, obviamente, é dificultado pela movimentação da massa líquida. Importa considerar que um sistema de tratamento de esgoto sanitário que inclua LAT, tendo um processo de separação de sólidos posterior a lagoa, terá remoção adicional de patógenos. Estudos de sistemas deste tipo com ênfase para remoção de ovos de helmintos são ainda necessários.

#### **5.4. Critérios de projeto**

Os principais critérios para projetos de LAT, aqui considerados, estão apresentados na Tabela 5.3. Dos trabalhos revisados foram obtidos valores extremos e intermediários, isso foi feito, para localizar o leitor a respeito da alta variabilidade das condições dos experimentos com LAT encontrados na literatura. Os critérios apresentados foram estimados a partir dos dados dos trabalhos revisados. Na discussão dos mesmos procurou-se compará-los com os de outros sistemas de lagoas.

Oswald (1988a), em experimentos com LAT de 1000m<sup>2</sup>, encontrou que a velocidade de 0,12 a 0,15 m s<sup>-1</sup> garantia movimentação e gasto energético adequados. A movimentação contínua é reconhecida como necessária para amenizar variações de pH e OD durante o dia e a noite. Para Oswald (1988a), a grande amplitude de variação de pH e OD é prejudicial, pois durante o dia, apesar da disponibilidade de OD, são alcançados altos valores de pH que não são ótimos para degradação da matéria orgânica. Durante a noite, apesar dos valores ótimos de pH, não há OD disponível. Nos primeiros estudos em escala real com LAT, houve tentativas diferentes para movimentação da massa líquida, como bombeamento e escovas rotativas, que eram alternativas mais caras, principalmente para operação contínua. A partir desses estudos se chegou aos modelos de pedais tal como são atualmente (Figura 5.6). Segundo

Oswald (1988a), com movimentação lenta e contínua nas LATs, o pH raramente alcança maiores valores que 9,5 durante o dia e OD menores que 2 mg/L durante a noite. Park e Craggs (2010), operando LAT com adição de CO<sub>2</sub> e velocidade horizontal de 0,15 m s<sup>-1</sup>, relataram concentração de OD diferente de zero, durante a noite. García et al. (2006) trabalharam com velocidade média de 0,09 m s<sup>-1</sup> e observaram concentrações noturnas de OD variando de zero a valores pouco maiores que 1,0 mg L<sup>-1</sup>.

Tabela 5.3 – Valores extremos e intermediários dos critérios de dimensionamento: velocidade de fluxo horizontal (v), profundidade (d), taxa de aplicação hidráulica (TAH), tempo de detenção hidráulica (TDH), taxa de aplicação superficial (TAS), coeficiente de remoção de DBO (K<sub>DBO</sub>), coeficiente de decaimento de coliformes (K<sub>b</sub>)

| <b>Crítérios</b>                                | <b>Valor mínimo</b> | <b>Valor intermediário</b> | <b>Valor máximo</b> |
|---|---------------------|----------------------------|---------------------|
| v (m s <sup>-1</sup> )                          |                     | 0,12-0,15 <sup>l</sup>     |                     |
| h (m)   | 0,2 <sup>c</sup>    | 0,45 <sup>c</sup>          | 0,7 <sup>i</sup>    |
| TDH (dia)                                       | 3 <sup>g</sup>      | 4 <sup>h</sup>             | 8 <sup>d</sup>      |
| TAS ( kg DBO ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> ) | 13 <sup>c</sup>     | 86 <sup>b</sup>            | 385 <sup>a</sup>    |
| K <sub>DBO</sub> (20) (d <sup>-1</sup> ) *      | 0,83 <sup>c</sup>   | 2,78 <sup>b</sup>          | 5,78 <sup>b</sup>   |
| K <sub>b</sub> (20) (d <sup>-1</sup> ) *        | 0,71 <sup>f</sup>   | 3,62 <sup>c</sup>          | 24,12 <sup>e</sup>  |

**Fonte:** Nurdogan e Oswald, 1995<sup>a</sup>; Park e Craggs, 2010<sup>b</sup>; Craggs et al., 2003<sup>c</sup>; Gómez et al., 1995<sup>d</sup>; Craggs et al., 2012<sup>e</sup>; Oswald, 1991<sup>f</sup>; el Hamouri et al., 1994<sup>g</sup>; Park et al., 2011b<sup>h</sup>, Monteggia e Filho, 2001<sup>i</sup>; Oswald, 1988a<sup>j</sup>. \*Tanto K<sub>DBO</sub>, quanto K<sub>b</sub> foram calculados segundo modelo de mistura completa e corrigidos para 20 °C considerando alteração de 7% no valor para cada grau de temperatura. Foi considerado o modelo de mistura completa, pois outros autores já o fez para LAT, como Craggs et al. (2004).

A faixa de profundidade das LATs adotadas em diversos estudos apresenta-se na Tabela 5.3. São valores menores que os das demais lagoas, como por exemplo, as lagoas facultativa (1,5 - 2,0 m), anaeróbias (3,0 – 5,0 m), aeradas facultativas (2,5 – 4,0 m) e de maturação (0,8 - 1,2 m). Os menores valores desse critério de profundidade refletem na otimização da taxa fotossintética, uma vez que há maior penetração de radiação na coluna d'água. O funcionamento da LAT é dependente da radiação solar como fonte primária de energia. É aconselhável que a profundidade seja a mais rasa possível, a fim de proporcionar o máximo acesso à luz pelas algas (Becker, 1994).

Os TDHs das LATs, também apresentados na Tabela 5.3, são próximos aos de lagoas que possuem algum tipo de intervenção no sentido de introdução artificial de oxigênio, como as lagoas aeradas facultativas (5 a 10 dias) e aeradas de mistura completa (2 a 4 dias). Em lagoas facultativas o TDH varia de 15 a 45 dias, o que demonstra o quanto a otimização do processo fotossintético na LAT impacta significativamente na diminuição do volume da mesma.

Para as lagoas facultativas a TAS adequada varia de 100 a 300 kg DBO<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup> (von Sperling, 2002). Comparativamente, o maior valor de TAS apresentado na Tabela 5.3 (385 kg DBO<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>) ressalta que as LATs requerem menor área para tratar uma mesma carga de DBO. Nos estudos analisados, os valores apresentados de TAS para as LATs variaram de 13 kg DBO ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> a 385 kg DBO<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>. Observa-se que o menor valor de TAS foi apresentado no estudo com lagoas de 85 m<sup>2</sup> de área superficial e o maior, 1092,5 m<sup>2</sup>, portanto, a diferença entre as TAS pode ser em razão da escala dos experimentos. No Brasil (Distrito Federal) experimentos realizados por Pinto e Onoyama (1991) mostraram que taxa de aplicação de até 700 kg DQO ha<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup> asseguraram a remoção de matéria orgânica da LAT (TDH = 4dias, profundidade = 0,5m e tratando esgoto sanitário primário). Nesse mesmo estudo tal taxa comprometia a remoção de nitrogênio, no entanto, taxas máximas de 400kg DQO ha<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>, TDH de 5 dias e profundidade de 0,45m asseguravam a remoção desse nutriente.

Os valores de K<sub>DBO</sub> obtidos para as LATs (0,83 – 5,78 d<sup>-1</sup>) são mais elevados que os apresentados por von Sperling (2002) para as LF (0,13 – 0,17d<sup>-1</sup>, considerando regime de mistura completa). Essa diferença para cima dos valores de K<sub>DBO</sub> das LATs é coerente com as altas taxas de aplicação superficial de DBO aplicadas em sistemas como esses e os resultados de remoção satisfatória.

Nas LATs observaram-se valores de K<sub>b20</sub>, calculados de acordo com o regime de mistura completa, compreendidos entre 0,71 e 24,12 d<sup>-1</sup>. Altos valores de K<sub>b20</sub> obtidos são coerentes, tendo em vista a remoção típica de sistemas de LAT (uma a duas unidades logarítmicas) e o baixo TDH. Craggs et al. (2004) apresentaram valores de K<sub>b</sub> de 0,89 d<sup>-1</sup> (para o verão) e 1,89 d<sup>-1</sup>(para inverno),

através de experimentação (LAT com 37,5 m<sup>2</sup> e profundidade 0,2 m). O valor intermediário de  $K_b$ , apresentado na Tabela 5.3, foi calculado através de dados experimentais previamente publicados de LAT com TDH de 7,5, área superficial de 128m<sup>2</sup> e profundidade de 0,3m. O maior foi obtido de lagoas construídas em escala real com área superficial de 1,25 ha. Os valores de  $K_b$  aqui apresentados são superiores aos valores de  $K_b$  típicos de lagoas facultativas (0,2 a 0,3d<sup>-1</sup>, considerando regime de mistura completa) e de maturação (0,4 a 0,7d<sup>-1</sup>, considerando regime de mistura completa) dados por von Sperling (2002). Para as LATs, características como a configuração em circuito simples ou múltiplo, menor profundidade, revolvimento da massa líquida, competitividade das algas com os patógenos, valores de pH e OD elevados e fotossensibilizadores endógenos, possivelmente potencializam a desinfecção, promovendo um  $K_b$  mais elevado do que o das lagoas de maturação, considerando regime de mistura completa e o baixo TDH.

Em síntese, pelos critérios de projetos apresentados na Tabela 5.3, verifica-se elevada dispersão de dados na literatura. Nos estudos dos quais se retiram os dados, muitas foram as configurações das LATs, o tipo de efluentes (anaeróbios, primários, diluídos com água de torneira etc.), as condições climáticas, dentre outros. Ressalta-se, portanto, a importância de mais estudos com o objetivo de refinar tais aspectos de engenharia, para diferentes regiões.

### **5.5. Características hidráulicas das LATs**

Para que o funcionamento na LAT seja otimizado, é necessário determinar ou adotar a velocidade de mistura adequada. Todavia, não somente a velocidade, mas também a morfometria da lagoa como comprimento, largura, profundidade, declividade de fundo são determinantes para se obter escoamento e altura da lâmina d'água mais homogêneos possíveis em toda a área da lagoa.

Se o comprimento da lagoa for definido sem nenhuma restrição, à medida que a velocidade de escoamento e a área da lagoa aumentam, a perda de carga pode exceder a altura da lâmina d'água. Se, por exemplo, a perda de carga da lagoa for duas vezes a lâmina d'água, o desligamento do sistema de pedais faria com que parte da unidade tivesse a altura da coluna d'água muito

pequena ou próxima a zero. Assim, por razões práticas, é aconselhável manter o valor de perda de carga abaixo do equivalente à altura da lâmina d'água. Para garantir tais condições hidráulicas adequadas Dodd (1986) propôs um modelo baseado na equação de Manning, que limita a área da lagoa de acordo com a velocidade de escoamento e a altura da lâmina d'água.

A velocidade da água em um canal, com determinada declividade e rugosidade pode ser definida pela Equação de Manning, dada por (ver esquema da Figura 5.1a).

$$v = \frac{1}{n} R^{2/3} S^{1/2} \quad (5.2)$$

Sendo que  $v$  = velocidade média de escoamento no canal ( $m s^{-1}$ ),  $R$  = raio hidráulico (m),  $S$  = perda de carga linear ( $m m^{-1}$ ) e  $n$  = coeficiente de rugosidade de Manning ( $s m^{-1/3}$ ). Isolando  $\Delta d$  na Equação 5.2, tem-se:

$$S = \frac{v^2 n^2}{R^{4/3}} \quad (5.3)$$

Como:

$$S = \frac{\Delta d}{L} \quad (5.4)$$

$$R = \frac{(dw)}{(w+2d)} \quad (5.5)$$

Sendo que  $\Delta d$  = decréscimo na lâmina d'água devido à perda de carga ao longo do canal;  $L$  = comprimento do canal;  $w$  = largura do canal;  $d$  = profundidade da lagoa.

Substituindo Equações 5.4 e 5.5 na Equação 5.3 e isolando o comprimento ( $L$ ), tem-se:

$$L = \frac{\Delta d \left( \frac{dw}{w+2d} \right)^{4/3}}{v^2 n^2} \quad (5.6)$$

A área da lagoa (A) será:

$$A = Lw \quad (5.7)$$

Na Figura 5.5 apresentam-se os valores limites de área em lagoas de alta taxa, variando de acordo com as diferentes profundidades e velocidades de fluxo, fixando-se o coeficiente de Manning e o decréscimo de lâmina d'água devido à perda de carga no canal. Nota-se que foram escolhidas profundidades e velocidades encontradas na literatura para lagoas deste tipo. Como pode ser observado, quanto menor a profundidade da lagoa, situação em que se teria melhor aproveitamento da radiação solar, menores seriam as áreas possíveis para garantir os aspectos hidráulicos necessários.

Para estimar a profundidade adequada para as LATs, foi determinada empiricamente por Oswald (1988a) a seguinte equação para a profundidade de penetração da luz:

$$d_p = \frac{6000}{C_C} \quad (5.8)$$

Em que  $d_p$  = profundidade de penetração da luz (cm) e  $C_C$  é a concentração de algas em  $\text{mg L}^{-1}$ .

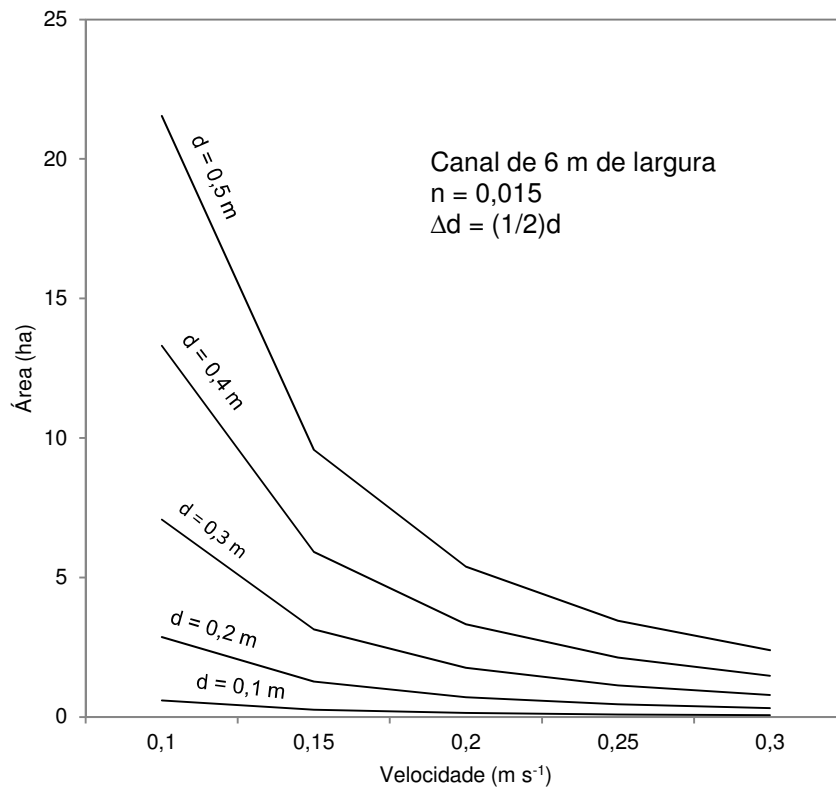


Figura 5.5 – Relação entre a velocidade de escoamento no canal, profundidade e área ótima da lagoa (Fonte: *Adapt.* de Becker, 1994).

Observações de campo indicam que a concentração da cultura em experimentos com limitações de luz e agitação contínua, permite a penetração da luz à até 2/3 da altura da lâmina d'água, como segue (BECKER, 1994; OSWALD, 1988a).

$$d_p = \frac{2}{3}d \tag{5.9}$$

então,

$$d = \frac{9000}{c_c} \tag{5.10}$$

Em que  $d$  = profundidade da lagoa (cm).

Outra maneira de se estimar a profundidade necessária na lagoa foi dada por Oswald (1988a) através da equação 5.11, adaptada:

$$d = \frac{\ln\left(\frac{S_0}{S_d}\right)}{K} \times 1,5 \quad (5.11)$$

Em que  $d$  = profundidade da lagoa (m),  $S_0$  = irradiância incidente na superfície,  $S_d$  = irradiância mínima para que ocorra a fotossíntese,  $K$  = coeficiente de atenuação ( $m^{-1}$ ). O fator 1,5 considera que a luz penetra nesses sistemas em dois terços, sendo que a prática diz que a profundidade pode conter um terço sem luz não comprometendo o desempenho do sistema.

## 5.6. Pedais

O pedal é a estrutura com a função de movimentar a massa líquida. É constituído de lâminas ligadas a um eixo, instalado em direção perpendicular ao fluxo d'água na LAT, que acoplado a um motor, promove a movimentação da coluna d'água. Existem outros sistemas de movimentação como os sistemas de *airlift*. Ketheesan e Nirmalakhandan (2011) avaliaram esse sistema para movimentação da massa líquida na lagoa e concluíram que para manter uma velocidade de fluxo de 0,8 a 0,14  $m\ s^{-1}$  o gasto com energia poderia ser diminuído em 80% se comparado aos pedais. Porém, nos estudos encontrados com LAT nenhum utilizou de tal sistema, portanto, aqui se discutiu o projeto apenas dos pedais.

Quanto maior o diâmetro do pedal, maior a eficiência da mistura e menor a possibilidade de refluxo, apesar de também resultar em maiores custos de construção e operação. Quanto maior a quantidade de lâminas por pedal, melhor a eficiência e menor a sobrecarga no motor (BECKER, 1994). Porém, segundo Borowitzka (2005), mais que oito lâminas é, do ponto de vista de construção, impraticável, e os ganhos em eficiência não são significativos. Também segundo esse autor, quanto menor a distância entre a lâmina e o fundo maior a eficiência do conjunto.

Dodd (1986) melhorou a forma de se projetar os pedais, definindo uma folga pequena entre as lâminas do pedal e as paredes da lagoa e uma seção curva no fundo do mesmo, denominada cárter. O comprimento do arco deve ser suficiente para prevenir o escape da água através dos pedais e suas

adjacências, e a velocidade dos pedais deve ser levemente maior que a do meio (BECKER, 1994).

De acordo com Borowitzka (2005), a profundidade do cárter, pode ser estabelecida por meio da Equação 5.12:

$$B = (r + T)\left(1 - \cos\left(\frac{\pi}{P_n}\right)\right) \quad (5.12)$$

Em que: B = profundidade do cárter;  $\omega = \frac{\pi}{P_n}$  é a metade do ângulo compreendido entre as lâminas;  $P_n$  a quantidade de lâmina por pedal; r o raio; T a folga entre a extremidade inferior da lâmina e o fundo da lagoa. O valor de  $\omega$  é equivalente a  $\pi/P_n$  e a distância D entre o eixo do pedal e o fundo da lagoa é dada por  $D = (r + T) \cos\omega$  (Figura 5.6). Para um pedal com 8 lâminas, raio de 80 cm, folga T de 2 cm, um cárter de 6,2 cm de profundidade é requerido. Como critério de segurança, adota-se a profundidade de 10 cm para sua instalação (fator de ~1,7 sugerido por Borowitzka (2005)). Para determinação de B', que é a distância mínima para o início do cárter, requerida para assegurar que a lâmina não colida com o fundo da lagoa, sugere a Equação 5.13.

$$B' = (r + T)\left(1 - \sin\left(\frac{\pi}{P_n}\right)\right) \quad (5.13)$$

O eixo do pedal está, portanto, 70 cm acima do fundo da lagoa. O comprimento h de cada lâmina é dado por  $h = d + B - T$ , em que d é a profundidade da lagoa. Supondo  $d = 30$  cm, considerando uma perda de carga de 5 cm, folga de 2 cm e uma margem de segurança de 2 cm, obtém-se 35 cm de comprimento para a lâmina.

O material mais utilizado para a construção do eixo e hastes dos pedais é o aço-carbono; a lâmina é feita com aço maciço ou também fibra de vidro, para meios mais corrosivos. Craggs et al. (2012) instalaram pedais de aço galvanizado. É recomendado que o local onde serão encaixados os pedais e construído o cárter seja de concreto.

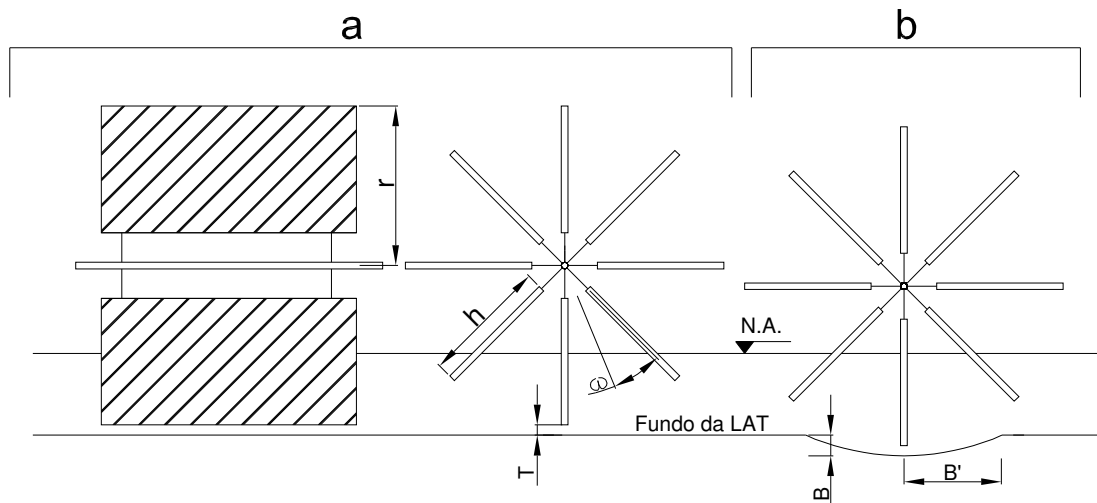


Figura 5.6 – Detalhes de um pedal, vista frontal e lateral, raio  $r$ , a folga  $T$  e o ângulo  $\omega$ ; comprimento  $h$  da lâmina (a). Vista lateral com o pedal encaixado no cárter, considerando a profundidade do cárter  $B$ (b).

Para cálculo da potência instalada na LAT para movimentar o pedal pode-se utilizar a Equação 5.14 (Oswald, 1988b, Becker, 1994 e Borowitzka, 2005):

$$Pot = \frac{Q\gamma\Delta d}{102E} \quad (5.14)$$

Em que Pot = Potência necessária (kW);  $Q$  = vazão ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) = área molhada x velocidade de fluxo horizontal;  $\gamma$  = massa específica da água ( $\text{kg m}^{-3}$ );  $\Delta d$  = perda de carga (m); 102 = fator de conversão;  $E$  = eficiência do pedal (eficiência média, para Borowitzka (2005) é em torno de 17%, Green et al., (1995) também citam esse valor para pedais com oito lâminas).

Segundo Borowitzka (2005), essa maneira de calcular a potência do motor a ser acoplado no pedal é conservadora e, além disso, ela não considera os direcionadores de fluxo (defletores), que segundo Liffman et al. (2013), podem reduzir o consumo de energia.

## 5.7. Dimensionamento

Calcula-se primeiramente o TDH necessário utilizando a equação do regime de mistura completa, e considerando os  $K_{DBO}$  apresentados na Tabela 5.3 e a eficiência desejada. Pode-se também adotar um THD entre os valores já reportados na literatura que obtiveram sucesso, como os apresentados na

Tabela 5.3. Com o TDH definido, as duas alternativas seguintes – a e b – podem ser adotadas.

**a) Adotando-se valores de velocidade e de rugosidade (n Manning)**

Para fins de dimensionamento de uma LAT, tem-se como dado de entrada a vazão de esgoto a ser tratada, e adotam-se a velocidade do fluxo, o coeficiente de rugosidade de Manning (n) do material impermeabilizante e o tempo de detenção hidráulica (já definido anteriormente).

De posse desses valores, define-se um limite de área (área mínima) para o projeto, testando-se diferentes profundidades, tal como a metodologia adaptada de Borowitzka (2005), apresentada no tópico "5.5 Características hidráulicas da LAT". A partir da área, define-se a profundidade, largura e comprimento do canal. A próxima etapa é o cálculo da potência instalada nos pedais, através da Equação 5.14.

**b) Definição de L, w, v e d com otimização de requerimento de área e de potência instalada**

Abaixo, apresenta-se uma abordagem para o projeto de LAT que objetiva a otimização dos custos de instalação (área) e de operação (potência instalada). Para tal, utilizam-se métodos numéricos de otimização não linear que permitem chegar a valores ótimos de área e de potência, garantindo as restrições de cada variável (L, w, v e d) para assegurar as condições hidráulicas adequadas. Neste caso também se considera o TDH já definido anteriormente.

Dessa forma, dependendo da área e recursos disponíveis para a execução do projeto, podem-se ajustar os menores valores possíveis de potência (Pot) e área (A) para o dimensionamento da LAT. Tem-se como função objetivo  $FO = Pot + A$ , que deve ser minimizada. Para o cálculo da área a partir do volume de esgoto que se pretende tratar têm-se as seguintes restrições:

- $Pot = \frac{vhw\Delta d}{102E}$
- $A = Lw$
- $d = Vol/A$
- $L = \frac{\Delta d \times \left(\frac{d \times w}{w + 2 \times d}\right)^{4/3}}{v^2 n^2}$

- $v$  deve estar na faixa de 0,1 a 0,35  $\text{m s}^{-1}$  (critério do projetista);
- $d$  deve estar na faixa de 0,1 a 0,5 m (critério do projetista);
- $w$  deve ser no máximo 75 vezes menor que  $L$  (critério do projetista).

Nota-se que para as restrições, cujas faixas de valores ficaram a critério do projetista, tomou-se o cuidado de se escolher limites comumente encontrados na literatura, como já apresentado anteriormente. Supondo os dados de entrada: vazão afluente de esgoto  $Q = 1000 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ ; coeficiente de Manning,  $n = 0,015$ , TDH de 4 dias. Restrições: as mesmas listadas acima. A partir da utilização desse método foram obtidas densidade de potência necessária de  $1,14 \text{ W m}^{-3}$  e área de 1,31 ha (profundidade de 0,3 m e velocidade  $0,26 \text{ m s}^{-1}$ ). Fixando-se a profundidade em 0,35m, por exemplo, ao invés de deixar o método de otimização “escolher” entre 0,1 e 0,5m, obteve-se uma densidade de potência de  $1,69 \text{ W m}^{-3}$  e área 1,14 ha (velocidade  $0,31 \text{ m s}^{-1}$ ). Como se pode observar foi obtida uma densidade de potência 32 % maior e uma área 12% menor. Desse modo, o projetista pode utilizar a ferramenta de otimização para auxiliá-lo a escolher sua prioridade de economia (área ou potência).

Simulando algumas vazões a serem tratadas, encontrou-se que quanto maior o  $n$  (Manning) maior a economia de área e potência instalada, levando-se em consideração as restrições adotadas para o adequado funcionamento hidráulico e unitário da LAT. No gráfico da Figura 5.7 isso é demonstrado, maiores valores de  $n$  definem menores valores de áreas. Estudos aplicados com geomantas com rugosidades diferentes, ou ainda solo compactado, podem definir, com mais rigor, a possibilidade, de menores áreas requeridas para LAT.

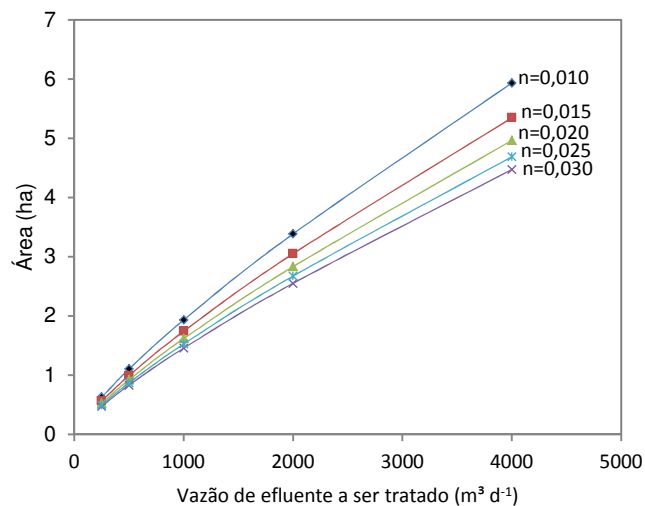


Figura 5.7– Valores ótimos de áreas para diferentes vazões de projeto e n (Manning)

### 5.8. Produção de biomassa em LAT

Oswald (1988b) indicou que para a biomassa algal produzida em larga escala, tendo como meio de cultivo esgoto sanitário, o uso deve ser direcionado para produção de energia e/ou biofertilizantes. Para essa afirmação tal autor considerou questões de segurança sanitária e aspectos econômicos. Atualmente um grande desafio para o aumento da produção de biomassa algal em LAT está na determinação de fatores como: TDH ótimo, efeitos da radiação solar, controle de parasitas e predadores, suplementação de CO<sub>2</sub> para as microalgas e manutenção de espécies dominantes.

Na Figura 5.4 apresenta-se a produtividade máxima teórica de biomassa algal para diferentes regiões do planeta, calculada como proposto por Park et al., (2011a), considerando uma máxima eficiência fotossintética de conversão de energia solar total de 2,4% e calor contido na biomassa algal de 21kJ g<sup>-1</sup>. Para essa estimativa foram utilizados dados de radiação solar incidente com céu claro. Weyer et al. (2010) também consideraram tal radiação para cálculo de produção máxima teórica de biomassa algal. Os valores de radiação solar total foram retirados do banco de dados de reanálise NCEP/NCAR, da Divisão de Ciências Físicas do Departamento de Comércio dos EUA. Considerou-se a média diária anual do período de 1981 a 2010.

A produção máxima de biomassa algal para a região de Halmilton, na Nova Zelândia, ilustrada na Figura 5.4, foi semelhante ao valor apresentado por Park et al. (2011a), em torno de 25 a 30 g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>. Weyer et al. (2010), para diferentes latitudes, apresentaram valores teóricos máximos de 196 g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, valores divergentes e mais otimistas que os apresentados na Figura 5.4. A maioria dos estudos com LAT concentra-se em regiões do mundo com menores e intermediários potenciais de produção teórica máxima, isso mostra a necessidade de mais experimentação de campo com tais sistemas para se elucidar e entender melhor a distância entre a produção real e a máxima teórica, em diferentes regiões do planeta, para a otimização do processo.

#### 5.8.1. TDH

A definição do TDH ótimo, que considere variáveis climáticas, como radiação, temperatura etc., é ponto chave para aperfeiçoar o projeto de LAT. García et al (2006) adotaram, em seu estudo localizado em Barcelona, Espanha, estratégias de operação quanto ao TDH. Uma LAT (A) com 7 dias e outra LAT (B) com 4 dias durante a primavera e o verão e com 10 e 8 dias no outono e no inverno para as LATs (A) e (B), respectivamente. Nesse estudo, a LAT (B) apresentou maior produtividade (média mensal) de biomassa, em termos de SST: 14,8±7,9 g m<sup>-2</sup> dia<sup>-1</sup>, ante 12,7±6,1 g m<sup>-2</sup> dia<sup>-1</sup> na LAT (A). Park e Craggs (2010) demonstraram que LATs com adição de CO<sub>2</sub> alcançaram maiores produtividade de SSV quando operadas com 4 dias de TDH em comparação com 8 dias. el Hamouri et al. (1994) também definiram TDH diferenciados para distintas estações do ano. Park e Craggs (2011) mostraram que a obtenção da máxima produtividade algal e assimilação de N, em um TDH ótimo, é ponto merecedor de mais estudos.

#### 5.8.2. Radiação solar

A radiação exerce influência em todos os processos ocorrentes nas LATs. Na produção de biomassa algal, que por sua vez fornece oxigênio para o crescimento da biomassa de bactérias heterotróficas e, conseqüentemente, a degradação da matéria orgânica. Exerce papel na variação de temperatura,

que influi diretamente sobre equilíbrios iônicos, pH e solubilidade de gases, como o oxigênio e gás carbônico, essenciais para a dinâmica dentro das lagoas (BOUTERFAS et al., 2002), bem como no metabolismo microbiano.

Cromar et al. (1996) encontraram uma relação linear entre irradiância solar e produtividade de biomassa em termos de matéria seca. Esses autores questionaram essa relação linear, pois a mesma não leva em consideração a fotoinibição. Em seus estudos, GARCÍA et al. (2006) apresentaram também relação linear entre produtividade e irradiância solar. Estudos mais detalhados sobre como a radiação interfere no funcionamento de LAT são necessários.

A capacidade das LATs, no que se refere à remoção de matéria orgânica, já foi modelada tendo como ponto de partida principal a radiação solar incidente. Para Oswald (1988a), a carga orgânica máxima aplicada em LAT deve respeitar a Equação 5.15, modificada por de Godos et al. (2009):

$$DQO = \frac{85,93 \text{ TDH } F \text{ So}}{d \text{ c } X} \quad (15)$$

Em que: F é eficiência fotossintética (0,025), So é irradiância solar (em Wh m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup>), d é profundidade da lagoa (cm), c é calor de combustão da alga (5,5 cal mg<sup>-1</sup>), TDH é o tempo de detenção hidráulica (em dias) e X é relação DBO/DQO.

Nessa equação é possível observar a preocupação em colocar o funcionamento da LAT, em termos de remoção de matéria orgânica, em função de um fator ambiental crucial que é a radiação solar. De Godos et al. (2009) avaliaram duas LATs tratando efluentes de suinocultura e no período que a carga afluyente de DQO foi levemente superior à máxima teórica, a remoção foi de cerca de 58%, e em outro período em que a carga afluyente ultrapassou significativamente a carga máxima, ocorrendo redução da remoção de DQO e dos valores de OD.

### 5.8.3. Suplementação de CO<sub>2</sub>

A relação C:N em água residuária é tipicamente 3:1, que é baixa se comparada ao encontrado tipicamente na biomassa algal (6:1) (Park e Craggs, 2010). Tal

relação é mais baixa ainda se for considerado que nem toda matéria orgânica é efetivamente transformada em CO<sub>2</sub> disponível para as algas. Por isso a adição de CO<sub>2</sub>, como já demonstraram alguns estudos, leva a um aumento na produção de biomassa algal em LAT.

Outro aspecto relevante da adição de CO<sub>2</sub> é o controle de pH em níveis mais favoráveis aos processos biológicos que devem ocorrer nas LATs. Park e Craggs (2010) conseguiram controlar o pH entre valores de seis e oito, com a adição de CO<sub>2</sub>. Oswald (1988a) cita que grande amplitude de variação diurna do pH possivelmente conta negativamente para o processo de degradação da matéria orgânica. Park e Craggs (2011) concluíram que o controle do pH aumenta a quantidade de N disponível para o crescimento da alga por reduzir a perda de N por volatilização.

Craggs et al (2012) observaram valores de pH > 8,5, em LAT construídas em escala de demonstração (1,25 ha), que não possuíam adição de CO<sub>2</sub>, e ponderou possível inibição da atividade de algas e bactérias, o que por sua vez limitou a produtividade em valores medianos de 8,0 gSSV m<sup>-2</sup> dia<sup>-1</sup>.

Alguns estudos em LAT (em menor escala com área superficial de 31,8 m<sup>2</sup>) com adição de CO<sub>2</sub>, Park e Craggs (2010) apresentaram valores de produtividade de 15,8 a 20,7 gSSV m<sup>-2</sup> dia<sup>-1</sup>. A suplementação de CO<sub>2</sub>, por possibilitar o controle do pH da LAT, minimiza a remoção de nutrientes por processos físico-químicos dependentes de pH, como volatilização da amônia e precipitação de fosfatos (Park e Craggs, 2010). Contudo, esses pesquisadores disseram que, de maneira geral, o ganho de produtividade de biomassa algal pela adição de CO<sub>2</sub> compensa a falta dos processos físico-químicos pela maior assimilação de N e P.

Obviamente, é necessário considerar o alto custo da injeção de CO<sub>2</sub> puro, cerca de U\$2.000,00 por ton de biomassa algal produzida (SANTOS et al., 2010). Já a injeção de ar *in natura* é insatisfatória, pois possui apenas 0,04% de concentração de CO<sub>2</sub>. Portanto, o aproveitamento de fontes de CO<sub>2</sub> de indústrias, agroindústrias ou até mesmo emissões da própria estação de tratamento de esgoto seria vantajoso econômica e ambientalmente.

A produtividade de sólidos em uma LAT pode ser calculada de acordo com a Equação 5.16, adaptada de Oswald (1988b).

$$Pr = \frac{d \text{SSV}}{TDH} \quad (5.16)$$

Em que Pr é a produtividade dada em  $\text{g m}^{-2} \text{dia}^{-1}$ , d é a profundidade da lagoa (m), SSV é a concentração de sólidos totais ( $\text{mg L}^{-1}$ ) e TDH é o tempo de detenção hidráulica (dias).

Pode-se também estimar a biomassa algal com base na concentração do pigmento clorofila *a*, como já feito por Park e Craggs (2011), considerando a concentração de clorofila *a* e utilizando a Equação 5.17 (Raschke, 1993):

$$\text{Biomassa Algal (mg L}^{-1}\text{)} = \frac{\text{Clorofila } a}{1,5} \times 100 \quad (5.17)$$

De acordo com a equação, a clorofila *a* representa 1,5% da biomassa algal (peso seco), sendo esta proporção constante. Sabe-se que tal relação não é constante e varia de acordo com as espécies, densidade das células e disponibilidade de luz (PARK e CRAGGS, 2011). Também como já foi apontado por Becker (1994), a biomassa nesse sistema não é composta apenas por algas, mas por bactérias, zooplâncton e detritos. Esse autor denominou tal biomassa de “Albazod”.

#### 5.8.3.1. Coluna de carbonatação

Existem dispositivos denominados colunas de carbonatação, nos quais o  $\text{CO}_2$  puro ou o ar enriquecido com  $\text{CO}_2$  é borbulhado, contra corrente, para promover sua transferência para a água na forma dissolvida. Park et al. (2011) demonstraram esquematicamente uma coluna de carbonatação acoplada em uma LAT e propõem uma altura para borbulhamento do gás contra corrente de aproximadamente 1,5 m. Existem outros dispositivos para suplementação de  $\text{CO}_2$  apresentados por Becker (1994), mas a coluna de carbonatação possivelmente é o mais viável construtiva e economicamente para LAT.

Uma forma para projeto de colunas de transferência de  $\text{CO}_2$  foi proposta por Putt et al. (2011), considerando as seguintes premissas: volume molar ideal do gás a 30 °C de  $41 \text{ mol m}^{-3} \text{ atm}$ ; densidade molar da água de  $56000 \text{ mol m}^{-3}$ ;

constante de Henry para CO<sub>2</sub> a 30 °C de 1/2000 atm mol<sup>-1</sup>; uma bolha produzida de 0,003m de diâmetro. Considerando eficiência de transferência de 80% (P<sub>A1</sub>/P<sub>A2</sub> = 5), tem-se t = 7,32 segundos, de acordo com a Equação 5.18:

$$\ln\left(\frac{P_{A1}}{P_{A2}}\right) = 0,22t \quad (5.18)$$

Considerando uma velocidade de deslocamento da bolha de 0,3 m s<sup>-1</sup>, tem-se que a altura mínima da coluna d'água seria de 2,2 m.

A área da coluna pode ser calculada como na Equação 5.19:

$$A_c = 10 \left(\frac{Q}{v}\right) \quad (5.19)$$

Em que A<sub>c</sub> é a área mínima da coluna, Q a vazão do gás e v a velocidade da bolha. A partir deste valor é possível calcular o diâmetro mínimo da coluna.

O requerimento de CO<sub>2</sub> para garantir uma dada produção algal de Pr (g m<sup>-2</sup> dia<sup>-1</sup>), considerando o conteúdo de carbono na biomassa algal igual a 50% de seu peso seco será:

$$R_{CO_2}(\text{mol de } CO_2 \cdot \text{dia}^{-1}) = \frac{0,5Pr}{12} \quad (5.20)$$

Ressalta-se que não foi considerado nessa estimativa o CO<sub>2</sub> disponível pela oxidação da matéria orgânica na LAT, pois o estudo de Putt et. al. (2011) foi para produção de biomassa algal, não necessariamente com água residuária.

#### 5.8.4. Recirculação da biomassa

De forma análoga ao que ocorre nos sistemas de lodos ativados, parte da biomassa separada no processo subsequente ao da lagoa seria recirculada para manter as características da biomassa na lagoa mais uniforme. Essa técnica já foi demonstrada em escala piloto como sendo eficaz para aumentar a abundância das espécies facilmente sedimentáveis (Park et al., 2011b). Oswald (1991) apresenta a recirculação da biomassa como fator importante para estabilidade do desempenho de LAT.

Park et al. (2011b) analisaram a influência da recirculação da biomassa algal como forma de seleção das espécies mais abundantes. A espécie *Pediastrum* sp. apresentou abundância relativa maior que 90% na LAT em que a recirculação foi aplicada, em contraste com 53% observada no controle. A experiência mostrou-se positiva, já que tal espécie é caracterizada pela sua fácil sedimentabilidade devido ao maior biovolume e raio nominal de suas colônias. Houve uma melhora na eficiência de decantação das algas (90% comparado com 60% no controle).

#### *5.8.5. Controle de parasitas, predadores e competidores*

Park et al (2011a) enfatizaram a importância de estudos destinados a avaliação de possíveis métodos para controle de parasitas (fungos e vírus) e predadores (zooplâncton) em LAT. Segundo Cho et al. (2011), água residuária contém grande número de bactérias que podem inibir o crescimento de microalgas, pois competem por espaço e nutrientes, sendo que o crescimento bacteriano é mais rápido que o das microalgas. Esses pesquisadores em estudos em escala de laboratório, concluíram que um método de pré-tratamento adequado para remover microrganismos que competem com as microalgas por nutrientes deve ser aplicado para a produção eficaz de biomassa algal. Markou e Georgakakis (2011) afirmaram que sob o ponto de vista do tratamento de água residuária não se deseja controlar a biomassa produzida e sim obter melhor desempenho no tratamento, porém, para a produção de bioenergia, a biomassa deve possuir determinadas características. Para controle da predominância de determinada espécie, controla-se o pH ou determinadas características do efluente, por exemplo, altos níveis de amônia. Ainda são escassas as informações de sistemas de tratamento de água residuária com mecanismos que possibilitem a diminuição de organismos parasitas, competidores ou predadores, operados em escala real, que permitem obter biomassa com característica desejada.

### **5.9. Considerações finais**

As LATs têm um potencial declarado para tratamento de água residuária e recuperação de energia, nutrientes e água. No entanto, ainda se deve avançar

com pesquisas e aplicações em escala real para obter informações que possibilitem a otimização dos projetos e operação de tais sistemas para diferentes regiões do mundo, principalmente em regiões tropicais.

Os processos ocorrentes nas LATs são controlados por fatores, tais como radiação solar, pH, OD, temperatura, características do afluente etc. Atualmente, sabe-se que o seu funcionamento pode ser otimizado pelo controle de alguns desses fatores, por exemplo, o pH, através de suplementação de CO<sub>2</sub>. Contudo, existem carências de informações a respeito do funcionamento desses sistemas em larga escala. Não se tem definido como realmente a radiação solar limita (ou não) o desempenho desses sistemas.

A remoção de nutrientes e as informações sobre as possibilidades de transformação das formas de nitrogênio são variadas. Geralmente, a característica do efluente e condições climáticas, nas pesquisas analisadas, são diferentes, e por serem fatores ligados nessas transformações ocorrem interferências nas conclusões dos estudos. As LATs com adição de CO<sub>2</sub> apresentam desempenho satisfatório e nessas condições operacionais, por causa do controle do pH, o mecanismo predominante para a remoção de nitrogênio seja o de assimilação. Assim, o processo de remoção de sólidos do efluente da LAT se faz imprescindível.

Existe a necessidade de se entender melhor o que controla a manutenção de espécies dominantes de algas e a interação dos microrganismos (algas/bactérias) nesses ambientes artificiais. Nas LATs as bactérias heterotróficas não parecem ter apenas relações de mutualismo facultativo, mas também competem por nutrientes e espaço. Com a adição de CO<sub>2</sub>, o papel das bactérias heterotróficas nesse tipo de lagoa, passa a ser secundário, pois as mesmas não têm mais que fornecer tal nutriente para as algas.

Lacunas de informação podem ser apontadas no estudo de LAT em função das amplas faixas de valores para certos critérios de projeto como TAS e TAH, ou até mesmo da rugosidade da geomanta aplicada para impermeabilização do solo. Isso demonstra ampla área de estudos para avaliar tais aspectos em diferentes condições climáticas, com intuito de otimizar (minimizar) o volume da LAT.

## 5.10. Referências Bibliográficas

BAHLAQUI, M. A.; BALEUX, B.; TROUSSELLIER, M. Dynamics of pollution-indicator and pathogenic bacteria in high-rate oxidation wastewater treatment ponds. **Water Resources**, v. 31, n. 3, p. 630-638, 1997.

BARTHEL, L.; OLIVEIRA, P. A. V. COSTA, R. H. R. Desempenho de lagoas de alta taxa e de maturação em sistema contínuo e em batelada para tratamento de dejetos suínos. In: XXX Congreso de la Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS), 2006, Punta del Este, **Anais...** Punta del Este: AIDIS, 2006, 6p.

BECKER, E. W. **Microalgae: biotechnology and microbiology**. 1 ed. Cambridge: Cambridge University Press, 1994, 293p.

BOLTON, N.F.; CROMAR, N.J.; BUCHANAN, N.A.; FALLOWFIELD, H.J. Mechanisms of sunlight inactivation of common microbial indicators in waste stabilisation ponds. In: 9th IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilisation Ponds, 2011, Adelaide. **Proceedings...** Adelaide: IWA, 2011a, 8p.

BOROWITZKA, M. A. Culturing microalgae in outdoor ponds. In: Andersen, R. A. **Algal culturing techniques** (Org.). San Diego: Elsevier Academic Press, 2005, p. 205-218.

BOUTERFAS, R.; BEUKOURA, M.; DAUTA, A. Light and temperature effects on the growth rate of three freshwater algae isolated from a eutrophic lake. **Hydrobiologia**, v. 489, n. 1-3, p. 207-217, 2002.

BUCHANAN, N.A.; CROMAR, N.J.; BOLTON, N.F.; FALLOWFIELD, H.J. The disinfection performance of a high rate algal pond (hrap) at kingston-on-murray, south australia. In: 9th IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilisation Ponds, 2011, Adelaide. **Proceedings...** Adelaide: IWA, 2011, 8p.

CAMARGO VALERO, M. A.; MARA, D. D. Nitrogen removal in maturation ponds: tracer experiments with <sup>15</sup>N-labelled ammonia. **Water Science and Technology**, v. 55, n. 11, p.81-85, 2007.

CHO, S.; LUONG, T. T.; LEE, S.; OH, Y.; LEE, T. Reuse of effluent water from a municipal wastewater plant in microalgae cultivation for biofuel production. **Bioresource Technology**, n.102, p. 8639–8645, 2011.

COSTA, R. H. R.; MEDRI, W.; PERDOMO, C. C. High-rate pond for treatment of Piggery wastes. **Water Science and Technology**, v. 42, n. 10-11, p. 357-362, 2000.

CRAGGS, R. J.; DAVES-COLLEY, R. J. TANNER, C. C.; SUKIAS, J. P. Advanced pond system: performance with high rate ponds of different depths and areas. **Water Science and Technology**, v. 48, n 2, p. 259-267, 2003.

CRAGGS, R. J.; HEUBECK, S.; LUNDQUIST, T. J.; BENEMANN, J. R. Algal biofuels from wastewater treatment high rate ponds. **Water Science and Technology**, v. 63, n. 4, p. 660-665, 2011.

CRAGGS, R. J.; SUTHERLAND, D.; CAMPBELL, H. Hectare-scale demonstration of high rate algal ponds for enhanced wastewater treatment and biofuel production. **Journal of Applied Phycology**, n. 24, p. 329-337, 2012.

CRAGGS, R. J.; ZWART, A.; NAGELS, J. W.; DAVES-COLLEY, R. J. Modeling sunlight disinfection in a high rate pond. **Ecological Engineering**, n. 22, p. 113-122, 2004.

CROMAR, N. J.; FALLOWFIELD, H. J.; MARTIN, N. J. Influence of environmental parameters on biomass production and nutrient removal in high rate algal pond operated by continuous culture. **Water Science and Technology**, v. 34, n. 11, p.133-140, 1996.

DAVIES-COLLEY, R. J.; CRAGGS, R. J.; NAGELS, J. W. Disinfection in a pilot-scale "advanced" pond system (APS) for domestic sewage treatment in New Zealand. **Water Science and Technology**, v. 48, n. 2, p.81-87, 2003.

de GODOS, I.; BLANCO, S.; GARCÍA-ENCINA, P. A.; BECARES, E.; MUÑOZ, R. Long-term operation of high rate algal ponds for the bioremediation of piggery wastewaters at high loading rates. **Bioresource Technology**, n. 100, p. 4332-4339, 2009.

DODD, J. C. Elements of pond design and construction. In: RICHMOND, A. (Org) **Handbook of microalgal mass culture**. CRC Press Inc., Boca Raton, USA, 1986, p. 265-283.

DOKULIL, M. T. Environmental control of phytoplankton productivity in turbulent turbid systems. **Hydrobiologia**, n. 289, p. 65-72, 1994.

DOWNING, J. B.; GREEN, F. B.; KU, A. Y.; LUNDQUIST, T. J.; ZUBIETA, I. X.; OSWALD, W. J. Low cost reclamation using the Advanced Integrated Wastewater Pond Systems® Technology and reverse osmosis. **Water Science and Technology**, v. 45, n. 1 p. 117-125, 2002.

el HAMOURI, B.; KHALLAYOUNE, K.; BOUZOUBAA, N.; CHALABI, M. High-rate algal pond performances in faecal coliforms and helminth egg removals. **Water Science and Technology**, v. 28, n. 1, p. 171-174, 1994.

FALLOWFIELD, H. J.; CROMAR, N. J.; EVISON, M. Coliform die-off rate constants in a high rate algal pond and the effect of operation and environmental variables. **Water Science Technology**, v. 34, n. 11, p. 141-147, 1996.

GARCÍA, J.; GREEN, B. F.; LUNDQUIST, T.; MUJERIEGO, R.; HERNANDEZ-MARINÉ, M.; OSWALD, W. J. Long term diurnal variations in contaminant removal in high rate ponds treating urban wastewater. **Bioresource Technology**, n.97, p.1709-1715, 2006.

GARCÍA, J.; MUJERIEGO, R.; HERNANDEZ-MARINÉ, M. High rate algal pond operating strategies for urban wastewater nitrogen removal. **Journal of Applied Phycology**, n. 12, p. 331-339, 2000.

GÓMEZ, E.; CASELLAS, C.; PICOT, B.; BONTOUX, J. Ammonia elimination process in stabilization and high-rate algal pond systems. **Water Science and Technology**, v. 31. n. 12, p. 303-312. 1995.

GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, C.; MOLINUEVO-SALCES, B.; GARCIA-GONZÁLEZ, M. C. Nitrogen transformations under diferente conditions in open ponds by means of microalgae-bacteria consortium treating pig slurry. **Bioresource Technology**, n. 102, p. 960-966, 2011.

GREEN, F. B.; LUNDQUIST, T. J.; OSWALD, W. J. Energetics of advanced integrated wastewater pond systems. **Water Science and Technology**, v. 31, n. 12, p. 9-20, 1995.

HEUBECK, S.; CRAGGS, R. J.; SHILTON, A. Influence of CO<sub>2</sub> scrubbing from biogas on the treatment performance of a high rate algal pond. **Water Science and Technology**, v. 55, n. 11, p. 193-200, 2007.

KETHEESAN, B.; NIRMALAKHANDA, N. Development a new airlift-driven raceway reactor for algal cultivation. **Applied Energy**, n. 88, p. 3370-3376, 2011.

KUMAR, R.; GOYAL, D. Birremediation of wastewater and role of microalgae. In: Khattar, J. I. S.; Singh, D. P.; Kaur, G. **Algal Biology and Biotechnology**. Nova Deli: I. K. International Publishing House Pvt. Ltd., 2009, p. 227-250.

LIFFMAN, K.; PATERSON, D. A.; LIOVIC, P.; BANDOPADHAYAY, P. Comparing the energy efficiency of different high rate algal receways pond designs using computational fluid dynamics. **Chemical Engineering Research and Design**, v. 91, n. 2, p. 221-226, 2013.

MARKOU, G.; GEORGAKAKIS, D. Cultivation of filamentous cyanobacteria (blue-green algae) in agro-industrial waste and wastewater: A review. **Applied Energy**. n. 88, p. 3389-3401, 2011.

MASCARENHAS, L.C.A; SPERLING, M. Von; CHERNICHARO, C. A. L. Avaliação do desempenho de lagoas de polimento rasas, em série, para o pós-tratamento de efluentes de reator UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.9, n.1, p.45-54, 2004.

MESPLÈ, F.; CASELLAS, C.; TROUSSELLIER, M.; BONTOUX, J. Some difficulties in modeling chlorophyll a evolution in a high rate algal pond ecosystem. **Ecological Engineering**, n. 78, p. 25-36, 1995.

MONTEGGIA, L. O.; FILHO, L. C. Z. Remoção de algas de lagoas de alta taxa por filtração biológica para pós-tratameto de reatores anaeróbios. In: Chernicharo, C. A. L. (Org). **Pós-tratamento de Efluentes de Reatores**

**Anaeróbios - Coletânea de Artigos Técnicos - volume II.** Belo Horizonte: [s.n.], 2001, p. 103-110.

NASCIMENTO, J. R. S. **Lagoas de alta taxa de produção de algas para pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios.** 2001. 166p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

NURDOGAN, Y.; OSWALD, W. J. Enhanced nutrient removal in high-rate ponds. **Water Science Technology**, v. 31, n. 12, p. 33-43, 1995.

OSWALD, W. J. Advanced Integrated Wastewater Pond Systems. In: Convention EE Div/ASCE, 1990, San Francisco **Proceedings...** San Francisco: ASCE, 1990, p.74-81. Supplying Water and Saving the Environment for Six People Sessions.

OSWALD, W. J. Introduction to advanced integrated wastewater ponding systems. **Water Science and Technology**, v. 24, n. 5, p. 1-7, 1991.

OSWALD, W. J. Large-scale algal culture systems (engineering aspects) In: Borowitzka, M. A.; Borowitzka, L. J. (Org.). **Micro-algal biotechnology.** Cambridge: Cambridge University Press, 1988b. p. 357-394.

OSWALD, W. J. Micro-algae and waste-water treatment In: Borowitzka, M. A.; Borowitzka, L. J. (Org.). **Micro-algal biotechnology.** Cambridge: Cambridge University Press, 1988a. p. 305-328.

PARK K.H.; LEE, C. G. Optimization of algal photobioreactors using flashing lights *Biotechnology and Bioprocess Engineering*, n. 5, p. 186-190, 2000.

PARK, J. B. K. E CRAGGS, R. J. Nutrient removal in wastewater treatment high rate algal ponds with carbon dioxide addition. **Water Science and Technology**, v. 63, n. 8, p.1758-1764, 2011.

PARK, J. B. K., CRAGGS, R. J., SHILTON, A. N. Recycling algae to improve species control and harvest efficiency from a high rate algal pond. **Water research**, n. 45, p. 6637-6649, 2011b.

PARK, J. B. K., CRAGGS, R. J., SHILTON, A. N. Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. **Bioresourcetecnology**, v.102, p. 35-42, 2011a.

PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J. Wastewater treatment and algal production in high rate algal ponds with carbon dioxide addition. **Water Science Technology**, v. 61, n. 3, p. 633-639, 2010.

PARK, J. B.; CRAGGS, R. J. Nutrient removal in wastewater treatment high rate algal ponds with carbon dioxide addition. **Water Science and Technology**, v. 63, n. 8, p. 1758-1764, 2011.

PICOT, B.; HALOUANI, H. E.; CASELLAS, C.; MOERSIDIK, S.; BONTOUX, J. Nutrient removal by High Rate Pond System in a Mediterranean Climate (France). **Water Science and Technology**, n. 23, p. 1535-1541, 1991.

PINTO, M. A.T.; ONOYAMA, M. T. Remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo de esgotos domésticos utilizando processo de lagoas de alta taxa. **Revista DAE-SABESP**, n. 161, p. 6-13, 1991.

PUTT, R.; SINGH, M.; CHINNASAMY, S.; DAS, K.C. An efficient system for carbonization of high-rate algae pond water to enhance CO<sub>2</sub> mass transfer. **Bioresource Technology**, n. 102, p. 3240-3245, 2011.

RASCHKE, R. L. Diatom community response to phosphorus in the Everglades National Park USA, **Phycologia**, v. 31, n. 1 p. 48-58, 1993.

SANTOS, C. A., FERREIRA, M. E.; LOPES DA SILVA, T.; GOUVEIA, L.; NOVAIS, J. M.; REIS, A. A sybiotic gas exchange between bioreactor enhances microalgal biomass and lipid productivities: tanking advantage of complementary nutritional modes. **Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology**, v. 38, n. 8, p. 909-917, 2011.

SARIKAYA, H. Z.; SAATCI, A. M. Bacterial die-off in waste stabilization ponds. **Journal of Environmental Engineering**, v. 113, n. 2, p. 366-382, 1987.

von SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3 ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2005, 452p.

von SPERLING, M. **Lagoas de estabilização**. 2 ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2002, 195p.

WEYER, K. M.; BUSH D. R.; DARZINS, A.; WILLSON, B. D. Theoretical maximum algal oil production. **Bioenergy Research**, n. 13, p. 204-213.

## 6. CAPÍTULO II: INFLUÊNCIA DA PRÉ-DESINFECÇÃO POR RADIAÇÃO UV NO DESEMPENHO DE LAGOAS DE ALTA TAXA PARA TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA E PRODUÇÃO DE BIOMASSA ALGAL

### Resumo

A produção de biomassa algal com reúso de água residuária é usualmente feita em lagoas de alta taxa que são, concomitantemente, usadas para tratamento desse efluente. Todavia, a maioria das águas residuária contém grande número de bactérias que podem inibir o crescimento da biomassa algal por competição. Dessa forma, o objetivo desse estudo foi avaliar a influência da pré-desinfecção ultravioleta (UV) no desempenho de lagoas de alta taxa para tratamento de água residuária e produção de biomassa algal. Foram testadas duas lagoas de alta taxa: uma lagoa que recebeu efluente do reator *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB) sem desinfecção prévia (LAT) e outra com efluente do reator UASB previamente desinfectado por radiação ultravioleta ( $_{UV}LAT$ ). Foram monitoradas variáveis físicas, químicas e microbiológicas do afluente e efluente das lagoas, além do comportamento diário e nictemeral do pH e OD. A porcentagem de clorofila *a* em relação da biomassa (SSV) foi maior na  $_{UV}LAT$ , contudo valores superiores de biomassa total (SSV) foram obtidos na lagoa sem desinfecção prévia. Na LAT, as eficiências de remoção de  $COT_f$ ,  $DQO_f$ ,  $N-NH_4$ , P solúvel e *Escherichia coli* foram de 55%, 30%, 74%, 19% e 2,10 unidades logarítmicas, respectivamente. Já na unidade com pré-desinfecção ( $_{UV}LAT$ ), as eficiências para as mesmas variáveis foram de 52%, 26%, 71%, 14% e 1,11 unidade log. Em geral as eficiências de remoção apresentaram-se estatisticamente iguais em 5% de significância, exceto *E. coli*, mostrando que, em relação ao tratamento, a  $_{UV}LAT$  apresentou eficiência de remoção semelhante, entretanto, maior porcentagem de clorofila *a* na biomassa e maiores valores de OD, pH e clorofila *a*.

**Palavras-chave:** lagoas de alta taxa, água residuária, pré-desinfecção ultravioleta, biomassa algal

## **Abstract**

Algal biomass production associated with wastewater is usually carried out in high rate algal ponds (HRAPs), which are concomitantly used in the treatment of such effluent. However, most types of wastewater have high levels of bacteria that can inhibit the growth of algal biomass by competing for space and nutrients. The objective of this study was to assess the influence of ultraviolet (UV) pre-disinfection on the performance of HRAPs used for wastewater treatment and algal biomass production. Two HRAPs were tested: one received effluent from an Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) reactor – HRAP – and the second received UASB effluent pre-disinfected by UV radiation –  $_{UV}$ HRAP. Physical, chemical and microbiological parameters were monitored, as well as algal biomass productivity and daily and nyctemeral pH and DO variation. The percentage of chlorophyll *a* in relation to total biomass (VSS) was greater in the  $_{UV}$ HRAP; however, higher VSS values were obtained in the HRAP. For the HRAP, removal efficiencies of TOC<sub>f</sub>, COD<sub>f</sub>, N-NH<sub>4</sub>, soluble phosphorus and *Escherichia coli* were 55%, 30%, 74%, 19% and 2.10 logarithmic units, respectively. As for the  $_{UV}$ HRAP, removal efficiencies for the same parameters were 52%, 26%, 71%, 14% and 1.11 log unit. Efficiency results for both ponds were considered statistically equal at the 5% significance level (except *E. coli*), which shows that  $_{UV}$ HRAP presented similar treatment performance, but greater algal biomass productivity and higher values of DO, pH and chlorophyll *a*.

**Keywords:** high rate algal ponds, wastewater, ultraviolet pre-disinfection, algal biomass

## **6.1. Introdução**

O uso de insumos, como água e nutrientes, baratos é um dos principais desafios da produção economicamente viável de biomassa algal para suas diferentes finalidades. Segundo WIJFFELS e BARBOSA (2010), a produção de biocombustível de microalgas, por exemplo, necessita em torno de 1,5 L de água por kg de biocombustível produzido. O uso de água abrange perdas por evaporação em sistemas abertos e o seu gasto para resfriamento de sistemas

fechados. O consumo de água em sistemas abertos para produção de microalgas é da ordem de 11–13 milhões de L ha<sup>-1</sup> de lagoa por ano (CHINNASAMY et al., 2010). Portanto, ressalta-se a importância do aproveitamento de água residuária, possibilitando, ainda, a reciclagem de nutrientes.

A produção de biomassa algal por meio do reúso de água residuária é, via de regra, feita em lagoas de alta taxa (LAT) que são, ao mesmo tempo, usadas para o tratamento desse efluente (PARK et al., 2011). Tais unidades, assim como as lagoas de estabilização em geral, são projetadas para promoverem o tratamento de águas residuárias e, ou, a produção de biomassa algal. Elas possuem pequena altura de coluna d'água (0,2–0,5 m), são construídas em formato de pistas de corridas ovais e contam com pedais giratórios que movimentam lentamente a massa líquida e possuem baixo tempo de detenção hidráulica (TDH = 3-10 dias) (OSWALD, 1988; PARK e GRAGG, 2010; CRAGGS et al. 2012;). A fotossíntese promovida pelas algas produz o oxigênio que garante a degradação da matéria orgânica pelas bactérias heterotróficas. O CO<sub>2</sub> proveniente da oxidação e os nutrientes são assimilados pelas algas. A leve circulação da massa líquida objetiva o revolvimento lento, e conseqüentemente, a não ocorrência de estratificação, favorecendo o crescimento de algas maiores e em colônias que apresentam melhor sedimentabilidade. Além disso, promove uma melhor distribuição de nutrientes, melhor utilização da luz e atua na remoção do oxigênio produzido, melhorando a transferência ar-líquido e evitando a inibição da fotossíntese pelo excesso desse elemento (KETHEESAN e NIRMALAKHANDA, 2011).

Para Fallowfield et al. (1996) as adaptações de formato e dos sistemas de pedais objetivam a eficiência no tratamento de águas residuárias com redução da área utilizada e otimização das condições de produção fotossintética de oxigênio. Apesar de terem essas alterações em relação às outras lagoas de estabilização, segundo Craggs et al. (2012), as lagoas de alta taxa continuam, com certa ponderação, sendo simples e baratas, e ainda trazem as vantagens de apresentarem menor variação na qualidade dos efluentes e menor limitação na remoção de nutrientes e patógenos.

Craggs et al. (2012) apresentaram um conceito de sistemas de LAT utilizado no tratamento de água residuária e produção de biomassa algal com a finalidade da obtenção de energia (Figura 6.1). De acordo com esse conceito, em uma primeira etapa, ocorre a remoção de sólidos em suspensão em um decantador; posteriormente, os sólidos removidos são encaminhados para um digestor anaeróbio para obtenção de biogás. Na segunda etapa, as LATs recebem adição de CO<sub>2</sub> proveniente da queima do biogás. Na terceira, ocorre a colheita das microalgas, em um sistema de decantação, com a biomassa podendo ou não passar por um processo de digestão. Segundo os mesmos autores, uma quarta etapa poderia ser o tratamento terciário do efluente.

As opções apresentadas no diagrama esquemático conceitual são definidas de acordo com as necessidades de reúso do efluente ou de lançamento no corpo d'água. Conhecendo-se a necessidade e capacidade dos processos unitários pode-se definir a combinação dos mesmos para se chegar ao desempenho global desejado.

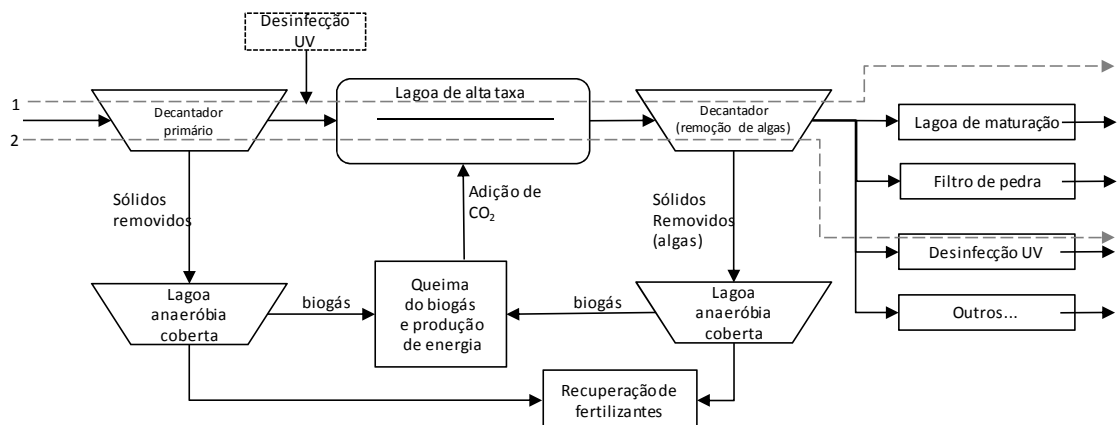


Figura 6.1 – Diagrama esquemático conceitual de sistema de LAT utilizado no tratamento de água residuária e na produção de biomassa algal para obtenção de energia. Fonte: *Adapt.* de Craggs et al. (2012).

Supondo a necessidade arbitrária de um efluente com qualidade microbiológica de  $10 \cdot 10^3$  NMP (100 mL)<sup>-1</sup> de *Escherichia coli*, um efluente com  $10^7$  NMP (100 mL)<sup>-1</sup> de *E. coli*, em LAT, poderia ter a redução de 2 unidades logarítmicas, e ainda precisaria de remoção adicional de mais 2. Nesse caso se fosse escolhido um sistema de desinfecção UV (seta número 2, Figura 6.1), chegar-se-ia a tal qualidade. No entanto, se o sistema de desinfecção fosse implantado antes das LATs, obter-se-ia a qualidade microbiológica necessária e ainda um

aumento da produtividade das microalgas (seta número 1, Figura 6.1), hipótese baseada no estudo de Cho et al. (2011).

A água residuária, ao passar por este processo de pré-desinfecção, possui menor carga de bactérias e protozoários que afetam negativamente o crescimento das microalgas. Segundo Cho et al. (2011), as águas residuárias contêm grande número de bactérias que podem inibir o crescimento de microalgas, pois competem por espaço e nutrientes, sendo que o crescimento bacteriano é mais rápido que o das microalgas. Esses pesquisadores, inclusive, já apresentaram estudos em escala de laboratório, e concluíram que um método de pré-tratamento adequado para remover microrganismos que competem com as microalgas por nutrientes pode ser aplicado para a produção eficaz de biomassa algal.

Dessa forma, como são escassas as informações de sistemas de tratamento de águas residuárias com pré-tratamento, operados em escala piloto, o objetivo desta pesquisa foi avaliar a influência da pré-desinfecção ultravioleta no desempenho do tratamento de água residuária e na produtividade algal de lagoas de alta taxa.

## **6.2. Material e Métodos**

Os experimentos foram desenvolvidos no município de Viçosa, Estado de Minas Gerais, Brasil (20°45'14''S, 42°52'54''W), na Unidade Experimental Integrada de Tratamento de Esgotos e Utilização de Efluentes da Viçosa, mantida e operada pela Universidade Federal de Viçosa (UFV), em parceria com o Serviço Autônomo de Água e Esgotos (SAAE – Viçosa).

O município de Viçosa caracteriza-se por uma precipitação média anual de aproximadamente 1221 mm, e temperatura média anual que oscila entre 19 °C e 20 °C. A umidade relativa do ar é, em média, de 81%. O clima local, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cwa, tropical de altitude com verões quentes e chuvosos e invernos frios e secos (ROCHA et al., 2012).

### 6.2.1. Descrição da unidade experimental

O experimento foi instalado ao lado de uma Estação de Tratamento de Esgoto em escala real, constituída por um reator UASB, em escala real, pré-fabricado em aço, vazão média =  $115 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$ , volume =  $48 \text{ m}^3$ , altura = 5,7 m e tempo de detenção hidráulica = 7 h. Parte do efluente deste reator foi encaminhada para o sistema piloto de lagoas de alta taxa avaliado neste estudo. O estudo da combinação de LAT com UASB foi escolhido pela grande difusão deste reator em países em desenvolvimento, uma vez que se trata de uma opção barata e operacionalmente simples. A LAT recebeu efluente do reator UASB e a  $_{UV}LAT$ , recebeu o mesmo efluente depois de ser submetido ao processo de desinfecção UV, conforme mostrado na Figura 6.2.

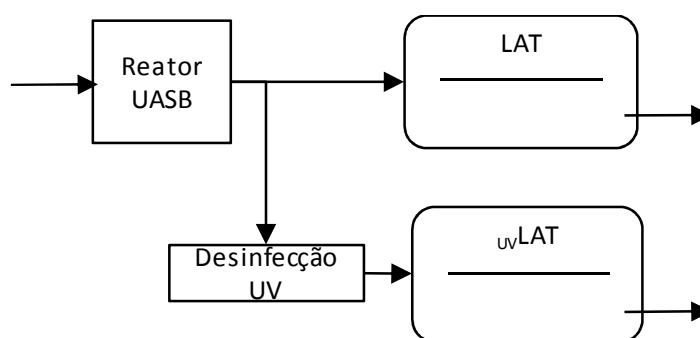


Figura 6.2 – Diagrama esquemático do experimento.

As lagoas de alta taxa experimentais possuíam as seguintes características: largura = 1,28 m, comprimento = 2,86 m, profundidade total=0,5 m, profundidade útil=0,3 m, área superficial = 3,3 m<sup>2</sup>, volume útil = 1 m<sup>3</sup> e TDH de 4 dias. Tais unidades foram encaixadas no solo cerca de 0,20 m. Essas lagoas foram confeccionadas em fibra de vidro e os pedais em PVC, com duas lâminas. Os pedais foram movimentados por correntes ligadas a um motor elétrico de 1cv. A rotação foi reduzida por um redutor acoplado ao motor e controlada por um inversor de frequência (marca WEG série CFW-10), que garantiram velocidade de aproximadamente 0,10 a 0,15 m s<sup>-1</sup>. Valores semelhantes foram utilizados em diferentes pesquisas com LAT (PARK et al., 2011b; PICOT et al., 1991) e asseguraram o revolvimento necessário. Para Oswald (1988), o regime de velocidade de 0,12 a 0,15 m s<sup>-1</sup>, profundidade de

0,3 m e TDH de 4 dias são vantajosos neste tipo de sistema, visando máxima produtividade de biomassa e mínimo custo. Para controle do tempo de detenção hidráulica a vazão foi periodicamente regulada em  $0,25 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$  para cada lagoa, cinco vezes por semana, e o nível dos tanques de abastecimento foram mantidos constante para que a vazão fosse o mais constante possível. O sistema de desinfecção ultravioleta foi dimensionado para atingir  $10^3 \text{ NMP (100mL)}^{-1}$  de *E. coli*, com dose efetiva adotada de  $21 \text{ mJ cm}^{-2}$  e absorvância de 42%, sugeridas por Gonçalves et al. (2003), que estudaram a remoção de *E. coli* por desinfecção UV em efluentes de UASB. Portanto, a unidade de desinfecção possuiu dose aplicada de  $203,1 \text{ mJ cm}^{-2}$  e dose aplicado por volume de  $5,64 \text{ Wh m}^{-3}$ . As dimensões do reator de desinfecção eram de: largura = 0,16 m, comprimento = 0,76 m, lâmina d'água = 0,10 m, TDH= 8,4 s. Foram instaladas, no sentido longitudinal, três lâmpadas emersas de radiação UVC (<290 nm), de baixa pressão, fabricadas em tubo de quartzo, potência de 15 W cada, com dimensões de 436 mm de comprimento e 26 mm de diâmetro.

### 6.2.2. Monitoramento

A amostragem dos efluentes foi realizada semanalmente, entre 31 de janeiro a 23 de novembro de 2012, o que engloba períodos de clima quente e chuvoso (fevereiro-março), intermediário (abril), frio e seco (maio-setembro) e início do período chuvoso (outubro-novembro).

A coleta de amostras para análise laboratorial das variáveis físicas e químicas foi realizada de forma composta com frequência de duas horas (de 8h às 18h). Para análises de clorofila *a* e *E. coli*, a amostragem foi pontual, às 10h e às 12h, respectivamente. Adicionalmente, nas datas de monitoramento e amostragem, a cada duas horas eram realizadas as medições de campo de pH, oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica (Cond) e temperatura (Temp). Para tais variáveis utilizou-se sensor da marca Hach modelo HQ40d (*Luminescent Dissolved Oxygen – LDO – para oxigênio dissolvido*). Também se mediu radiação solar fotossinteticamente ativa (PAR) (400-700 nm) na superfície da água utilizando-se radiômetro LI-COR - LI-193 *Underwater Spherical Quantum Sensor*. As vazões foram reguladas por medição direta (método volumétrico) semanalmente.

As análises físicas e químicas dos afluentes e efluentes das unidades seguiram, essencialmente, os seguintes métodos do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005): demanda química de oxigênio DQO filtrada (5220D –a amostra filtrada a 0,45 µm), alcalinidade total (Alc) (2320B), turbidez (TUR) (2130A), sólidos suspensos totais (SST) (2540D), sólidos suspensos voláteis (SSV) (2540E), nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>4</sub>) (4500 – NH<sub>3</sub>C), nitrogênio kjeldahl total (NTK) (4500-NorgB), Norg foi determinado pela diferença entre NTK e N-NH<sub>4</sub>, nitrato (N-NO<sub>3</sub>) (4500-NO<sub>3</sub>A), fósforo total solúvel (Ps) (4500 P C - amostras filtradas a 0,45 µm). Além disso, analisou-se *E. coli*. com o emprego de método cromogênico-fluorogênico (Colilert®). Para determinar Carbono Orgânico Total (COT) utilizou-se o equipamento TOC 5000 Shimadzu (as amostras filtradas a 0,45 µm, portanto mediu-se COT filtrado-COTf). A análise de clorofila *a* foi realizada utilizando-se técnica de extração com etanol 80% a quente como descrito em norma holandesa (NEDERLANDS NORM, 1981), com base em Nush e Palmer (1975), Moed e Hallegraef (1978) e Nush (1980).

Para as variáveis OD e pH realizou-se também amostragem nictemeral nos dias 25/05, 22/07 e 23/11/2012, com coletas de 2 em 2 horas ao longo de 24 horas. A determinação dessas variáveis obedeceu ao mesmo procedimento já descrito anteriormente.

### 6.2.3. Análise quantitativa e qualitativa do fitoplâncton

A amostragem para análise do fitoplâncton foi realizada com frequência quinzenal. Para a análise qualitativa foram feitas coletas com arraste de rede de 20 µm ao longo das lagoas. As amostras foram conservadas em solução de formol a 4%. Utilizaram-se chaves de identificação, bibliografia apropriada e consulta a especialistas para a identificação das espécies presentes nas unidades

Para análise quantitativa coletaram-se amostras de aproximadamente 1L do efluente que foram armazenadas em fracos âmbar e conservadas em solução de lugol. A contagem das células foi realizada em câmara Sedgwick-Rafter sob microscópio binocular da marca OLYMPUS IX70. Após o período de decantação das amostras, o sobrenadante foi descartado, resultando em

concentrado de aproximadamente 100 mL que foi homogeneizado e 1 mL transferido com pipeta para câmara de Sedgwick-Rafter. Após 15 minutos, a câmara era levada ao microscópio e a contagem foi feita em aumento de 400x.

#### *6.2.4. Variáveis Climatológicas*

As variáveis climatológicas (irradiância solar total incidente e temperatura do ar) foram obtidas da estação meteorológica da UFV, que está a uma distância de aproximadamente 3,5 km do local onde foi instalado o experimento.

#### *6.2.5. Análise estatística*

Foi utilizado o *software* R®, versão 2.15.2, desenvolvido por R Foundation for Statistical (R Development Core Team, 2012) para se verificar a diferenças das médias das variáveis medidas nas lagoas (teste t). O *software* Microsoft®Excel (MICROSOFT, 2010) foi utilizado para confecção dos gráficos.

### **6.3. Resultados e discussão**

Na Figura 6.3 são apresentados os valores de irradiância solar total incidente, PAR e temperatura do ar, verificados no período do experimento. Ao longo do período monitorado, como esperado, a temperatura atmosférica sofreu decréscimo do período de verão chuvoso (início do monitoramento) para o inverno seco, e depois voltou a crescer (até final do monitoramento).

A PAR incidente medida em campo está apresentada na Figura 6.4, juntamente com a temperatura do efluente das unidades. As temperaturas dos efluentes das LATs apresentaram-se semelhantes estatisticamente ( $p < 0,05$ ) (Tabela 6.1).

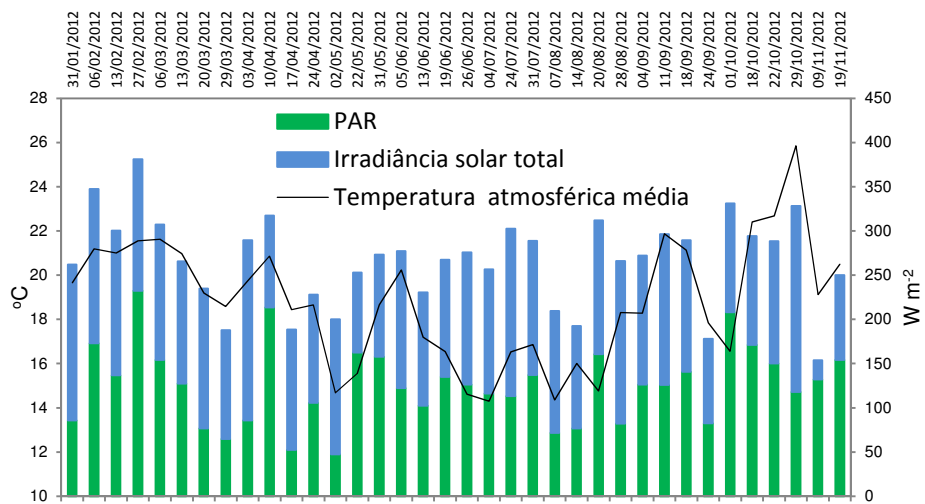


Figura 6.3 – Características climáticas durante o período de experimentação: temperatura atmosférica, irradiância solar total e PAR.

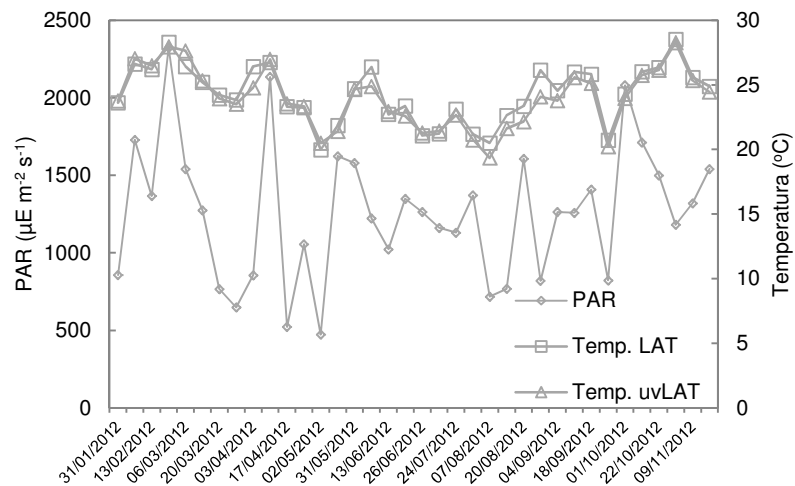


Figura 6.4 – Temperatura do efluente das unidades avaliadas e PAR incidente (medida em campo).

### 6.3.1. Produtividade

Autores como Park e Craggs (2011) utilizaram a porcentagem de clorofila *a* na biomassa para inferir sobre a produtividade de biomassa algal em LATs. Aqui a porcentagem de clorofila *a* na biomassa das unidades foi em média 0,95% na LAT e 1,58% na  $_{UV}LAT$ , com diferença estatística ( $p < 0,050$ ). Na Figura 6.5 apresenta-se a variação desta porcentagem ao longo do período amostrado. O desvio padrão da porcentagem foi o mesmo para as duas unidades avaliadas

foi de  $\pm 0,65\%$ , porém, destaca-se que o coeficiente de variação de 41% na  $uvLAT$ , e 68% na  $LAT$ , demonstrando maior homogeneidade da primeira.

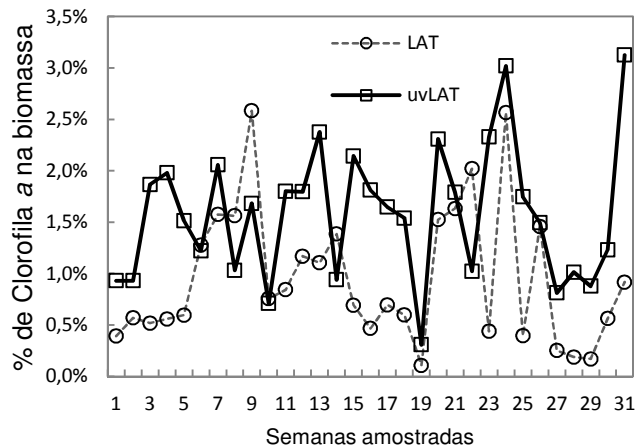


Figura 6.5 – Valores de porcentagem de clorofila a na biomassa.

A maior porcentagem de clorofila na biomassa na  $uvLAT$  permite inferir que nesta unidade houve maior eficiência na produção de biomassa algal, conseguida via pré-desinfecção. Esse é um dos principais objetivos do projeto das lagoas de alta taxa para diferenciá-las das lagoas de estabilização convencionais, e é o que as faz mais eficientes na remoção de poluentes e demandarem menor área. A maximização da atividade fotossintética é o que torna as  $LATs$  diferentes das demais lagoas de estabilização (FALLOWFIELD et al., 1996). A relação ecológica de competição entre algas e bactérias (por espaço e nutrientes) é fator importante de se considerar para melhoramento da produção algal nesses sistemas.

Tabela 6.1– Concentração (média±desvio padrão) e valores de remoção das variáveis de qualidade da água dos afluentes e efluentes das LATs

|   | Afluente   | Efluente LAT                                     | remoção          | Efluente UVLAT                                   | remoção          | p      |
|---|--|--|------------------|--|------------------|--------|
|   | média±desvio padrão                              | média±desvio padrão                              |                  | média±desvio padrão                              |                  |        |
| Temp. (° C) (36)                                  | 23,9 ±1,7  | 24,3±2,2   |                  | 23,9±2,3   |                  | >0,050 |
| pH (36)   | 7,1±0,4  | 7,7±0,7  |                  | 8,1±1,0  |                  | <0,001 |
| OD (% sat.) (33)                                  | 23,2±4,4   | 86,5±26,2  |                  | 112,3±31,3                                       |                  | <0,001 |
| Cond (mS cm <sup>-1</sup> ) (35)                  | 799±31   | 655±367  | 18%              | 631±376  | 21%              | >0,050 |
| Alc. (mg CaCO <sub>3</sub> L <sup>-1</sup> ) (34) | 221±71   | 60±54  | 73%              | 64±52  | 71%              | >0,050 |
| COTf (mg L <sup>-1</sup> ) (34)                   | 41,2±10,3  | 19,7±6,6   | 52%              | 18,5±6,2   | 55%              | >0,050 |
| DQOf (mg L <sup>-1</sup> ) (35)                   | 99±25  | 73±29  | 26%              | 69±25  | 30%              | >0,050 |
| NTK (mg L <sup>-1</sup> ) (36)                    | 48±18  | 28±25  | 42%              | 23±13  | 52%              | 0,0699 |
| N-NH <sub>4</sub> (mg L <sup>-1</sup> ) (36)      | 40±13  | 11±8   | 71%              | 10±9   | 74%              | >0,050 |
| Norg (mg L <sup>-1</sup> ) (36)                   | 8±9  | 17±10  | -113%            | 13±7   | -62%             | 0,0608 |
| N-NO <sub>3</sub> (mg L <sup>-1</sup> ) (34)      | 2,5±1,3  | 16,6±9,1   | -564%            | 16,4±13,7  | -556%            | >0,050 |
| Ps (mg L <sup>-1</sup> ) (35)                     | 4,05±1,14  | 3,47±1,30  | 14%              | 3,28±1,31  | 19%              | 0,1074 |
| Turbidez (UT) (33)                                | 56,8±25,9  | 95,3±61,8  | -68%             | 72,6±43,5  | -27%             | 0,0529 |
| SST (mg L <sup>-1</sup> ) (36)                    | 96±149   | 200±79   | -108%            | 145±54   | -51%             | <0,001 |
| SSV (mg L <sup>-1</sup> ) (36)                    | 75±98  | 152±57   | -102%            | 124±46   | -65%             | <0,001 |
| Clorofila a (mg L <sup>-1</sup> ) (31)            | -  | 1,54±1,19  |                  | 2,12±1,04  |                  | 0,0497 |
| <i>E. coli</i> NMP (100mL) <sup>-1</sup> (30)     | 3,45 x 10 <sup>6</sup> ±5,95 x 10 <sup>6</sup> * | 2,71 x 10 <sup>4</sup> ±7,96 x 10 <sup>6</sup> * | 2,10 unid. log** | 2,58 x 10 <sup>3</sup> ±1,03 x 10 <sup>5</sup> * | 1,11 unid. log** | <0,001 |

\*média geométrica ± desvio padrão; \*\* remoção em unidades logarítmicas; os valores negativos de % de remoção indicam incremento da variável; o número entre parênteses na primeira coluna se refere ao número de amostras; os valores de p, quando menor que 0,05, indicam diferença estatística de acordo com teste t realizado. O sistema de desinfecção UV proporcionou concentração média (geométrica)±desvio padrão de *E. coli* de 3,4 x 10<sup>4</sup>±3,8 x 10<sup>5</sup> NMP (100mL)<sup>-1</sup>.

Ao contrário dos dados de clorofila *a*, a produção de SSV foi maior na LAT do que na *uv*LAT ( $p < 0,001$ ) apresentando concentrações medias de  $152 \text{ mg L}^{-1}$  na LAT e  $124 \text{ mg L}^{-1}$  na *uv*LAT, como pode ser observado na Figura 6.6. Portanto, produtividade de SSV de  $11,4$  e  $9,3 \text{ g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ , para a LAT e para a *uv*LAT, respectivamente. Valores na mesma ordem de grandeza que os apresentados por Craggs et al. (2012), o que mostra consonância dos valores aqui obtidos com a literatura.

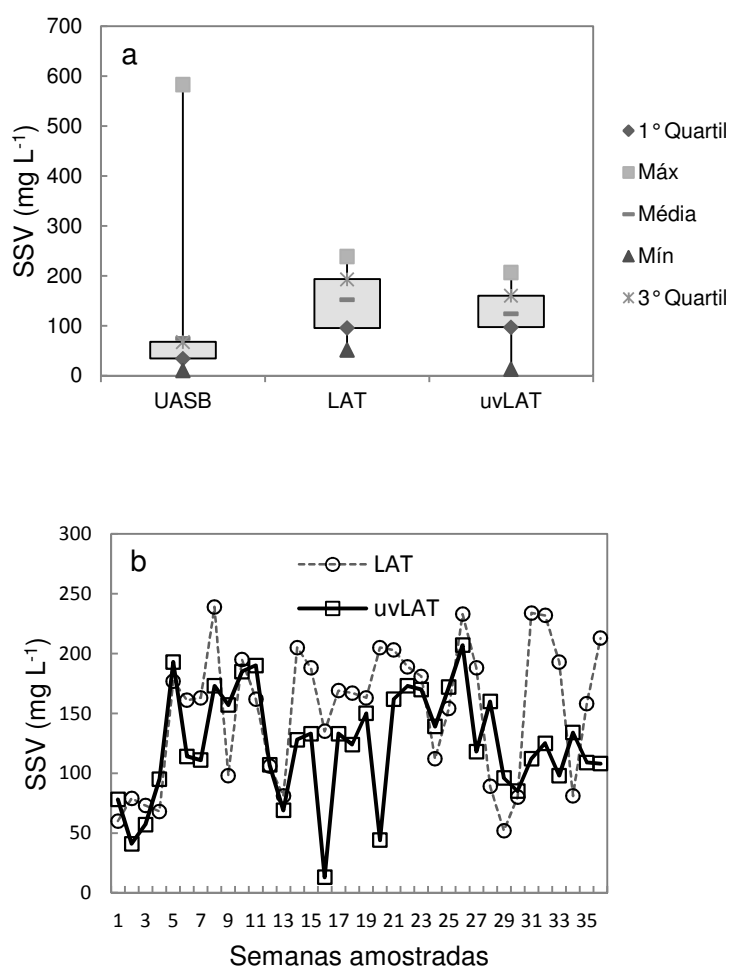


Figura 6.6 – Valores de SSV no afluente e no efluente das lagoas: variabilidade do conjunto dos dados (a); e variação do SSV na LAT e na *uv*LAT ao longo do período de estudo (b).

Considerando que a variável SSV mensura não somente a biomassa algal, mas a biomassa total produzida nas lagoas, explica-se a menor produção de biomassa total pela *uv*LAT, já que essa unidade recebeu um efluente desinfetado, menos abundante em bactérias. No presente estudo a ampla

variação diurna do pH na  $UVLAT$ , demonstrou que esse sistema esteve limitado, em termos  $CO_2$ , para produção de algas, o mesmo aconteceu com Craggs et al. (2012). Assim, vislumbra-se que uma LAT com pré-desinfecção associada com a adição de  $CO_2$  pode apresentar maior produtividade de SSV. Isso é objeto para pesquisa futura, visto também que a produtividade deste tipo de sistema pode ser limitada pelo fenômeno de autossombreamento indicado por Cromar et al. (1996) e Park e Craggs (2011).

### 6.3.2. Variabilidade temporal do OD e do pH das LATs

Os valores médios de porcentagem de saturação de oxigênio dissolvido foram de 112,3% para a  $UVLAT$  e 86,5% para LAT (Figura 6.7). Craggs et al. (2012) observaram valores medianos máximo de 98,2% e mínimo de 86,2%, nas unidades avaliadas em seu estudo.

Os valores máximos de % saturação durante o dia ocorreram por volta das 14h e chegaram a 145% e 118% para  $UVLAT$  e LAT, respectivamente. O mesmo aconteceu com o pH, cujo valor médio às 14h atingiu 8,2 e 8,7. Conforme pode ser observado na Figura 6.7, os valores médios de OD e pH medidos ao longo do dia foram maiores na  $UVLAT$  estatisticamente significativa com  $p < 0,001$ , indicando a influência da atividade da biomassa algal nessa unidade. Na  $UVLAT$  ocorreu a manutenção de um patamar máximo de % de saturação OD entre 12 e 14 horas, o que pode indicar o processo de fotoinibição nessa unidade, durante o período de maior radiação. Isso não foi observado para a LAT, demonstrando maior proporção biomassa algal presente na  $UVLAT$ .

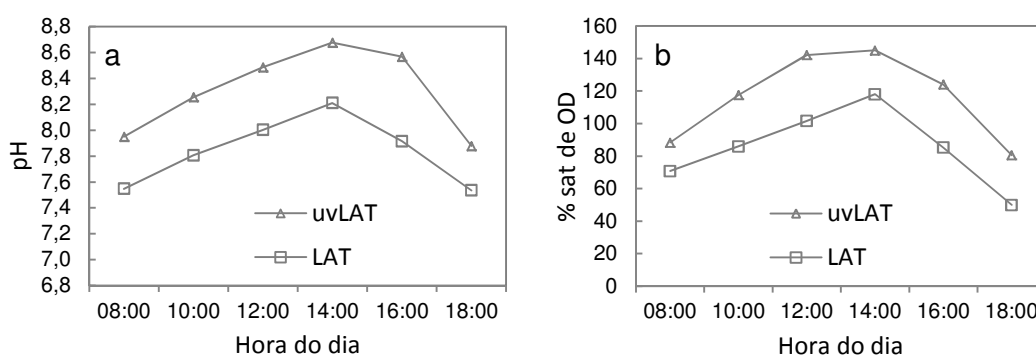


Figura 6.7– Comportamento diurno, em valores médios, do OD (a); e do pH(b).

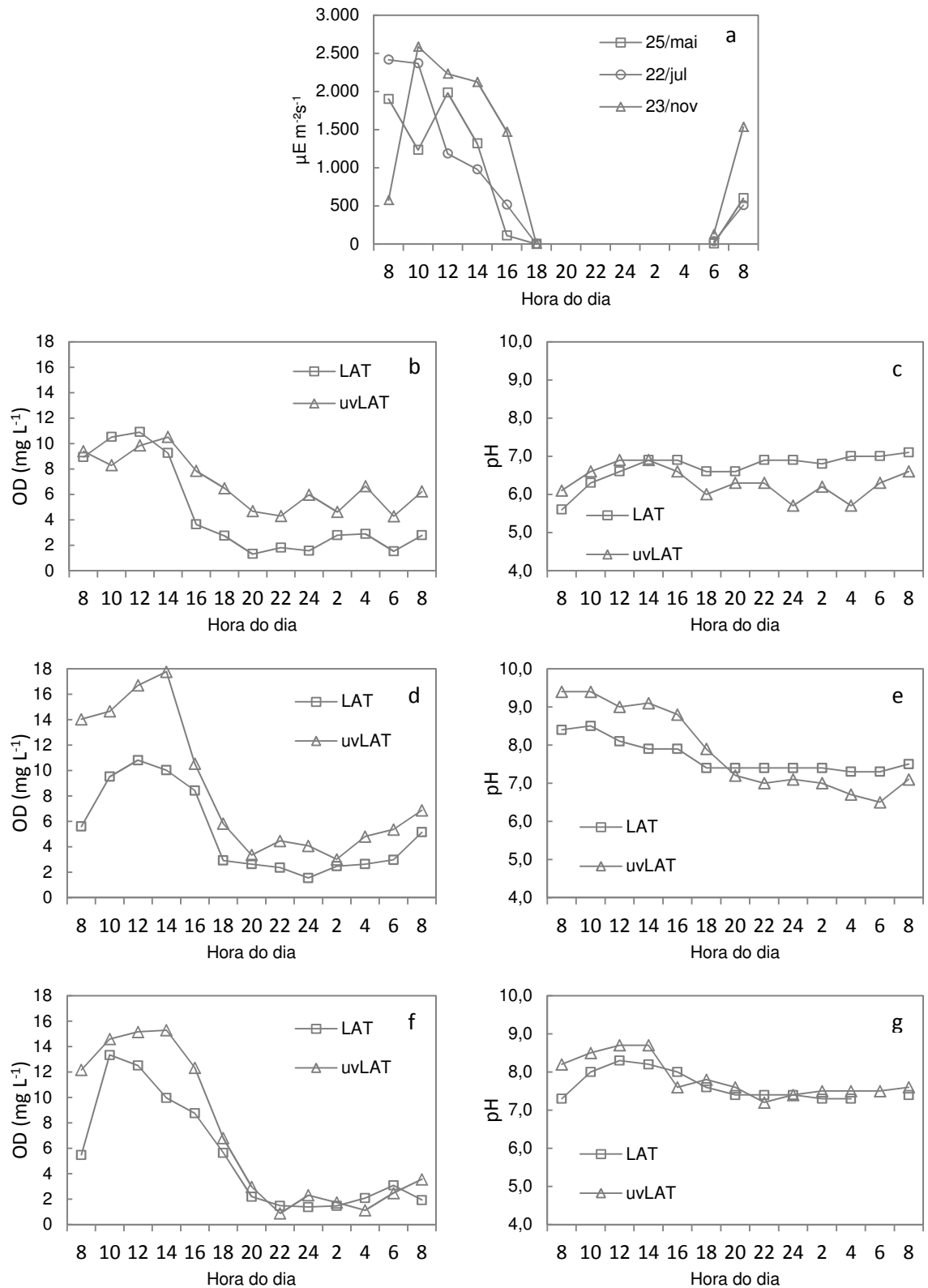


Figura 6.8 – Comportamento da PAR incidente nas superfícies das lagoas (a); 25/05/2012: comportamento do OD (b) e do pH (c); 22/07/2012: comportamento do OD (d) e do pH (e); 23/11/2012: comportamento do OD (f) e do pH (g).

Na variação nictermeral, como esperado, houve aumento nas concentrações de OD e pH no período do dia de maior radiação solar em decorrência da atividade fotossintética, e a noite, com o predomínio da respiração dos organismos, ocorreu significativo decréscimo nas concentrações dessas variáveis (Figura 6.8). Observando que muitas espécies de microalgas também podem apresentar alta taxa de respiração.

Segundo Garcia et al. (2006), em pequenas unidades como as deste estudo é comum ocorrer concentrações de OD de aproximadamente  $1 \text{ mg L}^{-1}$  durante a noite devido à reaeração provocada pela mistura promovida pelos pedais no pequeno volume da unidade. Ainda segundo esses autores, a concentração do OD à noite independe da saturação máxima alcançada durante o dia, sendo altamente dependente da carga orgânica aplicada e do tipo de biomassa presente. Portanto as concentrações maiores de OD na  $_{UV}LAT$  eram de certa forma esperadas.

No presente estudo foram observados valores noturnos maiores que  $2 \text{ mg L}^{-1}$  para a LAT e maiores que  $4 \text{ mg L}^{-1}$  para a  $_{UV}LAT$  no dia 25/05/2012 (Figura 6.8b), comportamento que também ocorreu em 22/07/2012. Já em 23/11/2012 as duas unidades apresentaram, durante o período da noite, concentrações semelhantes de OD e, no início da manhã, a  $_{UV}LAT$  apresentou maior concentração de OD (Figura 6.8f). No dia 25/05, durante as 24 horas, as maiores concentrações de OD foram observadas na LAT durante as horas mais quentes do dia, no entanto durante a noite, elas ocorreram na  $_{UV}LAT$  (Figura 6.8b).

Em todos os períodos o pH alcançou valores maiores durante o dia na  $_{UV}LAT$  que na LAT, o que pode ter sido fator de limitação da remoção de matéria orgânica, tendo em vista que nessas unidades a disponibilidade de OD não foi limitante. Maior produção de biomassa algal proporciona maiores valores de pH e limitação da degradação de matéria orgânica (Oswald, 1988a). O controle do pH via adição de  $\text{CO}_2$  já foi provado como eficiente por Park e Craggs (2011).

### *6.3.3. Remoção de poluentes*

De maneira geral, as eficiências de remoção obtidas neste estudo foram próximas às encontradas na literatura. Apresentam-se na Tabela 6.1 as

concentrações das variáveis medidas no afluente e efluentes às LATs. O **p** indica se houve diferença estatística entre as médias das duas unidades, de acordo com teste t realizado.

As remoções de DQOf foram de 26% e 30% para a LAT e  $uv$ LAT, respectivamente sem diferença estatística ( $p>0,050$ ) (Tabela 6.1). Apesar disso, observa-se na Figura 6.9 maior homogeneidade das concentrações de DQOf da  $uv$ LAT, que apresentou operação mais constante com menor variação dos resultados. Para COTf, a remoção da  $uv$ LAT foi de 55% contra 52% na LAT (estatisticamente iguais com  $p>0,050$ ).

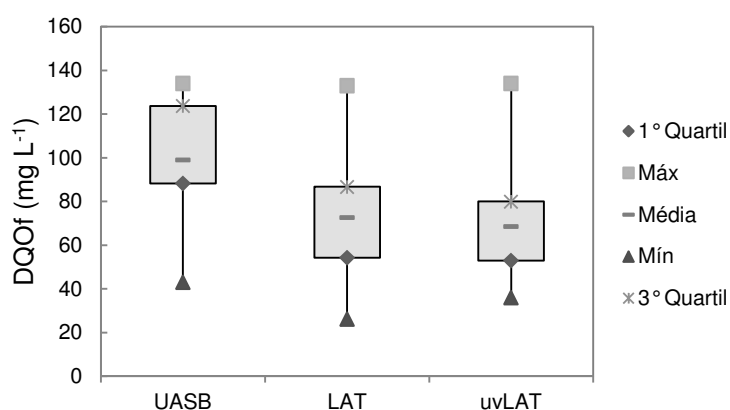


Figura 6.9 – Variabilidade dos valores de DQOf afluente e efluente das lagoas.

Outros estudos, como o de Park e Craggs (2010) e de Craggs et al. (2012) demonstraram altas porcentagens de remoção de matéria orgânica, entre 84 a 91%. Porém, essas duas pesquisas apresentaram matérias orgânicas em termos de  $DBO_5$  filtrada. Diferentemente, o afluente às LATs deste estudo, por ter passado por um sistema de tratamento anaeróbio, apresentou menor biodegradabilidade, portanto menor remoção. Esses resultados corroboram com os de García et al., (2006), que encontraram remoção de matéria orgânica, em termos de DQO, de 35 a 38% para LATs operando com 3 e 7 dias de TDH, respectivamente. Eles também atribuíram esses valores de eficiência de remoção por utilizarem efluente urbano previamente tratado.

Neste estudo, as remoções de nitrogênio amoniacal foram de 71 e 74% para LAT e  $uv$ LAT, respectivamente, sem diferença estatística ( $p>0,050$ ). Craggs et al. (2012) citaram remoção de 64-67% de  $N-NH_4$  para LATs com TDH de 4 dias

e García et al. (2000) relataram eficiências de remoção de N-NH<sub>4</sub> de 57 a 73 % em LATs operando com tempo de detenção hidráulica de 3 a 7 dias, respectivamente. Esses resultados corroboram os obtidos neste estudo em termos de ordem de grandeza. A Figura 6.10 ilustra os valores de N-NH<sub>4</sub> obtidos no afluente e efluente às lagoas.

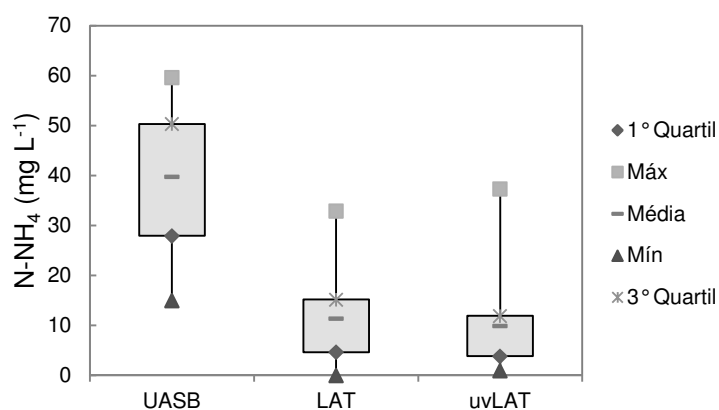


Figura 6.10 – Variabilidade dos valores de N-NH<sub>4</sub> afluente e efluente das lagoas.

A LAT produziu efluentes com  $11 \pm 8$  mg N-NH<sub>4</sub> L<sup>-1</sup> e a uvLAT com  $10 \pm 9$  mg N-NH<sub>4</sub> L<sup>-1</sup>. Em vista dos valores médios de pH medidos ao longo do dia, que não ultrapassaram valores de 8,2 na LAT e 8,7 na uvLAT e o aumento acentuado na concentração de nitrato no efluente tratado, em ambas as unidades (Tabela 6.1), a remoção de N-NH<sub>4</sub> neste estudo, pode ser explicada, em grande parte, pelo processo de nitrificação. Também ocorre incremento de Norg, o que demonstrou que, para as condições avaliadas, os processos prevaletentes de transformação de nitrogênio foram nitrificação e assimilação da biomassa. Diferentemente, os resultados de Craggs et al. (2003) e el Hamouri et al. (1994), com eficiências de remoção de até 91% e 62%, respectivamente, considerando os valores baixos da concentração de nitratos no efluente tratado, demonstram que grande parte da remoção de N-NH<sub>4</sub> foi realizada via assimilação ou volatilização.

Como a assimilação de nitrogênio pela biomassa pode ser verificada pelo incremento do Norg, a remoção de NTK não é efetiva sem a adição de um processo para separação da biomassa. Para García et al. (2000), esse mecanismo é o mais importante para a efetiva remoção de nitrogênio, visto que

a transformação do mesmo para nitrato não constitui remoção. Park e Carggs (2011) avaliaram a remoção de nitrogênio total em decantador (6h de TDH) posterior à LAT e verificaram remoção de ~57% nesse sistema. Para o sistema LAT-Decantador eles obtiveram remoção de efetiva de 74% de NT (LAT com 4 dias de TDH e com adição de CO<sub>2</sub>).

A remoção de fósforo total solúvel na <sub>UV</sub> LAT foi de 19% contra 14% na LAT (Figura 6.11) também sem diferenças estatísticas (p=0,1074). Nessa figura é possível verificar levemente maior homogeneidade da concentração de Ps no efluente da <sub>UV</sub>LAT. Craggs et al. (2012) encontraram maiores eficiências de remoção variando de 14 a 24%. Os principais mecanismos de remoção de fósforo em lagoas de alta taxa são a incorporação pela biomassa algal e a precipitação química (PICOT et al., 1991). Esses dois mecanismos podem explicar a ligeira maior remoção de fósforo solúvel total na <sub>UV</sub>LAT, unidade que apresentou maior produtividade de biomassa algal e maiores valores de pH que permitem a precipitação química desse elemento.

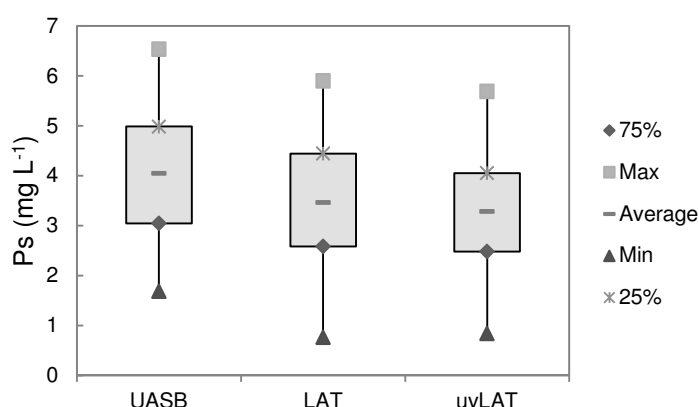


Figura 6.11 – Variabilidade dos valores de Ps afluente e efluente das lagoas.

Quanto à remoção de *E. coli* na LAT, foi observada a remoção de 2,10 unidades logarítmicas. Esses valores foram próximos aos das pesquisas de Craggs et al. (2012) que avaliaram LAT em escala de hectares, mas diferentes de pesquisas em menores escalas que apresentaram remoção de aproximadamente 1,0 unidade logarítmica. Não ocorreu, portanto, como descrito por Craggs et al. (2012), problemas de curto circuito em razão do

pequeno percurso da água na lagoa não permitir uma mistura eficiente antes de completar o circuito.

Na  $UV$ LAT a remoção foi de 1,11 unidades logarítmicas provavelmente pela menor concentração na entrada do sistema. Considerando que a remoção segue a cinética de primeira ordem, ou ainda, que os organismos aportados a esta unidade apresentam maior resistência, pois, presumidamente, os menos resistentes foram removidos no processo anterior. É possível inferir, então, que a pré-desinfecção interferiu na remoção da  $UV$ LAT, uma vez que a desinfecção UV removeu, anteriormente, 2,01 unidades logarítmicas. A remoção global foi maior na combinação pré-desinfecção + LAT, totalizando 3,13 unidades log de remoção.

Eficiências iguais ou até mesmo maiores poderiam ser obtidas se houvesse a utilização da desinfecção UV após as lagoas de alta taxa. Nesse caso, uma menor dose de UV após as lagoas seria necessária para se atingir a mesma eficiência, uma vez que o efluente a ser tratado apresentaria menor quantidade de sólidos em função da remoção da biomassa algal. Porém, é importante ressaltar que o objetivo foi avaliar a remoção de poluentes e a produtividade algal. Pretendeu-se avaliar se, invertendo a posição do sistema UV, interferiria no desempenho do tratamento de água residuária e na produtividade algal.

A abundância dos principais gêneros encontrados nas unidades avaliadas durante o período de monitoramento apresenta-se na Figura 6.12. Organismos da classe Chlorophyceae foram os mais frequentes nas unidades avaliadas.

Na LAT, *Chlorella* sp. e *Desmodesmus* sp. estiveram presentes em praticamente todo o período amostrado, sendo a abundância média de 34 e 36%, respectivamente. No mês de junho, com menores temperaturas, ocorreu abundância de *Coelastrum* sp. e *Micractinium* sp. e depois disso reaparecem dominantes *Chlorella* sp. e *Desmodesmus* sp. Abundâncias menores de *Scenedesmus* sp., *Chlorococcum* sp., *Coelastrum* sp. e *Pinnularia* sp. foram observados no início e final do período monitorado. Outros gêneros foram os que apresentaram abundâncias menores que 5%.

a

b

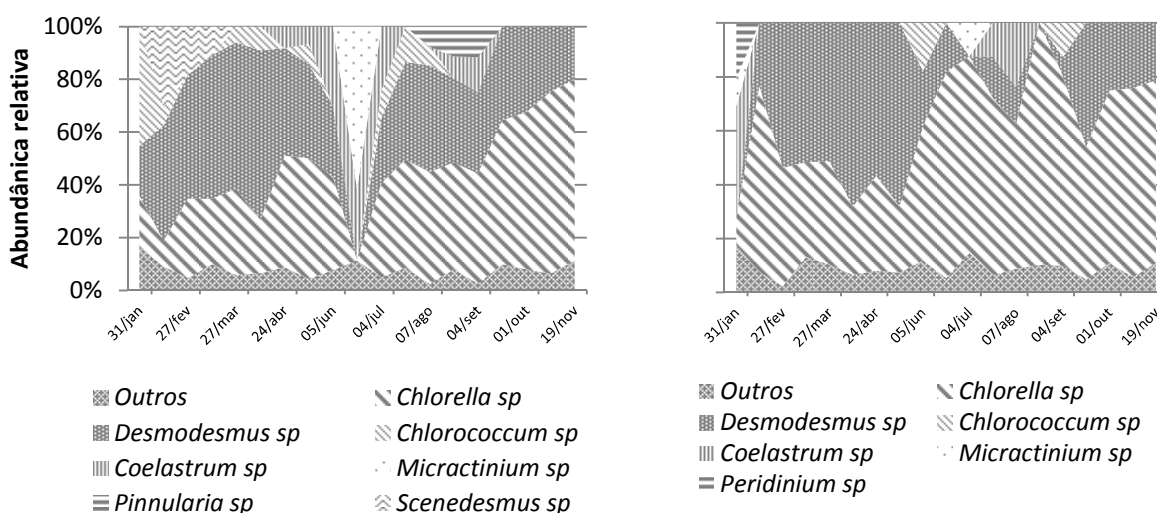


Figura 6.12 – Abundância dos principais gêneros encontrados nas unidades avaliadas durante o período de monitoramento na LAT (a) e na  $UVLAT$  (b).

Nas  $UVLAT$  também *Chlorella sp.* e *Desmodesmus sp.* estiveram presentes em praticamente todo o período amostrado. Até o mês de junho a abundância média para o primeiro foi de 40% e do segundo de 49%. Depois do mês de junho, esta abundância média se inverteu, sendo 68 % de *Chlorella sp.* e 21% de *Desmodesmus sp.* Notou-se, também, que em junho apareceu nesta unidade *Micractinium sp.*, mas em menor abundância (12%). Nesta lagoa apareceu, em maior que 5% de abundância, *Peridinium sp.* e *Coelastrum sp.*

Os gêneros encontrados nas duas unidades são típicos de serem encontrados em lagoas deste tipo (PARK e CRAGGS, 2010; CRAGGS e PARK, 2011; PARK et al., 2011a), *Pediastrum sp.*, que foi um gênero presente em muitos estudos em lagoas (CRAGGS e PARK, 2011) não o foi aqui. de Godos et al. (2009) encontraram em LAT, tratando efluentes de suinocultura, uma diversidade maior de gêneros como *Chlamydomonas sp.*, *Microspora sp.*, *Chlorella sp.*, *Nitzschia sp.*, *Achananthes sp.*, *Protoderma sp.*, *Senelastrum sp.*, *Oocystis sp.*, *Ankistrodesmus sp.*, sendo *Chlorella sp.* o único em comum com este estudo, porém, com a diferença do efluente e localização geográfica. Destaque para *Desmodesmus sp.*, *Coelastrum sp.*, *Micractinium sp.* que por serem organismos coloniais e geralmente com diâmetros maiores que 200  $\mu m$  são interessantes pelo ponto de vista de sedimentabilidade, que é uma característica bem vinda para esse tipo de sistema (Park et al., 2011b).

A maior abundância de *Chlorella* sp. encontrada a partir de junho nas  $_{UV}LAT$  indica que a utilização da pré-desinfecção pode auxiliar na dominância de espécies nesses sistemas. Embora no caso de *Chlorella* sp. unicelular não é interessante frente a outros de maior tamanho e com melhores características de sedimentabilidade. Porém, o processo de recirculação da biomassa sedimentada avaliado por Park et al. (2011b), parece ser mais efetivo para tal fim, ficando para a pré-desinfecção o papel de manter maior proporção algas/bactérias.

#### **6.4. Conclusões**

A porcentagem de clorofila *a* em relação a biomassa total (SSV) foi maior nas  $_{UV}LAT$ , porém, em se tratando de produtividade de biomassa, a unidade sem a pré-desinfecção foi mais eficiente.

A eficiência do tratamento na  $_{UV}LAT$  foi semelhante ao da LAT, apesar da maior atividade fotossintética comprovada pela diferença dos valores de OD e pH e maiores valores de clorofila *a*.

Os resultados de performance no tratamento de água residuária foram próximos aos de outros resultados da literatura, demonstrando a replicabilidade dos sistemas (UASB-LAT ou UASB- $_{UV}LAT$ ). Considerando o vasto uso de reatores UASB, e principalmente em países de clima mais quente, fica claro a aplicabilidade de sistemas deste tipo.

A pré-desinfecção influenciou no aumento da produtividade de biomassa algal. A melhoria de produtividade apresentada neste estudo não considera a suplementação de CO<sub>2</sub>. Se houvesse tal suplementação a produtividade poderia ser maior e a remoção de poluentes poderia se alterar mais substancialmente. Isso é tema para futuros estudos e demonstrações em escala piloto.

A maior abundância de *Chlorella* sp. encontrada a partir de junho nas  $_{UV}LAT$  indica que a utilização da pré-desinfecção pode auxiliar na dominância de espécies nesses sistemas, porém, o processo de recirculação da biomassa sedimentada parece ser mais efetivo para tal fim, ficando para a pré-desinfecção o papel de manter maior proporção algas/bactérias.

## 6.5. Referências bibliográficas

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21.ed. Washington DC: APHA, 2005.

CHINNASAMY, SHETHIL; BHATNAGAR, ASHISH; HUNT, RYAN W.; DAS, K. C. Biomass and bioenergy production potential of microalgae consortium in open and closed bioreactors using untreated carpet industry effluent as growth medium. **Bioresource Technology**, n. 101, p. 3097-3105, 2010

CHO, S.; LUONG, T. T.; LEE, S.; OH, Y.; LEE, T. Reuse of effluent water from a municipal wastewater plant in microalgae cultivation for biofuel production. **Bioresource Technology**, n.102, p. 8639–8645, 2011.

CRAGGS, R. J.; DAVES-COLLEY, R. J. TANNER, C. C.; SUKIAS, J. P. Advanced pond system: performance with high rate ponds of different depths and areas. **Water Science and Technology**, v. 48, n 2, p. 259-267, 2003.

CRAGGS, R. J.; SUTHERLAND, D.; CAMPBELL, H. Hectare-scale demonstration of high rate algal ponds for enhanced wastewater treatment and biofuel production. **Journal of Applied Phycology**, n. 24, p. 329-337, 2012.

CROMAR, N. J.; FALLOWFIELD, H. J.; MARTIN, N. J. Influence of environmental parameters on biomass production and nutrient removal in high rate algal pond operated by continuous culture. **Water Science and Technology**, v. 34, n. 11, p.133-140, 1996.

de GODOS, I.; BLANCO, S.; GARCÍA-ENCINA, P. A.; BECARES, E.; MUÑOZ, R. Long-term operation of high rate algal ponds for the bioremediation of piggery wastewaters at high loading rates. **Bioresource Technology**, n. 100, p. 4332-4339, 2009.

el HAMOURI, B.; KHALLAYOUNE, K.; BOUZOUBAA, N.; CHALABI, M. High-rate algal pond performances in faecal coliforms and helminth egg removals. **Water Science and Technology**, v. 28, n. 1, p. 171-174, 1994.

FALLOWFIELD, H. J.; CROMAR, N. J.; EVISON, M. Coliform die-off rate constants in a high rate algal pond and the effect of operation and environmental variables. **Water Science Technology**, v. 34, n. 11, p. 141-147, 1996.

GARCÍA, J.; GREEN, B. F.; LUNDQUIST, T.; MUJERIEGO, R.; HERNANDEZ-MARINÉ, M.; OSWALD, W. J. Long term diurnal variations in contaminant removal in high rate ponds treating urban wastewater. **Bioresource Technology**, n.97, p.1709-1715, 2006.

GARCÍA, J.; MUJERIEGO, R.; HERNANDEZ-MARINÉ, M. High rate algal pond operating strategies for urban wastewater nitrogen removal. **Journal of Applied Phycology**, n. 12, p. 331-339, 2000.

GONÇALVES, R.F.; FILHO, B.C.; CHERNICHARO, C.A.L.; LAPOLI, F. R. ; AISSÉ, M.M. ; PIVELI, R.P.; Desinfecção por radiação ultravioleta. In:

GONÇALVES, Ricardo Franci. **Desinfecção de Efluentes Sanitários**. Vitória: ABES, 2003 .p. 209-276.

KETHEESAN, B.; NIRMALAKHANDA, N. Development a new airlift-driven raceway reactor for algal cultivation. *Applied Energy*, n. 88, p. 3370-3376, 2011.

NEDERLANDSE NORM.NEM 6520. Netherlands. 1981.

NUSH, E. A. (1980) Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment. **Arch. hydrobiolol. Bech.** Stuttgart, v. 14, p. 14-36.

OSWALD, W. J. Micro-algae and waste-water treatment In: Borowitzka, M. A.; Borowitzka, L. J. (Org.). **Micro-algal biotechnology**. Cambridge: Cambridge University Press, 1988. p. 305-328.

PARK, J. B. K., CRAGGS, R. J., SHILTON, A. N. Recycling algae to improve species control and harvest efficiency from a high rate algal pond. **Water research**, n. 45, p. 6637-6649, 2011b.

PARK, J. B. K., CRAGGS, R. J., SHILTON, A. N. Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. **Bioresource Tecnology**, v.102, p. 35-42, 2011a.

PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J. Nutrient removal in wastewater treatment high rate algal ponds with carbon dioxide addition. **Water Science and Technology**, v. 63, n. 8, p.1758-1764, 2011.

PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J. Wastewater treatment and algal production in high rate algal ponds with carbon dioxide addition. **Water Science Technology**, v. 61, n. 3, p. 633-639, 2010.

PICOT, B.; HALOUANI, H. E.; CASELLAS, C.; MOERSIDIK, S.; BONToux, J. Nutrient removal by High Rate Pond System in a Mediterranean Climate (France). **Water Science and Technology**, n. 23, p. 1535-1541, 1991.

ROCHA, E. O.; CALIJURI, M. L.; SANTIAGO, A. F.; ASSIS, L. C.; ALVES, L. G. S. The Contribution of Conservation Practices in Reducing Runoff, Soil Loss, and Transport of Nutrients at the Watershed Level. **Water Resources Management**, V. 26, N.13, p. 3831-3852, 2012.

WIJFFELS, R. H.; BARBOSA, M. J. An out on microalgal biofuels. **Science**, n. 329, p. 796-799, 2010.

## 7. CAPÍTULO III: INFLUÊNCIA DA RADIAÇÃO SOLAR FOTOSSINTETICAMENTE ATIVA NO DESEMPENHO DE LAGOAS DE ALTA TAXA

### Resumo

Nas lagoas de estabilização a radiação solar exerce papel fundamental. Nas que não possuem introdução artificial de oxigênio, a radiação é a fonte primária de energia. Na lagoa de alta taxa (LAT) a intensidade com que a radiação solar afeta seu funcionamento é amplificada tendo em vista sua pequena profundidade e a movimentação da massa líquida. Por isso, este capítulo objetivou avaliar o efeito de diferentes níveis de radiação solar no desempenho desses sistemas. Para tanto, unidades de LAT, em escala piloto, foram avaliadas sob diferentes telas de sombreamento da radiação solar e recebendo efluentes com carga de bactérias heterotróficas diferentes. A variação da radiação solar fotossinteticamente ativa (PAR) pelas telas de sombreamento exerceu influência direta na temperatura das unidades avaliadas, sendo que houve variação linear da temperatura média de até 2°C em função da PAR média incidente nas lagoas. Verificou-se, por variáveis como OD e pH, que a atividade fotossintética foi maior em níveis de PAR intermediários, concluindo-se que existe certo grau de estresse por fotoinibição nas unidades. Porém, quando se considerou outras variáveis como SST, SSV, DQOf e Norg, verificou-se que a PAR não interferiu sozinha no comportamento das LATs. As relações ecológicas entre algas e bactérias, a limitação de CO<sub>2</sub>, e as variações diurnas bruscas de pH, podem influenciar sobremaneira no desempenho das LATs, a favor ou contra a produção de sólidos e remoção de poluentes. Mesmo sob condição de maior sombreamento a remoção de *Escherichia coli* ocorreu, indicando a importância da sinergia de ondas longas de luz e sua interação com OD e fotossensibilizadores endógenos no processo de fotoinativação de microrganismos patogênicos em LAT.

**Palavras-chave:** lagoas de alta taxa, tratamento de água residuária, radiação solar fotossinteticamente ativa, produção de biomassa algal, pré-desinfecção ultravioleta

## **Abstract**

Radiation plays an important role in stabilization ponds. For those which do not present artificial oxygen supply, radiation is the primary source of energy. In a high rate algal pond (HRAP) the intensity at which solar radiation affects its performance is amplified, given its low depth and the movement of the liquid mass. The objective of this study was to assess the effect of different solar radiation levels on the performance of such systems. HRAP pilot scale units were evaluated under different shading conditions and different loads of heterotrophic bacteria. The variation of the photosynthetically active solar radiation (PAR) provided by the shading screens directly influenced the temperature of the pilot units, and a linear variation of average temperature of up to 2°C was observed. Parameters such as DO and pH showed that photosynthetic activity was greater under intermediate PAR levels, thus photoinhibition may account for stress of some degree in the units. However, when other variables such as TSS, VSS, COD<sub>f</sub> and Norg were taken into account, the PAR alone did not alter the behavior of the HRAPs. The ecological relationship between algae and bacteria, the CO<sub>2</sub> limitation, and the abrupt diurnal pH variations can substantially influence the HRAPs' performance, in favor or against solid production and pollutant removal. Even under great shading conditions, *E. coli* removal was observed, indicating the importance of the synergy of long-wave light and its interaction with DO and endogenous photosensitizers in the process of photoinactivation of pathogens in HRAPs.

**Keywords:** high rate ponds, wastewater treatment, photosynthetically active solar radiation, algal biomass production, ultraviolet pre-disinfection

## **7.1. Introdução**

As LATs como caracterizadas por Oswald (1988a), Picot et al. (1991), Park e Craggs, (2010) e Craggs et al. (2012), por serem sistemas de tratamento de água residuária chamados abertos possuem a característica de dependerem, para seu funcionamento, de fatores ambientais. É possível enumerar alguns deles e suas marcantes influências nesses sistemas: o vento interfere na

evaporação da água e na troca de gases; a temperatura atmosférica controla a velocidade das reações químicas, bioquímicas e a solubilidade de gases importantes nos processos ocorrentes nas LATs; a umidade do ar se relaciona com a evaporação; e, por fim, a radiação solar influencia esses fatores e constitui-se na fonte primária de energia para o processo de fotossíntese.

Nas LATs, características como a baixa profundidade e movimentação lenta da massa líquida, têm o intuito de promover a maximização da atividade fotossintética (FALLOWFIELD et al.,1996). Essas duas características estão ligadas ao melhor aproveitamento da radiação solar, a primeira por fazer chegar luz a pelo menos dois terços da profundidade da lagoa. (OSWALD 1988a; BECKER, 1994) e a segunda para que as algas sejam distribuídas mais homogêneas e expostas à mesma intensidade de luz (KETHEESAN e NIRMALAKHANDA, 2011). O movimento dos pedais permite a mistura vertical e faz as algas serem expostas intermitentemente à luz, favorecendo a eficiência da fotossíntese pelo efeito de *flashes* de luz (DOKULIL, 1994; PARK e LEE, 2000).

A radiação solar exerce papel fundamental nas LATs, e diferentemente das outras lagoas de estabilização, a intensidade com tal variável que afeta seu funcionamento é amplificada pelas características supracitadas. Para Oswald (1988a), mais de 90% da energia solar incidente é convertida em calor e no máximo 10% é convertida em energia química. Por isso, radiação é variável chave para a atividade fotossintética algal nesses sistemas (Park e Craggs, 2011). Porém, entender as relações entre radiação solar e os processos ocorrentes nas LATs não é tarefa fácil. A radiação solar, apesar de ser fonte primária, pode também inibir o crescimento da biomassa algal. É importante considerar que o aumento da radiação implica no aumento da temperatura, que por sua vez, eleva a taxa de produção fotossintética até um ponto em que mais aumento significa também no aumento da respiração e da fotorrespiração (DOKULIL, 1994).

A incidência de radiação está ligada ao desempenho do sistema na remoção de poluentes e na produção de biomassa. Oswald (1988a) sugere que a carga máxima de matéria orgânica aplicada pode ser definida a partir da radiação solar incidente, dentre outras variáveis. De Godos et al. (2009), avaliando LAT

com efluentes de suinocultura, testaram o cálculo da carga máxima proposto por Oswald (1988a). No período no qual a carga afluyente de DQO foi levemente superior à máxima teórica, a remoção foi ~58%, e em outro período em que a carga afluyente ultrapassou a carga máxima significativamente, ocorreu redução da remoção de DQO e nos valores de OD. A radiação solar, por interferir no crescimento de biomassa algal nas LATs, promove remoção de nutrientes via assimilação por parte desses microrganismos. Isso reflete a importância de como a radiação interfere no crescimento de biomassa algal.

A incidência direta de radiação solar correlaciona-se ao decaimento de microrganismos patogênicos nesses sistemas, tanto pela ação direta de ondas curtas com UVB e UVA na degradação do DNA desses organismos, como na atividade conjunta de luz com OD e fotossensibilizadores endógenos que também contribuem para a taxa de decaimento de patógenos (BOLTON et al., 2011a). No interior da água a luz do sol é atenuada em função de características físicas e químicas da água como sólidos suspensos e dissolvidos, substâncias húmicas, algas (CURTIS et al., 1994) e entre essas ainda a turbidez (BOLTON et al., 2011b). Estudos como os de Craggs et al. (2004) buscaram estabelecer quais frações do espectro eletromagnético da luz exerce maior influência, e se exerce influência direta na taxa de decaimento de organismos indicadores de contaminação.

Apesar das LATs terem sido concebidas para o aproveitamento máximo da luz, assim como em sistemas aquáticos naturais, como lagos ou represas, se expostas a altas energias radiantes subaquáticas pode ocorrer a saturação da taxa de fotossíntese, que representa a taxa máxima dos processos enzimáticos a dada temperatura (TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Tal fenômeno já foi reportado para LAT por el Hamouri et al. (1994) e no artigo de revisão de Park et al. (2011a). Entretanto, existem na literatura informações conflitantes: segundo Park e Craggs (2011) a máxima produção algal pode ser esperada durante os períodos de mais luz e temperatura. Por sua vez García et al., (2006) apresentaram relação linear entre irradiância solar e produtividade de biomassa em termos de  $gSST\ m^{-2}\ d^{-1}$ . Cromar et al., (1996) encontraram relação linear entre matéria seca produzida e a irradiância encontrada ao avaliarem LATs operadas continuamente com água residuária sintética. Esses

pesquisadores encontraram SST variando de 120 a 700 mg L<sup>-1</sup> e questionaram o fato dos resultados não terem indicado os efeitos da fotoinibição.

Cromar et al. (1996) e Park e Craggs (2011) descreveram os efeitos do fenômeno do autossombreamento pelos sólidos dos sistemas e diminuição da atividade fotossintética. Tal efeito pode ocorrer concomitantemente com a fotoinibição e por isso torna-se difícil separar o efeito de cada um na produção da biomassa nesses sistemas. Pela importância da radiação solar nas LATs e algumas lacunas a respeito dos efeitos dela em LAT, este capítulo objetivou avaliar o efeito de diferentes níveis de sombreamento da radiação solar no desempenho desses sistemas.

## **7.2. Material e Métodos**

### *7.2.1. Unidades experimentais*

Os experimentos foram desenvolvidos no município de Viçosa, Estado de Minas Gerais, Brasil (20°45'14''S, 42°52'54''W), na Unidade Experimental Integrada de Tratamento de Esgotos e Utilização de Efluentes da Viçoleira, mantida e operada pela Universidade Federal de Viçosa (UFV), em parceria com o Serviço Autônomo de Água e Esgotos (SAAE – Viçosa).

O município de Viçosa, com altitude média de 648 m em relação ao nível do mar, caracteriza-se por uma precipitação média anual de aproximadamente 1221 mm, e temperatura média anual que oscila entre 19 °C e 20 °C. A umidade relativa do ar é, em média, de 81%. O clima local, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cwa, tropical de altitude com verões quentes e chuvosos e invernos frios e secos (ROCHA et al., 2012).

O experimento foi instalado ao lado de uma Estação de tratamento de esgoto em escala real, constituída por um reator UASB pré-fabricado em aço, vazão média = 115 m<sup>3</sup> dia<sup>-1</sup>, volume = 48 m<sup>3</sup>, altura = 5,7 m e tempo de detenção hidráulica (TDH) = 7 h.

Parte do efluente deste reator foi encaminhada para o sistema piloto de lagoas de alta taxa avaliado neste estudo. O UASB como tratamento prévio às lagoas foi escolhido pela grande difusão dessa tecnologia em países carentes de

investimento em saneamento básico, uma vez que se trata de uma opção barata e operacionalmente simples.

As LATs receberam efluentes do reator UASB e as  $UV$ LATs, receberam o mesmo efluente depois de ser submetido ao processo de desinfecção ultravioleta (UV), conforme mostrado na Figura 7.1a, com todas as unidades em paralelo. A pré-desinfecção objetivou diminuir a carga de bactérias heterotróficas no afluente direcionado em uma linha de lagoas para se avaliar diferentes proporções entre algas e bactérias na biomassa presente nas lagoas. As lagoas foram encaixadas no solo cerca de 0,2 m. As telas de sombreamento foram instaladas como ilustrado na Figura 7.1b, com altura máxima de 1,3 m e distantes da borda do tanque no solo 0,3 m. As telas utilizadas foram as mesmas utilizadas em cultivo agrícola protegido, sendo fabricadas em polietileno de alta densidade da marca equipesca®, sombrite® tipo 1000 com 9% de sombreamento, tipo 1001 com 18%, tipo 1003, 30%, tipo 1006, 60% e tipo 1008, 80% de sombreamento.

As LATs possuíam as seguintes características: largura = 1,28 m, comprimento = 2,86 m, profundidade total = 0,5 m, profundidade útil=0,3 m, área superficial = 3,3 m<sup>2</sup>, volume útil = 1 m<sup>3</sup> e TDH de 4 dias. Essas lagoas foram confeccionadas em fibra de vidro e os pedais em PVC, com duas lâminas. Os pedais foram movimentados por correntes ligadas a um motor elétrico de 1cv. A rotação foi reduzida por um redutor acoplado ao motor e controlada por um inversor de frequência (marca WEG série CFW-10), o que garantia velocidade de aproximadamente 0,10 a 0,15 m s<sup>-1</sup>. Valores semelhantes foram utilizados em diferentes pesquisas com LAT (Park et al., 2011b; Picot et al., 1991) e asseguraram o revolvimento necessário. Para Oswald (1988b), velocidade de 0,12 a 0,15 m s<sup>-1</sup>, profundidade de 0,3 m e TDH de quatro dias, em sistemas como este, são vantajosos para máxima produtividade de biomassa e mínimo custo. Para controle do tempo de detenção hidráulica, a vazão foi periodicamente (cinco vezes por semana) regulada (0,25 m<sup>3</sup> dia<sup>-1</sup> para cada lagoa) e o nível dos tanques de abastecimento mantidos constante.

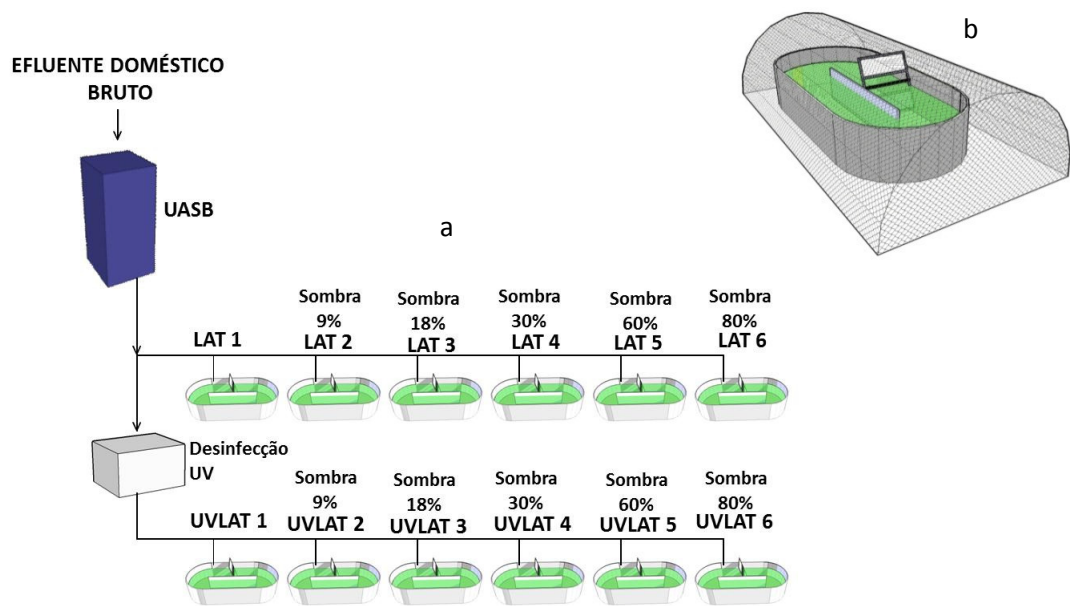


Figura 7.1 – Ilustração esquemática do delineamento experimental (a); Detalhe de uma unidade sombreada (b).

O sistema de desinfecção ultravioleta foi dimensionado para atingir  $10^3$  NMP  $(100\text{mL})^{-1}$  de *E. coli*, com dose efetiva adotada de  $21 \text{ mJ cm}^{-2}$  e absorbância de 42%, sugeridas por Gonçalves et al. (2003), que estudaram a remoção de *E. coli* por desinfecção UV em efluentes de UASB. Portanto, a unidade de desinfecção possuiu dose aplicada de  $203,1 \text{ mJ cm}^{-2}$  e dose aplicado por volume de  $5,64 \text{ Wh m}^{-3}$ . As dimensões do reator de desinfecção eram de: largura =  $0,16 \text{ m}$ , comprimento =  $0,76 \text{ m}$ , lâmina d'água =  $0,10 \text{ m}$ , TDH=  $8,4 \text{ s}$ . Foram instaladas, no sentido longitudinal, três lâmpadas emersas de radiação UVC ( $<290 \text{ nm}$ ), de baixa pressão, fabricadas em tubo de quartzo, potência de  $15 \text{ W}$  cada, com dimensões de  $436 \text{ mm}$  de comprimento e  $26 \text{ mm}$  de diâmetro.

### 7.2.2. Monitoramento

A amostragem dos efluentes foi realizada semanalmente, durante o período de 31 de janeiro a 23 de novembro de 2012, o que englobou o período quente e chuvoso (fevereiro-março), período intermediário (abril) e frio e seco (maio-setembro) e início do período chuvoso (outubro-novembro).

A coleta de amostras para análise das variáveis físicas e químicas foi realizada de forma composta com frequência de duas horas (de 8h às 18h). Para análises de clorofila *a* e *E. coli*, a amostragem foi pontual, às 10h e às 12h,

respectivamente. Adicionalmente, nas datas de monitoramento e amostragem, a cada duas horas realizaram-se as medições de pH, oxigênio dissolvido (OD) e temperatura. Para tais variáveis utilizou-se sensor da marca Hach modelo HQ40d (*Luminescent Dissolved Oxygen* (LDO) para oxigênio dissolvido). Também se mediu radiação solar fotossinteticamente ativa (PAR) (400-700 nm) na superfície da água e subaquática (aproximadamente 10 cm de profundidade, medida realizada no centro da lagoa) utilizando-se radiômetro LICOR - LI-193 *Underwater Spherical Quantum Sensor*. As vazões foram reguladas por medição direta (método volumétrico) semanalmente.

As análises físicas e químicas dos afluentes e efluentes das unidades seguiram, essencialmente, as disposições do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005), o código do método é apresentado entre parênteses a frente de cada variável: demanda química de oxigênio (DQO) e DQO filtrada (5220D – amostra filtrada a 0,45 µm), alcalinidade total (ALC) (2320B), turbidez (TUR) (2130A), sólidos suspensos totais (SST) (2540D), e sólidos suspensos voláteis (SSV) (2540E), nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>4</sub>) (4500 – NH<sub>3</sub>C), nitrogênio kjeldahl total (NTK) (4500-NorgB), Norg foi determinado pela diferença entre NTK e N-NH<sub>4</sub>, nitrato (N-NO<sub>3</sub>) (4500-NO<sub>3</sub>A), fósforo total (Pt) e fósforo total solúvel (Ps) (4500 P C - amostra filtrada a 0,45 µm ). Além disso, analisou-se *E. coli*. com o emprego de método cromogênico-fluorogênico (Colilert®). Para determinar Carbono Orgânico Total (COT) utilizou-se o equipamento TOC 5000 Shimadzu (as amostras filtradas a 0,45 µm, portanto, mediu-se COT filtrado-COTf). A análise de clorofila *a* foi realizada utilizando-se técnica de extração com etanol 80% a quente como descrito em norma holandesa (NEDERLANDS NORM, 1981), com base em Nush e Palmer (1975), Moed e Hallegraef (1978) e Nush (1980).

### 7.2.3. Análise estatística

Foi utilizado o software R®, versão 2.15.2, desenvolvido pela R Foundation for Statistical (R Development Core Team, 2012) para realizar as análises de regressão, de componentes principais e os testes de médias. O software Microsoft®Excel (MICROSOFT, 2010) foi utilizado para confecção dos gráficos. A análise de regressão objetivou verificar como cada variável se comportou em

função das diferentes PAR a qual cada lagoa foi submetida pelo uso das telas de sombreamento.

A análise multivariada (análise de componentes principais) foi realizada utilizando o pacote *FactoMineR* do R© (HUSSON et al, 2010). A análise de componentes principais foi utilizada para transformar um conjunto original de variáveis oriundas de um espaço multidimensional em outro conjunto equivalente (OMO-IRABOR et al., 2008), que o represente de maneira mais concisa. Esta técnica consiste na transformação das variáveis originais em outras, não correlacionadas, chamadas de componentes principais, que correspondem a combinações lineares das variáveis originais (SARBU e POP, 2005).

### **7.3. Resultados e discussão**

Para se avaliar o desempenho das unidades sob diferentes níveis de PAR, que receberam efluente sem passar por processo de desinfecção UV – as LATs – e que receberam efluentes que passaram por processo de desinfecção UV - as  $UV$ LATs - foi realizada análise de regressão linear de cada variável em função da PAR média incidente na superfície da água durante o período de monitoramento. Em todas as variáveis apresentadas na tabela síntese dos resultados (Tabela 7.2) testaram-se os modelos lineares. Ao longo do item resultados e discussão, as regressões não apresentadas foram as que não tiveram significância estatística aceitável.

#### *7.3.1. PAR medida em campo*

No período do experimento a média de irradiância solar total foi de  $266,6 \text{ W m}^{-2}$  e a PAR de  $125,8 \text{ W m}^{-2}$ , sendo em média 46% da total. Foi elaborado um gráfico mostrando a variação da PAR durante o período de monitoramento do experimento (Figura 7.2a) no qual se apresentam a temperatura média e a precipitação. A Figura 7.2b apresenta como se comportou a PAR incidente no local do experimento, sem nenhuma sombra.

Apresentam-se na Tabela 7.1 as porcentagens médias de sombreamento da PAR medida em campo. Foi realizado teste t para verificar a igualdade

estatística entre a PAR incidente em cada par de lagoas sob o mesmo tipo de tela de sombreamento. Verificou-se que, em nível de significância de 1%, os pares receberam médias iguais de PAR. Por isso os dados são apresentados em apenas um gráfico para ambas as linhas de lagoas (Figura 7.3).

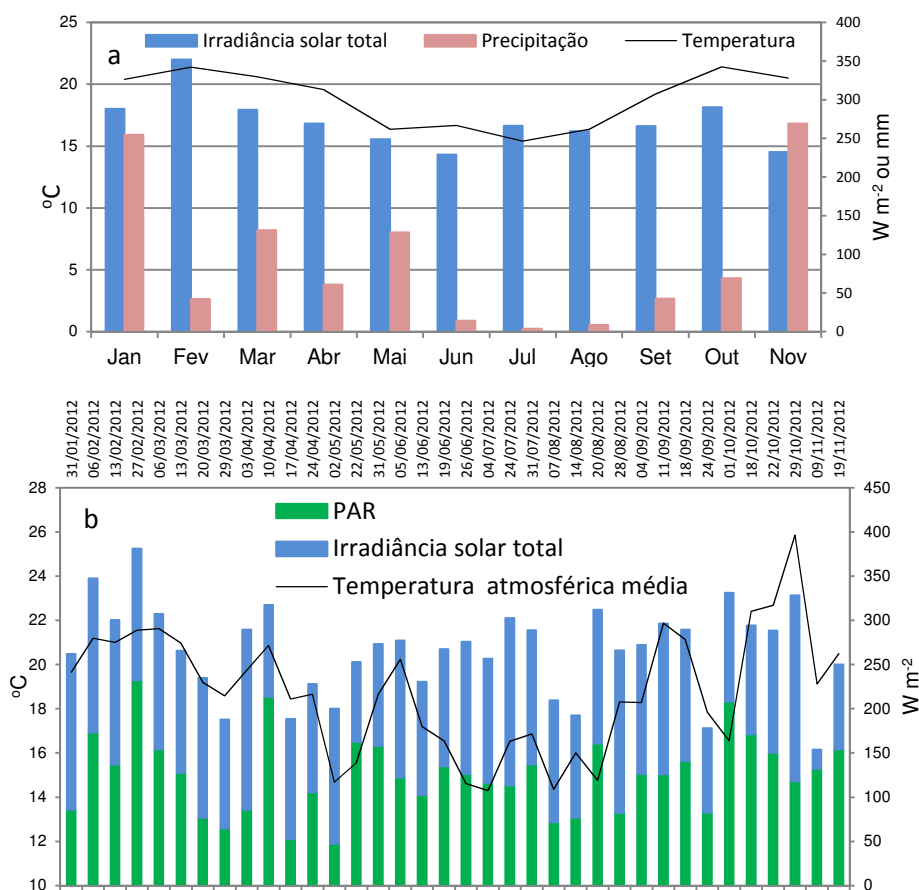


Figura 7.2 – Características climáticas durante o período de experimentação. Média mensal da temperatura atmosférica, irradiância solar total e precipitação (a). Variáveis medidas nos dias das coletas: temperatura atmosférica, irradiância solar total e PAR (b).

Tabela 7.1 – Porcentagem de sombreamento da PAR proporcionada pelas telas (medida em campo)

| Unidades                  | Par | % de sombreamento da PAR | % de sombreamento indicada pelo fabricante |
|---------------------------|-----|--------------------------|--|
| LAT1 e <sub>UV</sub> LAT1 | 1   | -                        | -  |
| LAT2 e <sub>UV</sub> LAT2 | 2   | 22                       | 9  |
| LAT3 e <sub>UV</sub> LAT3 | 3   | 28                       | 18   |
| LAT4 e <sub>UV</sub> LAT4 | 4   | 38                       | 30   |
| LAT5 e <sub>UV</sub> LAT5 | 5   | 65                       | 60   |
| LAT6 e <sub>UV</sub> LAT6 | 6   | 78                       | 80   |

Houve diferença estatisticamente significativa ( $p < 0,01$ ) entre a porcentagem de sombreamento indicada pelo fabricante da tela e o bloqueio da PAR medido em campo. É necessário considerar que o fabricante indica o sombreamento da radiação solar total incidente, e neste estudo foi medida a PAR. Entre as unidades do par dois (LAT2 e  $_{UV}LAT2$ ) e do três (LAT3 e  $_{UV}LAT3$ ) as porcentagens de sombreamento indicadas são de 9 e 18%, respectivamente. Mas essa diferença não foi duas vezes, como indicado pelo fabricante, mas de 1,27 vezes. Ressalta-se que a tela de sombreamento das lagoas do par dois é da cor branca e isso pode ter interferido, não apenas no sombreamento, mas na qualidade da luz que incide sobre as lagoas.

A Figura 7.3a mostra a variação ao longo do dia, dos valores médios de PAR medidos em campo, incidentes em cada grupo de lagoas.

A PAR incidente na superfície, desde as primeiras horas da manhã, mesmo nas lagoas mais sombreadas, apresentou-se em níveis maiores que a que  $200 \mu E m^{-2} s^{-1}$ . Porém, esta é a PAR incidente média próxima à superfície da água e é diferente daquela que penetra realmente na água e que sofre interferência da reflexão da luz na superfície água e dos sólidos em suspensão, dissolvidos e pigmentos presentes (CURTIS et al., 1994; BOLTON et al., 2011b). Na Figura 7.4 apresenta-se a variação ao longo do dia da PAR subaquática (à dez cm) medida nas lagoas. Estão apresentadas em figuras separadas para as LATs e as  $_{UV}LATs$ , pois existiram diferentes características do meio líquido nesses dois grupos de lagoas. No caso da PAR subaquática a dez centímetros nenhum dos valores médios obtidos ao longo do dia revelaram-se maiores que  $200 \mu E m^{-2} s^{-1}$ . Apesar das LATs produzirem mais SST (ver Figura 7.10), o comportamento da PAR subaquática nessas unidades não foi substancialmente diferente ao das  $_{UV}LATs$ . Nessas últimas, apesar de se produzirem menos sólidos, existiu maior quantidade de pigmentos ou outras características do meio líquido que compensaram a menor quantidade de sólidos. A  $_{UV}LAT2$  e a  $_{UV}LAT3$ , apesar de estarem sob tela de sombreamento, apresentaram valores de PAR subaquática maiores que a  $_{UV}LAT1$  (sem sombreamento), possivelmente por causa das características do meio líquido em cada unidade.

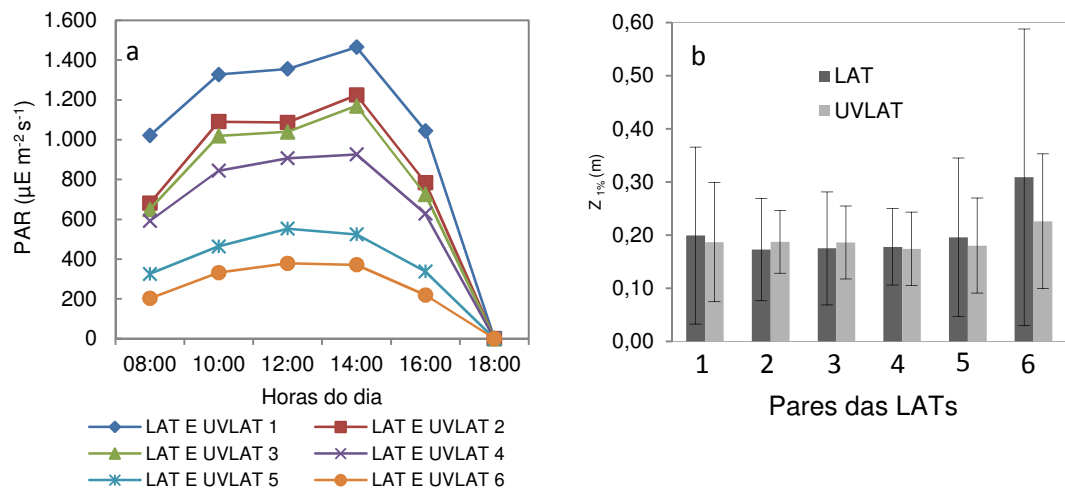


Figura 7.3 – PAR incidente na superfície da água nas lagoas ao longo do dia (valores médios) (a); Z<sub>1%</sub> média estimada para as lagoas e desvio padrão (b).

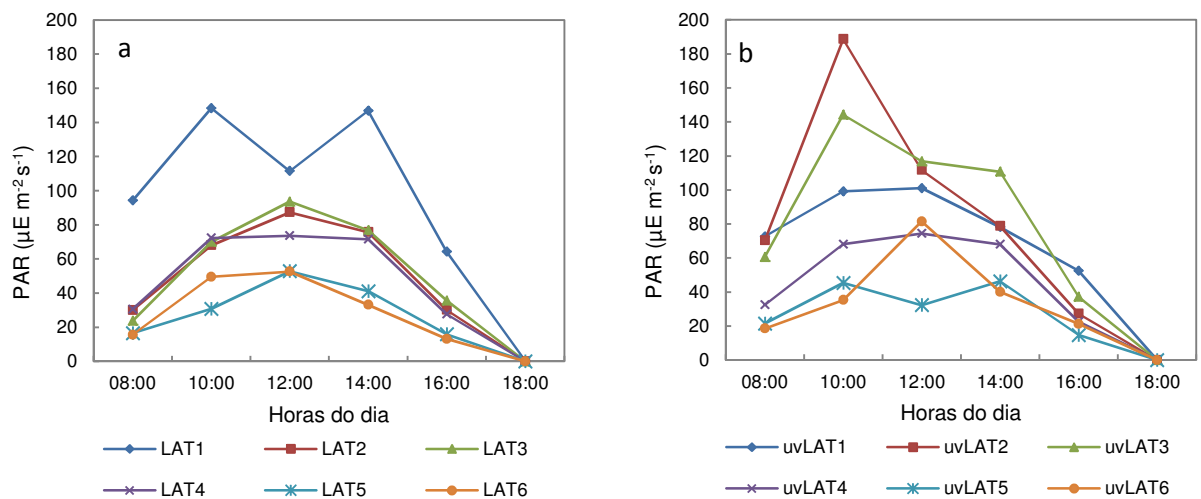


Figura 7.4 – Variação média da PAR subaquática (10 cm) durante o dia, em valores médios, nas LATs (a) e nas UVLATs (b).

A profundidade Z<sub>1%</sub> é aquela em que 99% da PAR incidente é atenuada. Essa profundidade foi estimada baseando-se na irradiância subaquática medida ao meio-dia nos dias de amostragem, e apresenta-se na Figura 7.3b. Observa-se que para os pares de um a cinco essa profundidade média não passou de 0,2 m. O par seis apresentou maior profundidade de atenuação da PAR incidente. Isso sugere que tais unidades, apesar de terem maior bloqueio da radiação solar incidente, possuíram outras características químicas, biológicas e físicas da água que interferem em tal atenuação, como, por exemplo, menor concentração de clorofila *a*. Outro ponto a se destacar é que, apesar da

produção de sólidos nas  $_{UV}LATs$  ser menor, a  $Z_{1\%}$  não foi menor nessas unidades em relação às  $LAT$ . Como dito, a atenuação não se dá apenas por material suspenso, mas também pela concentração de pigmentos e material dissolvido. Nota-se que a concentração de clorofila *a*, por exemplo, é maior nas  $_{UV}LATs$ , o que pode ocasionar a atenuação, compensando os menores valores de concentração de sólidos. O desvio padrão para a maioria das  $_{UV}LATs$  foi um pouco menor, indicando, assim, diferenças de homogeneidade entre as duas linhas de lagoas em termo de atenuação de luz.

Bolton et al. (2011b) mediram a  $Z_{1\%}$  de  $LAT$  na Austrália e verificaram valores de  $0,53 \pm 0,18$  m sendo a concentração de sólidos suspensos  $73 \pm 66,8$   $mg\ L^{-1}$ , a de clorofila *a*  $1,169$   $mg\ L^{-1}$ , e a turbidez de  $115,4 \pm 121,2$  UT. No presente estudo, variáveis como SST forma da ordem de três a quatro vezes maiores que os apresentados por Bolton et al. (2011b), o que explica os menores valores de  $Z_{1\%}$  aqui registrados. Park et al. (2011) relataram que para  $LAT$  com concentração de aproximadamente  $300$   $mg\ L^{-1}$  a PAR é atenuada nos primeiros  $0,15$ m deixando o resto da coluna d'água sem luz, o que está em consonância com os dados obtidos no presente estudo. Para Oswald (1988a) é normal que um terço da profundidade desses sistemas fique sem luz.

### *7.3.2. Influência da radiação na temperatura das LATs*

A radiação solar interfere diretamente na transferência de calor para massa líquida presente nas lagoas, os fótons interagem com as moléculas e faz com que as mesmas vibrem e se aqueçam. Foi observado que quanto maior a radiação solar disponível maior foi a temperatura média das unidades avaliadas nesta pesquisa (Figura 7.5). Observa-se que as temperaturas das unidades  $_{UV}LATs$  foram ligeiramente menores, contudo, segundo análise estatística não existiu diferenças, em nível de significância de 1%, entre as temperaturas de cada par de lagoas.

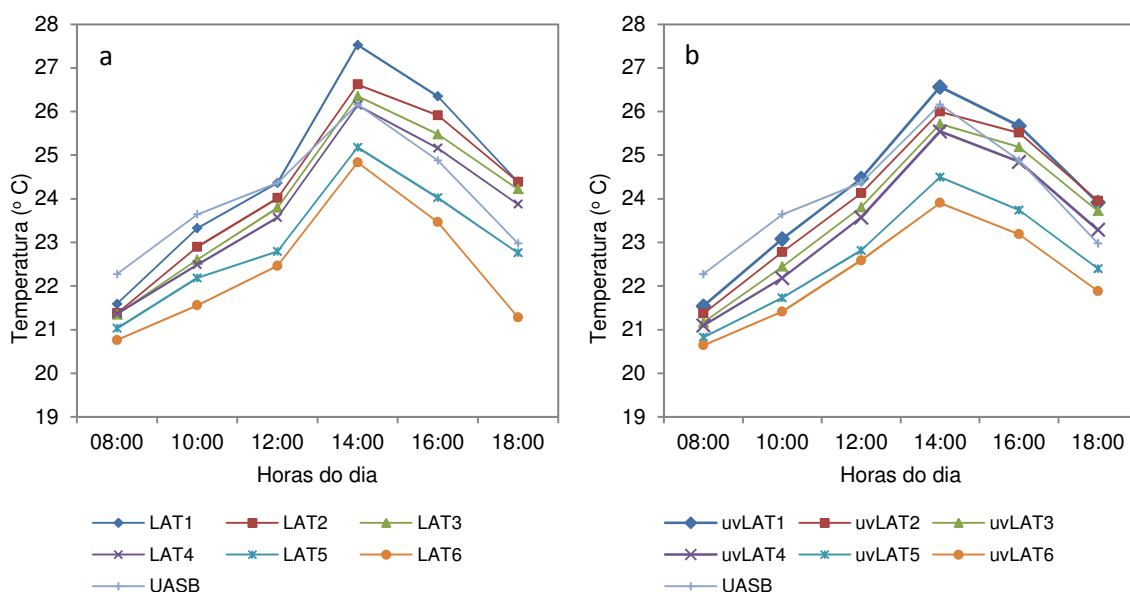


Figura 7.5 – Comportamento da temperatura do afluente e do efluente durante o dia, em valores médios, nas LATs (a); e nas  $uv$ LATs (b).

O sombreamento interferiu nesta variável e está evidente que as unidades que operaram sob menor radiação apresentaram menor temperatura e menor amplitude diária. A temperatura aumentou das 8h até as 14h, em 5,5; 4,9; 4,8; 4,6; 3,9; 3,7 °C para os pares de lagoas 1, 2, 3, 4, 5, 6, respectivamente e 3,9 °C para o afluente e decresceu até o final do dia em 2,9; 2,1; 2,1; 2,3; 2,3 e 2,8 °C e 3,2 °C para o afluente. Em um experimento em Hamilton, na Nova Zelândia, com LAT monitoradas de novembro de 2007 a abril de 2008, a temperatura da LAT aumentou em média 6,7 e decresceu 3° C (PARK e CRAGGS, 2011), levando em consideração que tal experimento ocorreu apenas no verão, as amplitudes apresentam-se na mesma ordem de grandeza do par de lagoas sem sombreamento.

A relação linear entre a variação da temperatura média das lagoas e a PAR foi significativa:  $T = 21,67 + 1,968 \times 10^{-3} \times PAR$  ( $R^2_{aj} = 0,9864$  e  $p = 4,483 \times 10^{-5}$ ). Essa regressão foi feita com a temperatura média de cada par de lagoas com a mesma condição de radiação.

### 7.3.3. Comportamento do OD

Segundo Park e Lee (2000) a produção de OD pode ser um bom indicador da atividade fotossintética, mas isso deve ser analisado com ressalvas. Esses

mesmos pesquisadores, avaliaram o efeito de *flashes* em fotobiorreatores, os quais expostos à luz contínua ou intermitente apresentaram a mesma produção de oxigênio para tamanhos e condições de células diferentes. No caso do presente experimento o comportamento do OD indicou a variação da atividade fotossintética em função da variação da PAR e da característica do afluente (pré-desinfectado ou não). Nas unidades que não receberam o pré-tratamento por processo de desinfecção, o ponto máximo médio de saturação de OD foi às 14h, já as  $uvLATs$  tiveram o ponto máximo variando entre 12h e 14h. O sombreamento da radiação solar nas unidades intermediárias, dois, três e quatro, fez com que a produção de oxigênio dissolvido fosse maior nessas lagoas, tanto para as LATs como para as  $uvLATs$ . A amplitude de concentração de OD durante o dia foi maior nas unidades  $uvLATs$ , sendo alcançados valores máximos de  $13,8 \text{ mg L}^{-1}$  e mínimos de até  $5,0 \text{ mg L}^{-1}$ , contra médios máximos de  $10,0$  e mínimos de  $3,7 \text{ mg L}^{-1}$  nas LATs (Figura 7.6).

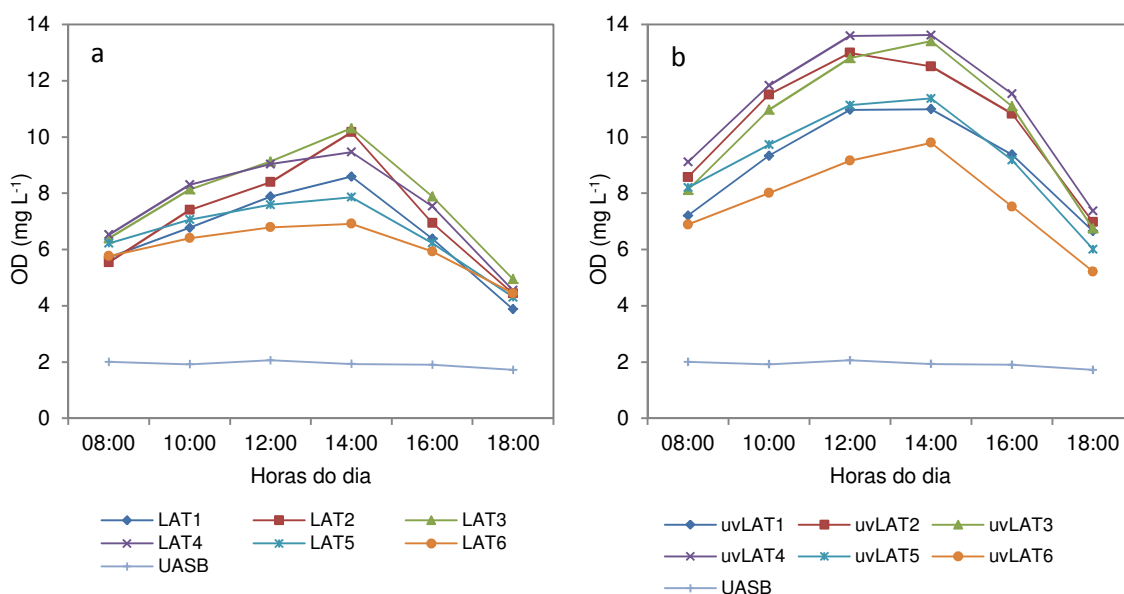


Figura 7.6 – Comportamento do OD do afluente e do efluente durante o dia, em valores médios, nas LATs (a) e nas  $uvLATs$  (b).

No gráfico da Figura 7.7 demonstra-se que a faixa de radiação intermediária conduziu a maior produção de oxigênio dissolvido. Apesar das faixas subaquáticas de PAR medidas em campo, provavelmente, não terem submetido a biomassa algal a estresse severo por fotoinibição, a não ser por valores extremos (ressalta-se que nas Figuras 7.4a e 7.4b foram apresentados

apenas valores médios), pode-se verificar que valores intermediários de PAR ocasionaram melhores condições de produção fotossintética de oxigênio. Ressalta-se que as telas utilizadas no experimento possuem, além do sombreamento, a função de distribuição mais equitativa de luz quando aplicadas em cultivo agrícola protegido.

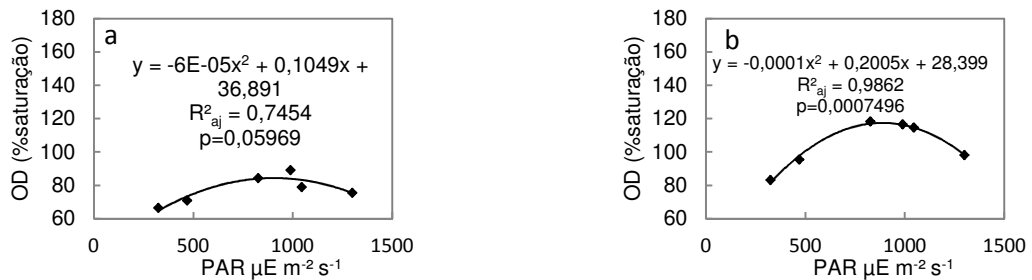


Figura 7.7 – Comportamento da % de saturação de OD em função da PAR para as LATs (a) e para as  $_{UV}$ LATs (b).

De modo geral, as  $_{UV}$ LATs apresentaram maiores valores de % de saturação de OD que as LATs, possivelmente, pela diferença da biomassa presente que produziu mais oxigênio nas  $_{UV}$ LATs. Nessas unidades a % de clorofila *a* na biomassa total foi maior (Figura 7,12b). Os níveis intermediários de radiação experimentados, possivelmente, permitiram menor grau de fotoinibição da biomassa fitoplanctônica presente. Uma possível explicação está no fato de que a diminuição da radiação implica em menores temperaturas da água, que por sua vez proporcionam menores taxas de respiração pela biomassa algal (DOKULIL, 1994). Nas unidades com menos radiação (pares cinco e seis) a produção de OD foi menor. As lagoas que foram submetidas às maiores PAR, foram as que tiveram maiores temperaturas, assim, a respiração possivelmente era considerável e também pode ter interferido na concentração final de OD. Os valores de % de saturação de OD para as lagoas aqui avaliadas, sem sombreamento, foram maiores que os apresentados por Park e Craggs (2011) que, para LAT com o mesmo TDH (4dias) e adição de  $\text{CO}_2$ , apresentaram % de saturação de OD de  $55,9 \pm 59,5$ . No período de monitoramento a irradiância solar total incidente em Hamilton, na Nova Zelândia foi de  $16,4$  a  $24,4 \text{ MJ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  nas LATs instaladas. No período da presente pesquisa a irradiância solar total foi de  $19,7$  a  $30,4 \text{ MJ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , o que pode explicar a maior atividade

fotossintética e maiores concentrações de OD. Park e Craggs (2010) apresentaram valores máximos de % de OD de  $84,0 \pm 84,5$  no verão (dezembro de 2007), para LAT com 4 dias de TDH. Craggs et al. (2003) apresentaram valores de 92,2 a 96,7 de % de saturação de OD em LAT. Cromar et al. (1996) encontraram valores máximos de % saturação de oxigênio de 101. Os valores médios de até 120% de saturação de OD, encontrado nas  $_{UV}$ LATs que receberam radiação intermediária, demonstram como a diminuição da intensidade luminosa e a característica do afluente (pré-desinfecção) modificaram as características da lagoa para maior atividade de produção fotossintética de oxigênio.

Cromar et al. (1996) encontraram uma relação linear entre OD e irradiância solar total ( $OD(\%sat) = 0,16S_o + 3,56$ , com  $R^2 = 0,37$  e  $p < 0,001$ ) diferente da relação quadrática aqui encontrada. Esses autores não sombrearam as LATs experimentadas, mas utilizaram os dados de radiação solar medidos durante o experimento.

#### *7.3.4. Comportamento do pH*

A variação da PAR diurna interferiu na produção fotossintética, que por sua vez interferiu no consumo de formas inorgânicas de carbono e conseqüentemente na variação do pH nas unidades. Na Figura 7.8 apresenta-se o comportamento do pH do afluente e do efluente das unidades avaliadas durante o dia, em valores médios. As unidades que apresentaram menor amplitude de variação de pH foram os pares seis e cinco, seguidas pelo par um. As lagoas dos pares dois, três e quatro apresentaram maior variação do pH diurno. Isso reforça as interferências de que a atividade fotossintética nas lagoas é função da variação PAR incidente, existindo níveis de radiação que proporcionam melhores condições para o processo fotossintético e níveis considerados menos favoráveis. A regressão linear entre pH e PAR é quadrática e apresenta-se na Figura 7.9. A amplitude de variação de pH foi maior nas unidades que receberam efluente pré-desinfectado, o que é coerente com o comportamento diurno do OD, portanto, ligado à atividade fotossintética. Para Craggs et al. (2012), a brusca variação diurna do pH demonstrou o quanto a biomassa algal esteve severamente limitada de  $CO_2$ .

García et al (2006) avaliaram uma LAT operando no verão, em Barcelona, na Espanha, com 4 dias de TDH e verificaram pH variando de 7,63 (ao nascer do sol) a 9,97 (ao meio-dia). Valores como esses, no presente estudo, foram obtidos com maior frequência nas  $uv$ LATs, o que prova a maior atividade fotossintética desse grupo de lagoas aqui avaliadas.

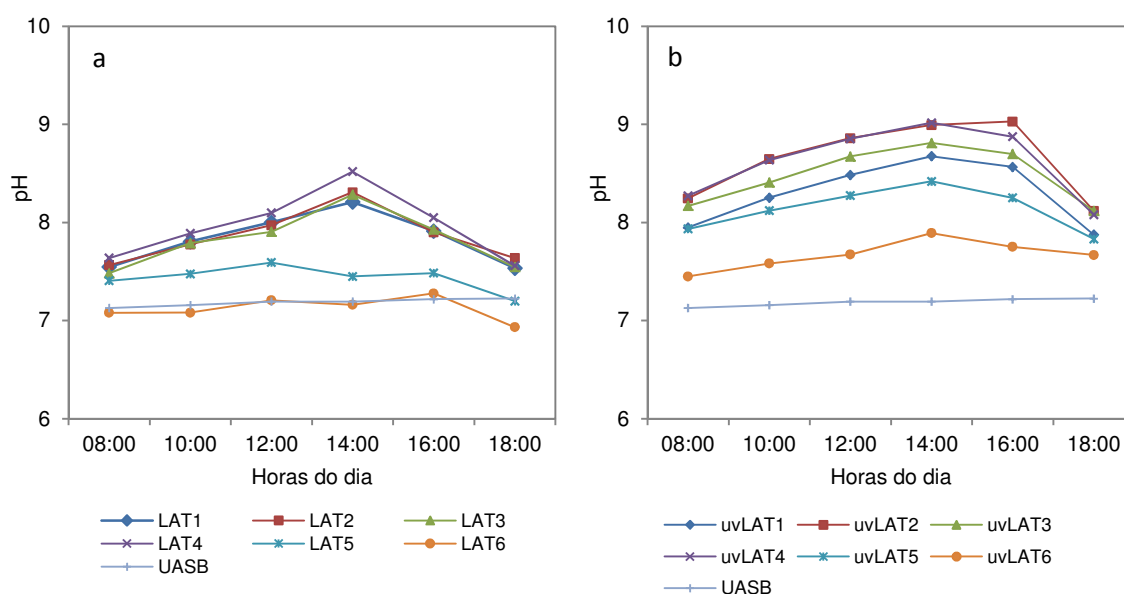


Figura 7.8– Comportamento do pH do afluente e do efluente durante do dia, em valores médios, nas LATs (a); e nas  $uv$ LATs (b).

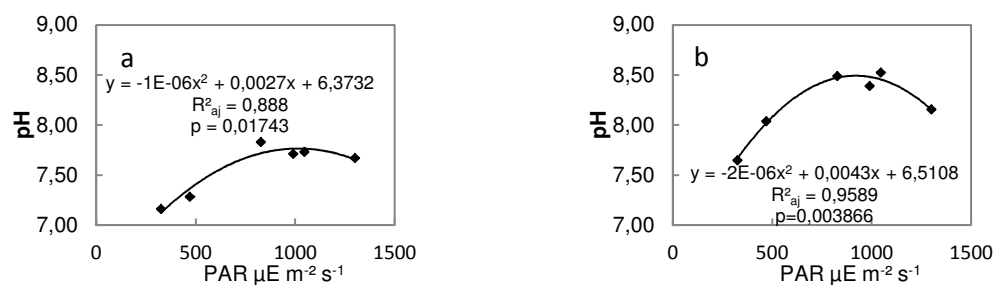


Figura 7.9 – Comportamento do pH em função da PAR nas LATs (a); e nas  $uv$ LATs (b).

Tabela 7.2 – Concentração (média±desvio padrão) e valores de remoção das variáveis de qualidade da água dos afluentes e efluentes das unidades (continua...)

|                     | Afluente          | LAT1              | (%)  | LAT2              | (%)  | LAT3              | (%)  | LAT4              | (%)  | LAT5              | (%)  | LAT6              | (%)  |
|---------------------|-------------------|-------------------|------|-------------------|------|-------------------|------|-------------------|------|-------------------|------|-------------------|------|
| Temp (36)           | 23.9 ± 1.8        | 24.3 ± 2.2        |      | 23.9 ± 2.2        |      | 23.7 ± 2.2        |      | 23.6 ± 2.1        |      | 22.8 ± 2.1        |      | 22.3 ± 2.1        |      |
| OD (34)             | 1.9 ± 0.4         | 6.7 ± 2.0         |      | 7.0 ± 2.4         |      | 8.0 ± 2.2         |      | 7.6 ± 2.9         |      | 6.4 ± 2.2         |      | 6.1 ± 2.3         |      |
| pH (36)             | 7.07 ± 0.35       | 7.67 ± 0.74       |      | 7.73 ± 0.84       |      | 7.71 ± 0.86       |      | 7.83 ± 0.93       |      | 7.28 ± 0.96       |      | 7.16 ± 1.18       |      |
| SST (36)            | 96 ± 150          | 200 ± 79          | -108 | 184 ± 86          | -92  | 163 ± 47          | -69  | 174 ± 88          | -81  | 215 ± 195         | -124 | 236 ± 178         | -146 |
| SSV (36)            | 75 ± 99           | 152 ± 57          | -104 | 140 ± 61          | -88  | 128 ± 39          | -71  | 133 ± 60          | -79  | 148 ± 125         | -99  | 152 ± 111         | -103 |
| Clo <i>a</i> (31)   |                   | 1.54 ± 1.19       |      | 1.28 ± 0.87       |      | 1.83 ± 1.33       |      | 1.59 ± 0.97       |      | 0.99 ± 0.82       |      | 0.74 ± 0.56       |      |
| DQO (35)            | 220 ± 101         | 244 ± 169         | -11  | 225 ± 125         | -2   | 212 ± 94          | 4    | 223 ± 141         | -1   | 191 ± 129         | 13   | 188 ± 109         | 15   |
| DQOf (35)           | 99 ± 25           | 73 ± 30           | 27   | 72 ± 29           | 28   | 66 ± 27           | 34   | 67 ± 26           | 32   | 66 ± 26           | 34   | 70 ± 29           | 29   |
| COTf (34)           | 41 ± 10           | 20 ± 7            | 52   | 20 ± 6            | 52   | 18 ± 6            | 58   | 19 ± 6            | 54   | 17 ± 6            | 59   | 17 ± 8            | 59   |
| Norg (36)           | 8 ± 10            | 17 ± 10           | -107 | 11 ± 7            | -33  | 10 ± 5            | -25  | 12 ± 7            | -43  | 12 ± 9            | -51  | 11 ± 7            | -41  |
| N-NH (36)           | 40 ± 13           | 11 ± 10           | 71   | 14 ± 14           | 64   | 10 ± 9            | 76   | 14 ± 14           | 65   | 14 ± 9            | 65   | 13 ± 12           | 67   |
| N-NO (34)           | 2.6 ± 1.3         | 16.6 ± 9.1        | -544 | 17.4 ± 14.6       | -575 | 18.3 ± 10.2       | -608 | 13.3 ± 9.8        | -416 | 15.0 ± 12.1       | -480 | 17.0 ± 13.0       | -560 |
| NTK (36)            | 48 ± 18           | 28 ± 15           | 41   | 26 ± 15           | 47   | 20 ± 11           | 58   | 26 ± 15           | 46   | 27 ± 11           | 44   | 31 ± 41           | 36   |
| Ps (35)             | 4.0 ± 1.1         | 3.5 ± 1.3         | 15   | 3.5 ± 1.2         | 15   | 3.3 ± 1.1         | 18   | 3.2 ± 1.2         | 20   | 3.2 ± 1.2         | 20   | 3.1 ± 1.7         | 22   |
| ALC (34)            | 221 ± 71          | 60 ± 54           | 73   | 82 ± 74           | 63   | 50 ± 54           | 77   | 82 ± 71           | 63   | 75 ± 61           | 66   | 65 ± 68           | 71   |
| TUR (33)            | 56.8 ± 25.9       | 95.3 ± 61.9       | -68  | 112.8 ± 101.1     | -99  | 95.3 ± 66.8       | -68  | 103.3 ± 127.3     | -82  | 109.6 ± 130.5     | -93  | 99.4 ± 102.3      | -75  |
| <i>E. coli</i> (30) | 3.6E+06 ± 6.0E+06 | 2.6E+04 ± 8.0E+06 | 2.14 | 2.4E+04 ± 1.8E+05 | 2.19 | 2.8E+04 ± 1.9E+05 | 2.12 | 1.7E+04 ± 2.0E+05 | 2.33 | 2.1E+04 ± 1.9E+05 | 2.24 | 1.5E+04 ± 2.5E+05 | 2.39 |

**Notas:** Unidades: T em °C; OD, SST, SSV, Clo *a*, DQO, DQOf, COTf, Norg, N-NH<sub>4</sub>, N-NO<sub>3</sub>, NTK, Ps e ALC em mg L<sup>-1</sup>; TUR em UT e *E. coli* em NMP (100mL)<sup>-1</sup>; Remoção de *E. coli* em unidade logarítmicas. Valor entre parênteses na primeira coluna indica o número de amostras da respectiva variável.

Tabela 7.2 (continuação) – Concentração (média±desvio padrão) e valores de remoção das variáveis de qualidade da água dos afluentes e efluentes das unidades

|                     | uvLAT1             | (%)  | uvLAT2            | (%)  | uvLAT3            | (%)  | uvLAT4            | (%)  | uvLAT5            | (%)  | uvLAT6            | (%)  |
|---------------------|--------------------|------|-------------------|------|-------------------|------|-------------------|------|-------------------|------|-------------------|------|
| Temp (36)           | 24.0 ± 2.3         |      | 23.7 ± 2.3        |      | 23.4 ± 2.4        |      | 23.2 ± 2.3        |      | 22.5 ± 2.2        |      | 22.1 ± 2.0        |      |
| OD (34)             | 8.9 ± 2.5          |      | 10.5 ± 2.5        |      | 10.6 ± 2.5        |      | 10.8 ± 1.9        |      | 9.1 ± 2.4         |      | 7.8 ± 1.9         |      |
| pH (36)             | 8.2 ± 1.04         |      | 8.52 ± 0.99       |      | 8.39 ± 0.82       |      | 8.49 ± 0.97       |      | 8.04 ± 0.86       |      | 7.6 ± 0.9         |      |
| SST (36)            | 145.4 ± 54         | -51  | 169 ± 62          | -75  | 146 ± 56          | -52  | 198 ± 95          | -106 | 142 ± 37          | -48  | 142 ± 55          | -48  |
| SSV (36)            | 124.0 ± 46         | -66  | 146 ± 56          | -96  | 128 ± 48          | -72  | 166 ± 76          | -123 | 119 ± 35          | -60  | 105 ± 41          | -40  |
| Clo a (31)          | 2.12 ± 1.04        |      | 1.77 ± 0.96       |      | 1.61 ± 1.09       |      | 2.09 ± 0.73       |      | 1.43 ± 1.05       |      | 1.41 ± 0.69       |      |
| DQO (35)            | 225.8 ± 110        | -3   | 240 ± 113         | -9   | 242 ± 164         | -10  | 240 ± 110         | -9   | 208 ± 81          | 5    | 200 ± 103         | 9    |
| DQOf (35)           | 68.6 ± 25          | 31   | 78 ± 31           | 21   | 75 ± 27           | 24   | 77 ± 26           | 22   | 73 ± 29           | 26   | 72 ± 32           | 28   |
| COTf (34)           | 18.5 ± 6           | 55   | 20 ± 7            | 52   | 19 ± 5            | 55   | 19 ± 6            | 55   | 19 ± 6            | 54   | 18 ± 6            | 56   |
| Norg (36)           | 13.0 ± 7           | -60  | 11 ± 12           | -36  | 12 ± 5            | -42  | 15 ± 6            | -90  | 10 ± 6            | -19  | 11 ± 8            | -36  |
| N-NH (36)           | 9.9 ± 10           | 75   | 11 ± 12           | 72   | 14 ± 12           | 65   | 6 ± 6             | 86   | 14 ± 12           | 66   | 12 ± 11           | 69   |
| N-NO (34)           | 16.4 ± 13.7        | -535 | 19.5 ± 15.2       | -656 | 23.8 ± 16.5       | -822 | 22.4 ± 14.9       | -768 | 19.1 ± 10.1       | -639 | 16.1 ± 10.2       | -525 |
| NTK (36)            | 23.3 ± 13          | 52   | 23 ± 12           | 53   | 25 ± 12           | 48   | 21 ± 8            | 56   | 23 ± 12           | 52   | 23 ± 14           | 51   |
| Ps (35)             | 3.3 ± 1.3          | 19   | 3.1 ± 1.3         | 22   | 3.1 ± 1.2         | 23   | 3.2 ± 1.0         | 22   | 3.0 ± 1           | 19   | 3 ± 1             | 15   |
| ALC (34)            | 64.3 ± 52          | 71   | 69 ± 59           | 69   | 78 ± 65           | 65   | 44 ± 31           | 80   | 76 ± 61           | 66   | 69 ± 64           | 69   |
| TUR (33)            | 72.6 ± 43.5        | -28  | 97.9 ± 53.8       | -72  | 81.0 ± 40.5       | -43  | 112.1 ± 83.5      | -97  | 82.8 ± 43.5       | -46  | 73.6 ± 44.1       | -29  |
| <i>E. coli</i> (30) | 2.50E+03 ± 1.0E+05 | 1.14 | 3.2E+03 ± 1.6E+04 | 1.03 | 2.7E+03 ± 1.8E+04 | 1.10 | 2.1E+03 ± 1.3E+04 | 1.21 | 2.9E+03 ± 1.4E+04 | 1.08 | 2.3E+03 ± 1.7E+04 | 1.18 |

**Notas:** Unidades: T em °C; OD, SST, SSV, Clo a, DQO, DQOf, COTf, Norg, N-NH<sub>4</sub>, N-NO<sub>3</sub>, NTK, Ps e ALC em mg L<sup>-1</sup>; TUR em UT e *E. coli* em NMP (100mL)<sup>-1</sup>; Remoção de *E. coli* em unidade logarítmicas. Valor entre parênteses na primeira coluna indica o número de amostras da respectiva variável; O sistema de desinfecção UV proporcionou concentração média (geométrica)±desvio padrão de *E. coli* de 3,4 x 10<sup>4</sup>±3,8 x 10<sup>5</sup> NMP (100mL)<sup>-1</sup>.

Nas LATs onde a % de clorofila *a* na biomassa total é menor, a amplitude do pH diurno permitiu, na maior parte do tempo, melhores condições para a atividade de bactérias heterotróficas. Segundo Park e Craggs (2011), valores de pH até 8,0 permitem a manutenção do crescimento de bactérias heterotróficas. Esses autores conseguiram, através da adição de CO<sub>2</sub> manter o pH máximo diário em 8,0. Oswald (1988a) enfatizou que uma das consequências da movimentação contínua da massa líquida é assegurar menor variação diurna do pH, não permitindo que ele ultrapassasse 9,5 e assim obtém-se melhor condição para oxidação biológica na LAT.

#### *7.3.5. Produção de sólidos nas LATs*

Em sistemas de produção de biomassa algal que utilizam água residuária, o que é produzido na verdade é uma mistura de algas, bactérias, zooplâncton e detritos. Nas Figuras 10a e 10b apresentam-se a relação entre biomassa produzida em termos de SST e SSV e a PAR para as LATs. Alguns autores apresentaram relações lineares entre a radiação solar incidente e a produtividade de biomassa (Tabela 7.3). Cromar et al. (1996) questionaram a relação encontrada em seu experimento que não refletia o fenômeno da fotoinibição. As relações lineares encontradas, entretanto, podem ser explicadas pela baixa radiação subaquática que penetra nesses sistemas, que são produtores de sólidos em suspensão, sólidos dissolvidos e possuem alta concentração de pigmentos, como clorofila *a*. Ainda é necessário frisar que assim como em lagoas naturais rasas, altas taxas de produção são compensadas pela alta respiração algal devido, principalmente, às mais altas temperaturas (DOKULIL, 1994).

Neste experimento, a fotoinibição não foi claramente retratada pelas variáveis SST ou SSV. De acordo com a regressão (Figuras 7.10a e 7.10b) nas LATs, maior bloqueio da luz do sol significou menor produção de sólidos até a unidade quatro, a partir de ~65% de sombreamento a produção de sólidos aumentou. Uma possível explicação para isso é a porcentagem de clorofila na biomassa (ver gráfico da Figura 7.12b), que nas LAT5 e LAT6 é menor e não chega a 0,70%. Maior proporção de bactérias heterotróficas, que possuem taxa de crescimento mais rápida, poderia explicar a maior concentração de sólidos.

As LATs 3 e 4 tiveram maior porcentagem de clorofila *a* na biomassa total (1,10% e 0,95%, respectivamente) e foram as que apresentaram menor produção de SST. Possivelmente nas condições de favorecimento do crescimento de algas o CO<sub>2</sub> é ainda mais limitado. Para valores intermediários de PAR menor produtividade de SST foi verificada, mesmo para altos valores de OD, indicando que apesar de maior atividade fotossintética a biomassa produzida foi menor. Portanto, possivelmente, existiram neste experimento fatores intervenientes nos processos ocorrentes em LAT, como por exemplo, as relações ecológicas entre algas e bactérias, que influenciaram a produção de sólidos, sobrepondo-se ao maior ou menor grau de fotoinibição aos quais a biomassa presente nas lagoas esteve submetida.

Tabela 7.3 – Relação linear produtividade e irradiância solar total incidente em diferentes LATs

| Relação   | Referência           |
|---|----------------------|
| Pr = 0,912 + 0,061So* R <sup>2</sup> =0,712<br>(TDH= 7-10dias)                            | García et al. (2006) |
| Pr = 0,656 + 0,080So* R <sup>2</sup> =0,741<br>(TDH = 4 – 8 dias)                         |                      |
| Matéria seca = 0,00031So* + 0,041 R <sup>2</sup> =0,54<br>amostras=84 p<0,001             | Cromar et al. (1996) |
| Pr = 0,0225(So**-225)<br>Pr = 0,09(So -225)<br>Pr = 0,071(So -132)<br>Pr = 0,108(So -125) | Oswald (1998b)       |

\* W m<sup>-2</sup> ;\*\*langleys (= 41840 J m<sup>-2</sup>); Pr (gSST m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup>); Matéria seca (g L<sup>-1</sup>)

Na Figura 7.10c verifica-se a variação dos SST nas duas linhas de lagoas. Nota-se que as LATs 5 e 6 apresentaram maior dispersão de dados, além dos maiores valores médios. Nas <sub>UV</sub>LATs não foi definida regressão linear, significando que a produção de sólidos foi semelhante, em termos estatísticos, para todas as unidades. No gráfico da Figura 7.10c observa-se tal semelhança e leve tendência de maior produção de sólidos na <sub>UV</sub>LAT4. Diferentemente de variáveis como temperatura, pH e OD, os sólidos podem ser afetados pela radiação de modo antagônico e, portanto, de mais difícil compreensão.

As concentrações de sólidos suspensos nas unidades avaliadas foram da mesma ordem de grandeza que dados médios de concentração encontrados

no estudo de García et al. (2006), como  $260 \pm 93 \text{ mg L}^{-1}$  para LAT com 7-10 dias de TDH e  $300 \pm 100 \text{ mg L}^{-1}$ , com 4-8 dias de TDH. As concentrações de SST encontradas nas unidades do presente estudo foram também coerentes com a pesquisa de Craggs et al. (2012) (ver Tabela 7.2). Nas LATs variou de 163 a  $236 \text{ mg L}^{-1}$  e nas  $UV$ LATs de 142 a  $198 \text{ mg L}^{-1}$ .

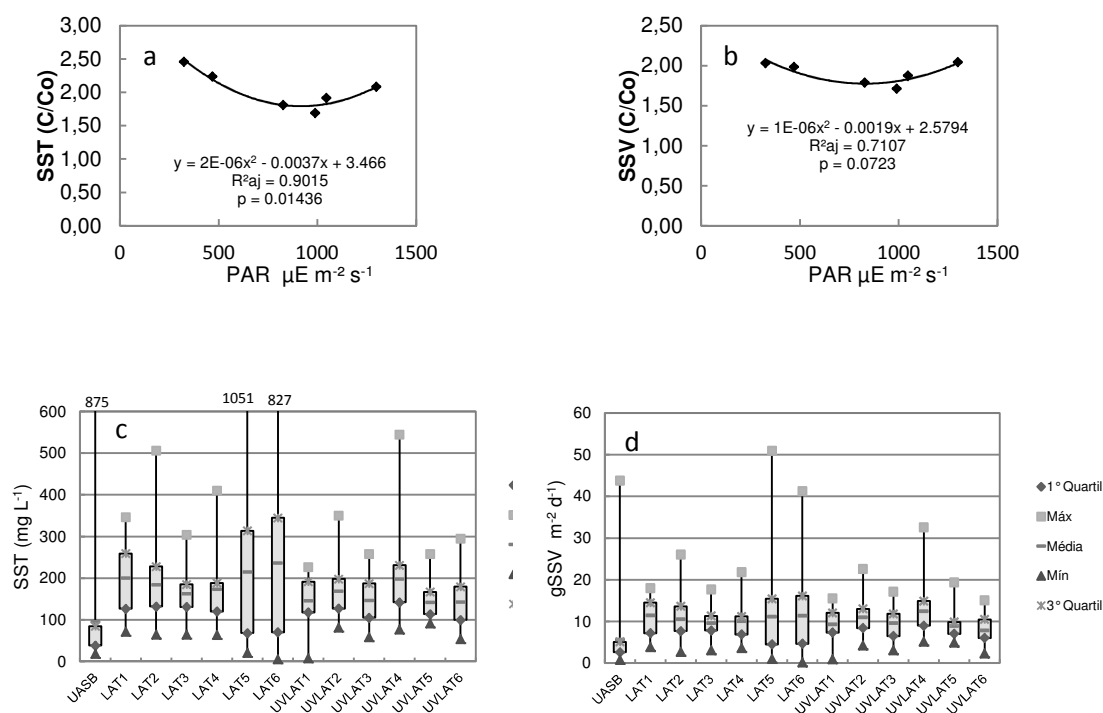


Figura 7.10 – Relação média entre SST do efluente e do afluente em função da PAR para as LATs (a); Relação média entre SSV do efluente e do afluente em função da PAR para as LATs (b); Concentração de SST no afluente e efluente de todas as unidades (c); Produtividade de SSV em todas as unidades (d).

Craggs et al (2012) obtiveram produtividade de  $8,0 \text{ gSSV m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$  (valores medianos) em LAT construídas em escala de demonstração (1,25 ha), que não possuíam adição de  $\text{CO}_2$ , e ponderaram possível inibição da atividade de algas e bactérias, o que por sua vez limitou a produtividade. Estudos em LAT (em menor escala com área superficial de  $31,8 \text{ m}^2$ ) com adição de  $\text{CO}_2$  conduzidos por Park e Craggs (2010) apresentaram valores de produtividade maiores ( $15,8$  a  $20,7 \text{ gSSV m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ ). No caso deste estudo, a produtividade encontrada (Figura 7.10d) em valores médios ficou em torno de  $10 \text{ gSSV m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$  e valores do terceiro quartil próximos de  $15 \text{ gSSV m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ . Ressalta-se que não foi

realizada a adição de CO<sub>2</sub> e verificou-se valores típicos aos apresentados por Craggs et al. (2012) para sistemas também sem essa interferência.

### 7.3.6. Clorofila a

A partir da análise de regressão verificou-se que os dados de clorofila *a*, dos dois grupos de lagoas, não apresentam maiores valores de clorofila *a* em lagoas expostas a radiações intermediárias (Figura 7.11a e 7.11b). Ressalta-se que o modelo que melhor se ajustou para as LATs é diferente do das <sub>UV</sub>LATs. É necessário frisar a limitação de se avaliar o comportamento da clorofila *a* em função da PAR. Sabe-se que sob limitação de luz, determinadas algas podem produzir mais pigmentos, como a clorofila *a* (TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Portanto, a concentração de clorofila *a* não pode representar em si o crescimento da biomassa algal em uma determinada unidade de produção. Uma possível explicação para a regressão ter baixo valor de R<sup>2</sup> é pelo fato de que nas lagoas com maior sombreamento a tendência é de que as células das microalgas acumulem mais clorofila *a* e pigmentos acessórios para se adaptarem à baixa energia radiante.

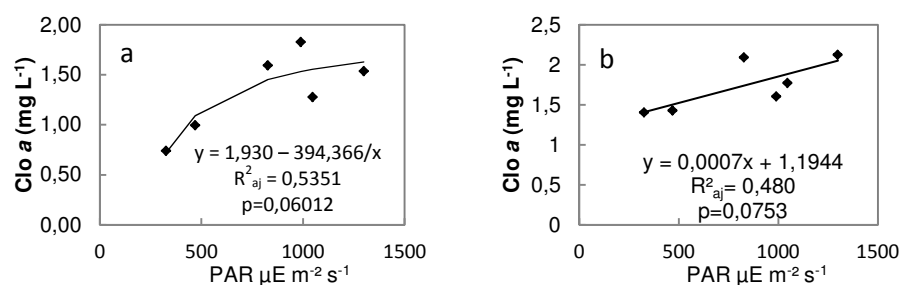


Figura 7.11 – Concentração de clorofila *a* em função da PAR para as LATs (a); e para as <sub>UV</sub>LATs (b).

Na Figura 7.12a apresenta-se a concentração de clorofila presente nas unidades avaliadas. Na Figura 7.12b apresenta-se a proporção teórica entre algas e bactérias. Park e Craggs (2011) verificaram da mesma ordem de grandeza de porcentagem de clorofila *a* na biomassa em LAT com quatro dias de TDH e com adição de CO<sub>2</sub>. No experimento atual proporções maiores foram atingidas até mesmo em lagoas sombreadas e que receberam efluente pré-desinfestado.

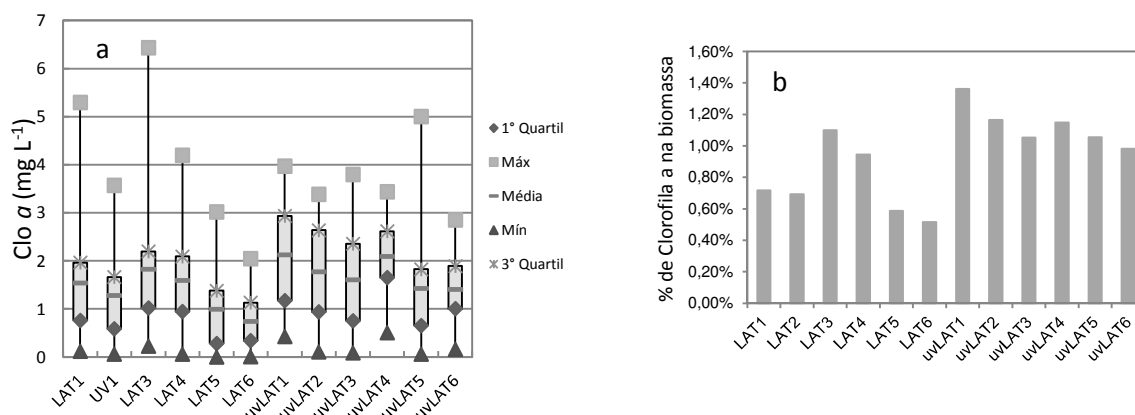


Figura 7.12 – Concentração de clorofila a em todas as unidades (a); % de clorofila a na biomassa (b).

### 7.3.7. Remoção de matéria orgânica

Dados da concentração de DQOf e DQO no afluente e nos efluentes das unidades apresentam-se na Figura 7.13. A remoção de DQOf nas LATs não foi representada por uma regressão linear em função da PAR. Tal resultado demonstra que não é apenas a entrada de energia radiante que afeta o processo de remoção de matéria orgânica (representado pela DQOf). Ou seja, fatores como pH, temperatura, e disponibilidade de OD, como já visto, que possuíram relação linear com a PAR, não foram limitantes para o processo de degradação dessa matéria orgânica solúvel representada pela DQOf.

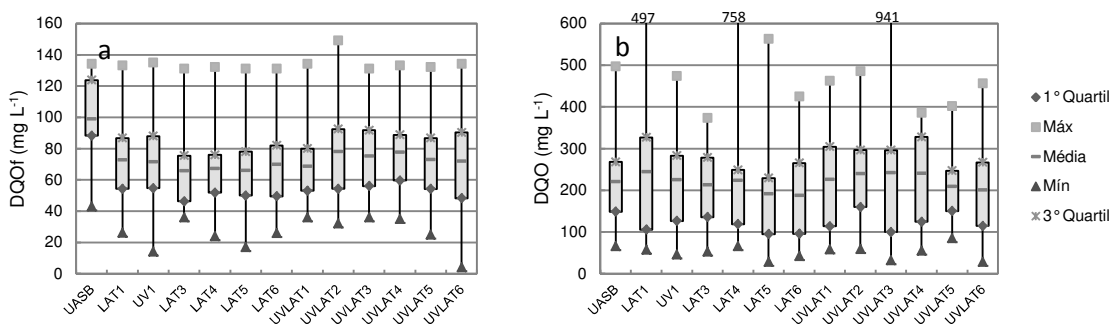


Figura 7.13 – Comportamento da DQOf e DQO afluente e efluente das lagoas.

Nas  $_{UV}LATs$  a % de clorofila a na biomassa foi maior e, portanto, diferente das  $LATs$ . Assim, nas  $_{UV}LATs$  a remoção de DQOf pode ser apresentada em função da PAR, como está descrito na Figura 7.14a. Nota-se que valores intermediários de PAR representaram menores remoções. Nas unidades onde isso ocorreu, foram verificadas maiores amplitudes de pH diurno. Oswald (1988a) mostra que altos valores de pH podem incorrer em limitação para degradação de matéria orgânica, o que pode ser uma explicação. Percebe-se visualmente, que a  $_{UV}LAT1$  foi a que apresentou melhor desempenho, tanto os valores médios como os dos terceiros quartis (Figura 7.13).

A DQO nos sistemas de  $LAT$  pode ser considerada ligada à produção de sólidos, resultante do aumento da biomassa pela incorporação de  $CO_2$ . Para a análise de regressão realizada, a remoção (adição) de DQO pode ser explicada pela variação da radiação solar, de acordo com as fórmulas apresentadas nas Figuras 7.14b e 7.14c. Os modelos ajustados foram diferentes para cada grupo de lagoas de acordo com o afluente (pré-desinfectado ou não). Nas  $LATs$  o modelo que melhor ajustou foi o linear simples e para o outro grupo de lagoas foi o quadrático. Nas  $LATs$  quanto maior a radiação maior foi a relação  $C/Co$ , indicando menor eficiência de remoção de DQO, na verdade adição de DQO. Isso implica que o crescimento da biomassa nas  $LATs$  não é restrito aos maiores valores de PAR incidente, portanto, a biomassa referida não depende unicamente de radiação solar. As  $_{UV}LATs$  possuíram um ponto ótimo de produção de DQO que coincide com o que ocorre com outras variáveis como pH e OD, ou seja, quanto maior a atividade fotossintética, maior a produção de sólidos e menor a eficiência de remoção da variável DQO. Para a  $_{UV}LAT$  isso também ocorre com a variável DQOf. As lagoas que receberam PAR intermediárias foram as que apresentaram maior relação  $C/Co$  e, portanto, foram menos eficientes. Isso pode ser explicado pela maior produção de biomassa algal e, conseqüentemente, maiores valores de pH e limitação da degradação de matéria orgânica, corroborando o que disse Oswald (1988a) sobre a limitação do pH.

Em termos de remoção de carbono orgânico total filtrado, para as  $LATs$ , ajustou-se o modelo linear (Figura 7.14d). Nesse modelo o aumento da PAR é fator de diminuição da remoção de carbono orgânico dissolvido. Em todas as

LATs o OD disponível não foi fator limitante ao longo do dia, porém, nas LATs com maior atividade fotossintética houve variação de pH diferentes das LATs que receberam menores intensidade de PAR. Nas LATs com menor PAR havia menor proporção algas/bactérias e maior produção sólidos, o que pode explicar maior remoção de carbono orgânico total filtrado.

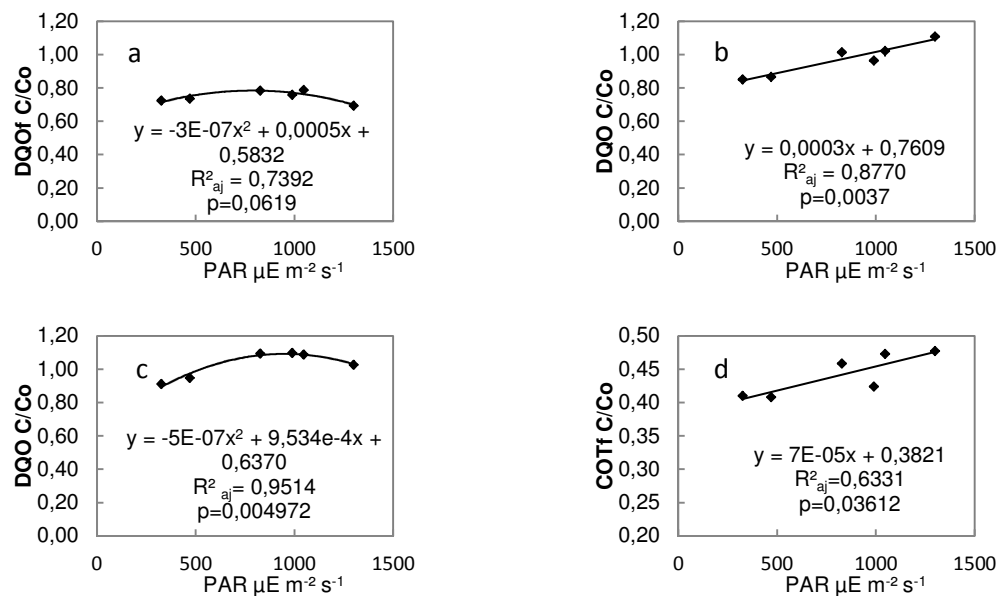


Figura 7.14 – DQOf em função da PAR nas  $UV$ LATs (a); DQO em função da PAR nas LATs (b); DQO em função da PAR nas  $UV$ LATs (c); COTf em função da PAR nas LATs(d).

### 7.3.8. Remoção de nitrogênio

Para Norg existiu regressão em função da PAR para as LATs (Figura 7.15a). A partir da relação encontrada para as LATs sugere-se que a transformação de nitrogênio orgânico foi influenciada pela PAR. Nas unidades expostas à PAR intermediária o ganho de Norg foi menor, e nas LATs que receberam menos e mais PAR houve incremento de Norg. Nas LATs a remoção de nitrogênio via assimilação e separação da biomassa é importante e o experimento mostrou que quanto maior a biomassa produzida, maior é a possibilidade desta via de remoção, independentemente se a biomassa tiver maior ou menor proporção algas/bactérias. Park e Craggs (2011) também verificaram que o aumento da proporção de bactérias auxiliou na remoção de nitrogênio via assimilação.

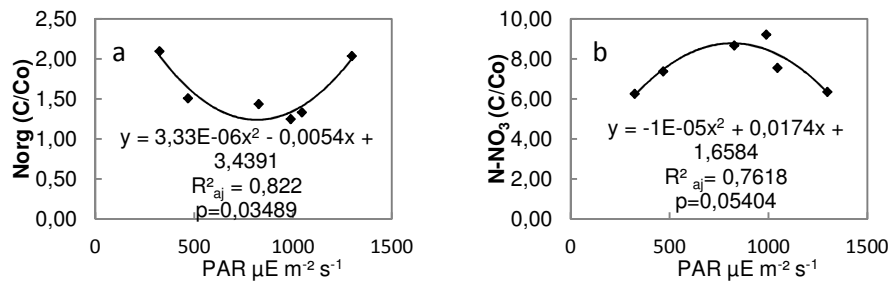


Figura 7.15 – Norg em função da PAR nas LATs(a); N-NO<sub>3</sub> em função da PAR nas <sub>UV</sub>LATs(b).

PAR intermediárias favoreceram a produção de N-NO<sub>3</sub> nas <sub>UV</sub>LATs (Figura 7.15b). Para o N-NO<sub>3</sub> apenas existiu a regressão nas lagoas que receberam efluente pré-desinfetado. Nas <sub>UV</sub>LATs, assim como nas LATs, ocorreu acréscimo de N-NO<sub>3</sub>. A concentração média de N-NO<sub>3</sub> nas LATs variou de 13,3-18,3 mg L<sup>-1</sup> e nas <sub>UV</sub>LAT de 16,1-23,8 mg L<sup>-1</sup>. García et al. (2009) obtiveram  $8,00 \pm 8,10$  mg L<sup>-1</sup> (medidos às 12h) e Park e Craggs (2011) encontraram valores de  $9,6 \pm 2,2$  mg L<sup>-1</sup> para LATs operadas com 8 dias de TDH e com adição de CO<sub>2</sub>. Tais autores atribuíram o favorecimento do crescimento de bactérias nitrificantes, já que na LAT sem adição de CO<sub>2</sub> e com o mesmo TDH a concentração de nitrato foi de apenas  $0,1 \pm 0,2$  mg L<sup>-1</sup>. Apesar do último estudo citado a capacidade de nitrificação das lagoas sob as condições avaliadas é clara. Considerando valores médios, aproximadamente 34% NTK nas <sub>UV</sub>LATs foi convertido em nitrato e 27% nas LATs. Tal processo pode estar ligado à disponibilidade de oxigênio, que por sua vez é controlado pelo processo da fotossíntese, assim, na fórmula de variação do N-NO<sub>3</sub> em função da PAR observa-se um ponto ótimo de produção desta variável (para as <sub>UV</sub>LATs). Na Figura 7.16a apresenta-se a concentração das formas de nitrogênio monitoradas no afluente e do efluente das LATs e das <sub>UV</sub>LATs.

Na Figura 7.16a apresenta-se o gráfico indicando como foi a remoção de N-NH<sub>4</sub> nas lagoas avaliadas. Nota-se que pelo fato da via de remoção de nitrogênio amoniacal ser possível pela transformação em Norg ou N-NO<sub>3</sub> a variação de N-NH<sub>4</sub> não apresentou regressão linear em função da PAR (Figura 7.16b). Contudo, ressalta-se que as lagoas que apresentaram maior atividade fotossintética foram as que apresentaram menor dispersão em torno dos

valores médios nos afluentes, a saber, LAT3 e  $UVLAT4$ . A  $UVLAT4$  apresentou maiores concentrações tanto de  $N-NO_3$  como de Norg e a LAT3 maiores concentrações de  $N-NO_3$ .

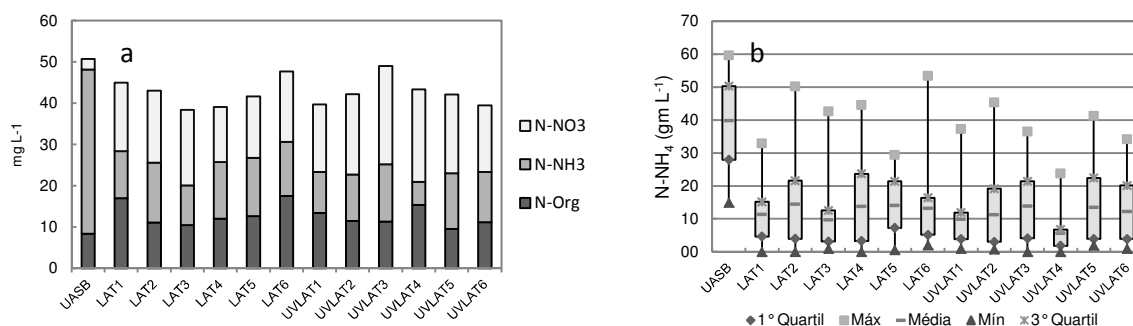


Figura 7.16 – Concentração de nitrogênio amoniacal no afluente e no efluente das LATs e das  $UVLATs$  (a); Concentração das formas de nitrogênio monitoradas no afluente e no efluente das LATs e das  $UVLATs$  (b).

Considerando que a efetiva remoção de nitrogênio se faz via volatilização ou assimilação com posterior remoção da biomassa. A menos que exista um processo de desnitrificação, posterior às LATs, essa via de remoção de nitrogênio não é interessante, pois representa apenas uma transformação das formas de nitrogênio (Garcia et al. 2000). Acredita-se que, se suprida a limitação de  $CO_2$  nesses sistemas, a assimilação de Norg seria maior, principalmente para as  $UVLATs$ , que tiveram maior proporção de algas/bactérias, isso é questão para estudos futuros.

### 7.3.9. Remoção de fósforo

Na Figura 7.17 apresentam-se as relações entre remoção de Ps e a PAR verificadas nas unidades. Para as LATs, as maiores intensidades de PAR significaram menor capacidade de remoção de Ps, isso mostra as diferenças da biomassa presente em cada grupo de lagoas. Como se sabe, a LAT5 e LAT6 que possuíram maiores valores de SST, estiveram expostas a menores valores de PAR e presumidamente tal biomassa possui maior proporção de bactérias. Portanto, significa dizer que para as condições avaliadas a biomassa de bactérias permitiu maiores remoções de Ps que a biomassa das  $UVLATs$  nas quais prevalece maior proporção de algas. Para as  $UVLATs$ , nas condições experimentais avaliadas, existiu um ponto ótimo de remoção para níveis de

PAR intermediários. Isso demonstra, que nas lagoas em que maior proporção de algas foi estabelecida, a radiação controlou os processos de remoção de poluentes como Ps, possivelmente pela assimilação da biomassa, prevalentemente algal.

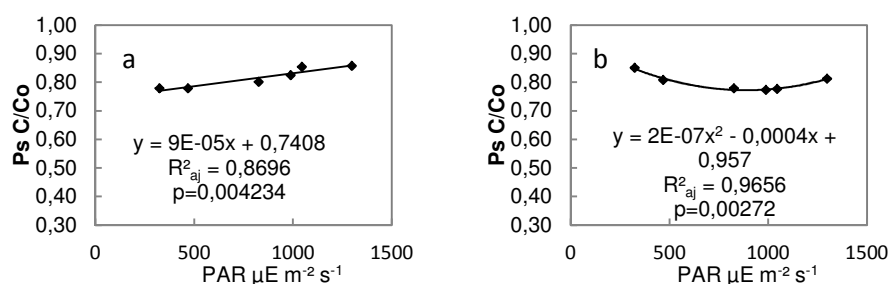


Figura 7.17 – Ps em função da PAR nas LATs(a); e nas  $UVLATs$ (b).

A remoção de fósforo total solúvel não foi expressiva sob nenhuma condição de radiação avaliada, ficando entre 14-22% nas LATs e 15-23% nas  $UVLAT$ . Tal remoção está em concordância com a literatura recente em pesquisa que apresenta níveis de remoção de P de 14-24% (CRAGGS et al., 2012) (Figura 7.18).

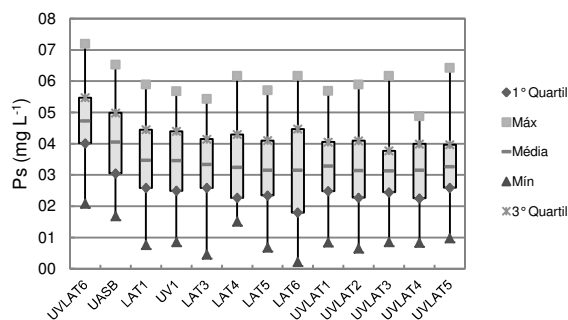


Figura 7.18 – Concentração de Ps do afluente e do efluente das LATs e das  $UVLATs$ .

### 7.3.10. Remoção de *E. coli*

Escolheu-se representar a remoção de *E. coli* pelo  $K_b(20^\circ)$ , pelo fato de tal coeficiente ser padronizado para a temperatura de 20 °C. Como se viu anteriormente, a radiação modificou a temperatura média das lagoas em até 2 °C. A remoção de *E. coli*, representada pelo  $K_b(20^\circ)$  (coeficiente de decaimento bacteriano, calculado, considerando regime de mistura completa),

foi maior para as LATs que para as  $UV$ LATs, note a diferença de escala do eixo das ordenadas (Figura 7.19). Têm-se duas explicações para tal fato, sendo a primeira que nas  $UV$ LATs os organismos que estão presentes no afluente, possivelmente, são mais resistentes, pois foram expostos ao processo de desinfecção UV artificial, presumidamente os microrganismos sobreviventes ao processo são mais resistentes, e por isso de mais difícil decaimento. A segunda explicação é que como se trata de um decaimento que segue a cinética de primeira ordem, a menor concentração no afluente leva a menor remoção e por isso menores valores de  $K_b(20^\circ)$ .

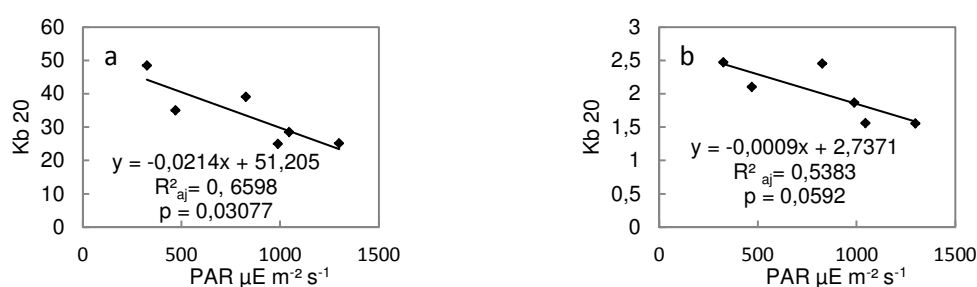


Figura 7.19 –  $K_b(20^\circ)$  em função da PAR nas LATs(a); e nas  $UV$ LATs(b);

A partir dos dados obtidos foi possível estabelecer uma relação linear entre a PAR e o  $K_b(20^\circ)$ . Nota-se que quanto menor a PAR incidente na superfície maior foi o  $K_b(20^\circ)$ . A princípio isso é uma incongruência com o que diz a literatura sobre os efeitos da radiação solar, que age diretamente no decaimento de microrganismos em lagoas de estabilização (DAVIES-COLLEY et al., 2003; CRAGGS et al., 2004; BOLTON et al., 2011a). Uma possível explicação para isso é que as lagoas que foram mais sombreadas artificialmente possuem uma profundidade  $Z_{1\%}$  maior (Figura 7.3b), ou seja, a PAR, apesar de ser menor na superfície, penetra em maior profundidade na coluna d'água da lagoa. Mesmo nas unidades mais sombreadas o OD sofre variação durante o dia chegando a  $6,9 mg L^{-1}$  na LAT6 e  $9,8 mg L^{-1}$  na  $UV$ LAT6, ambos os valores são atingidos às 14h (Figura 7.6). A combinação desse fator com a luz nas lagoas com maior  $Z_{1\%}$  pode ter tido importância substancial no decaimento de *E. coli*. Isso corrobora a hipótese de Bolton et al. (2011a) de que ondas longas de luz podem interagir com OD, pH e fotossensibilizadores endógenos, sendo ressaltada a importância da combinação desses fatores para o processo de fotoinativação de microrganismos patogênicos em lagoas

de estabilização. Neste estudo, o pH não sofreu variação expressiva ao longo do dia na LAT6 (Figura 7.8) e, por isso, supostamente o OD apresentou-se com mais importância que o pH no processo de decaimento para as condições aqui avaliadas. Os resultados do presente estudo indicam um forte peso da fotossíntese endógena frente à ação direta da radiação, porém, esta pesquisa não foi delineada para que se pudesse concluir mais a respeito disso.

#### 7.3.11. *Análise de componentes principais*

Para se verificar conjuntamente o comportamento de todas as unidades realizou-se análise de componentes principais. O gráfico dessa análise apresenta-se na Figura 7.20. As setas ilustram a correlação da eficiência de remoção (ou adição) das variáveis, indicada na Tabela 7.4, com as duas componentes principais. Elas explicaram juntas 59,35% da variância dos dados. A componente um (Dim 1) explicou 32,12% da variância dos dados, sendo que as variáveis que tiveram correlação significativa ( $p < 0,05$ ) com a mesma foram: *E. coli*, DQOf, DQO, N-NO<sub>3</sub>, COTf, (positivamente) e N-NH<sub>4</sub> e NTK (negativamente). E correlacionaram-se positivamente ( $p < 0,05$ ) com a componente dois (Dim 2) (que explicou 27,23% da variância dos dados): SST, SSV, TUR, Norg. A Dim 1 está ligada à remoção de matéria orgânica, nitrogênio e *E. coli*. A produção de sólidos e nitrogênio orgânico está ligada à Dim 2.

De modo geral pode-se inferir que o grupo de LAT destacou-se na remoção de matéria orgânica e na produção de sólidos. Nas  $_{UV}$ LATs verificou-se que as unidades expostas à PAR intermediária  $_{UV}$ LAT3,  $_{UV}$ LAT2 e  $_{UV}$ LAT4 foram as que apresentaram menor remoção de DQOf, o que é condizente com a análise de regressão realizada, e denota as limitações da remoção de matéria orgânica pela alta variação de pH ocorrida nessas unidades, como já dito. A remoção de matéria orgânica foi maior nas LAT5 e LAT6 possivelmente por causa da alta proporção de bactérias heterotróficas presentes nessas unidades, o OD dissolvido não foi limitante e o pH variou pouco ao longo do dia.

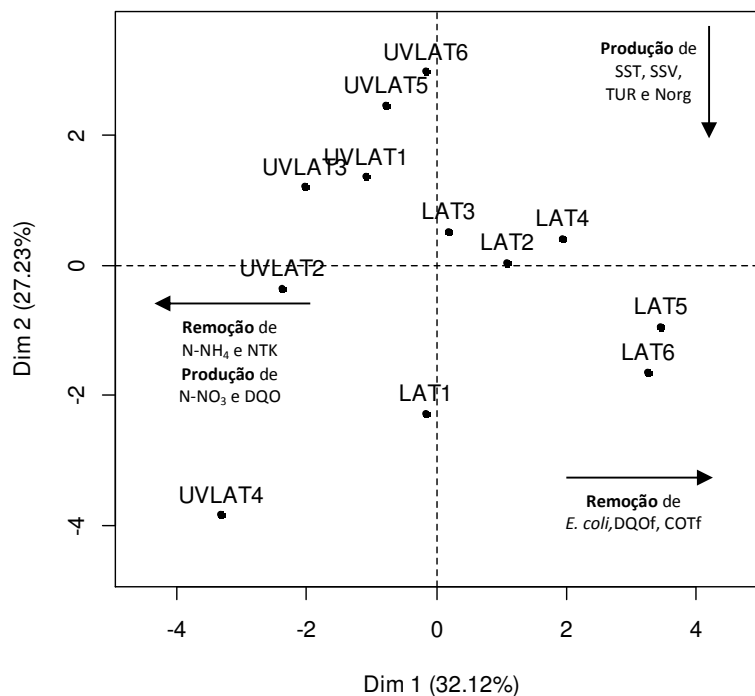


Figura 7.20 – Mapa das unidades em relação às duas componentes principais.

A produção de sólidos foi maior nas LAT1, LAT5 e LAT6 e nas UVLAT4, UVLAT2 e UVLAT3. Nas LATs a produção de sólidos foi menor em PAR intermediárias, e nas unidades mais sombreadas a produção voltou a crescer. Possível explicação para isso é que sob PAR intermediária favoreceu-se o crescimento de algas e nas mais sombreadas de bactérias heterotróficas. A pré-desinfecção assegurou menor carga de bactérias e maior proporção de algas em todas as unidades UVLATs, por isso, nas UVLAT2, UVLAT3 e UVLAT4 ocorreu maior produção de sólidos. Nessas unidades a produção de OD também foi maior, o que possivelmente está ligado ao menor grau de fotoinibição da biomassa prevalentemente algal.

A remoção de N-NH<sub>4</sub> colocou as UVLATs em destaque em relação às LAT. A remoção considerável de N-NH<sub>4</sub> e NTK na UVLAT4, deve estar ligada à alta produção de N-NO<sub>3</sub> e Norg. Nas LATs a produção de Norg foi menor nas LATs2, LAT3 e LAT4, assim a remoção de N-NH<sub>4</sub> nessas unidades pode ter sido em função da produção de nitrato. Já nas LAT1, LAT5 e LAT6 tal remoção se deveu, possivelmente, à produção de Norg.

Tabela 7.4– Correlação entre as eficiências de remoção (ou adição) das variáveis com as componentes principais. Valores em negrito indicam correlação significativa ( $p < 0,05$ )

|                   | Dim 1           | Dim 2           |
|-------------------|-----------------|-----------------|
| SST               | -0.5454         | <b>0.807531</b> |
| SSV               | -0.02918        | <b>0.972662</b> |
| DQO               | <b>0.750758</b> | 0.265107        |
| DQOf              | <b>0.770501</b> | 0.227436        |
| COTf              | <b>0.591507</b> | 0.00531         |
| Norg              | 0.224907        | <b>0.714849</b> |
| N-NH <sub>4</sub> | <b>-0.61544</b> | -0.46431        |
| N-NO <sub>3</sub> | 0.745175        | 0.152213        |
| NTK               | <b>-0.66172</b> | 0.24814         |
| Ps                | -0.08871        | -0.26281        |
| ALC               | -0.38767        | -0.51765        |
| TUR               | -0.30673        | <b>0.733969</b> |
| <i>E. coli</i>    | <b>0.834012</b> | -0.36357        |

#### 7.4. Conclusões

A variação da PAR pelas telas de sombreamento exerceu influência direta na temperatura das unidades avaliadas, sendo que houve variação linear da temperatura média em até 2°C em função da PAR.

Verificou-se, por variáveis como OD e pH, que a atividade fotossintética foi maior nas unidades que estiveram expostas a níveis de PAR intermediários, concluindo-se que existiu certo grau de estresse por fotoinibição ocorrente nas unidades avaliadas. Porém, quando se considerou outras variáveis como SST, SSV, DQOf e Norg, verificou-se que a PAR não interferiu sozinha no desempenho das LATs. As relações ecológicas entre algas e bactérias, a limitação de CO<sub>2</sub>, e as variações bruscas de pH ao longo do dia, podem interferir sobremaneira no desempenho das LATs, a favor ou contra a produção de sólidos e remoção de poluentes.

Mesmo sob condição de maior sombreamento a remoção de *E. coli* ocorreu, indicando a importância da sinergia de ondas longas de luz e sua interação com OD e fotossensibilizadores endógenos no processo de fotoinativação de microrganismos patogênicos em LAT.

A pré-desinfecção assegurou menor carga de bactérias e maior proporção algas/bactérias em todas as unidades que receberam o efluente que passou

por esse processo. Possivelmente pela limitação de CO<sub>2</sub> não ocorreu maior produção de sólidos nas UVLATs em relação às LAT. Isso é questão para estudos futuros.

## 7.5. Referências Bibliográficas

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21.ed. Washington DC: APHA, 2005.

BECKER, E. W. **Microalgae: biotechnology and microbiology**. 1 ed. Cambridge: Cambridge University Press, 1994, 293p.

BOLTON, N.F.; CROMAR, N.J.; BUCHANAN, N.A.; FALLOWFIELD, H.J. Variations in sunlight attenuation in waste stabilisation ponds and environmental waters. In: 9th IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilisation Ponds, 2011, Adelaide. **Proceedings...** Adelaide: IWA, 2011b, 8p.

BOLTON, N.F.; CROMAR, N.J.; BUCHANAN, N.A.; FALLOWFIELD, H.J. Mechanisms of sunlight inactivation of common microbial indicators in waste stabilisation ponds. In: 9th IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilisation Ponds, 2011, Adelaide. **Proceedings...** Adelaide: IWA, 2011a, 8p.

BOUTERFAS, R.; BEUKOURA, M.; DAUTA, A. Light and temperature effects on the growth rate of three freshwater algae isolated from a eutrophic lake. **Hydrobiologia**, v. 489, n. 1-3, p. 207-217, 2002.

CRAGGS, R. J.; DAVES-COLLEY, R. J. TANNER, C. C.; SUKIAS, J. P. Advanced pond system: performance with high rate ponds of different depths and areas. **Water Science and Technology**, v. 48, n 2, p. 259-267, 2003.

CRAGGS, R. J.; SUTHERLAND, D.; CAMPBELL, H. Hectare-scale demonstration of high rate algal ponds for enhanced wastewater treatment and biofuel production. **Journal of Applied Phycology**, n. 24, p. 329-337, 2012.

CRAGGS, R. J.; ZWART, A.; NAGELS, J. W.; DAVES-COLLEY, R. J. Modeling sunlight disinfection in a high rate pond. **Ecological Engineering**, n. 22, p. 113-122, 2004.

CROMAR, N. J.; FALLOWFIELD, H. J.; MARTIN, N. J. Influence of environmental parameters on biomass production and nutrient removal in high rate algal pond operated by continuous culture. **Water Science and Technology**, v. 34, n. 11, p.133-140, 1996.

CURTIS, T. P.; MARA, D. D.; DIXO, N. G. H.; SILVA, S. A. Light penetration in waste stabilization ponds. **Water Resources**, v. 28, n. 5, p. 1031-1038, 1994.

DAVIES-COLLEY, R. J.; CRAGGS, R. J.; NAGELS, J. W. Disinfection in a pilot-scale "advanced" pond system (APS) for domestic sewage treatment in New Zealand. **Water Science and Technology**, v. 48, n. 2, p.81-87, 2003.

de GODOS, I.; BLANCO, S.; GARCÍA-ENCINA, P. A.; BECARES, E.; MUÑOZ, R. Long-term operation of high rate algal ponds for the bioremediation of piggery wastewaters at high loading rates. **Bioresource Technology**, n. 100, p. 4332-4339, 2009.

- DOKULIL, M. T. Environmental control of phytoplankton productivity in turbulent turbid systems. **Hydrobiologia**, v. 289, p. 65-72, 1994.
- eL HAMOURI, B.; KHALLAYOUNE, K.; BOUZOUBAA, N.; CHALABI, M. High-rate algal pond performances in faecal coliforms and helminth egg removals. **Water Science and Technology**, v. 28, n. 1, p. 171-174, 1994.
- FALLOWFIELD, H. J.; CROMAR, N. J.; EVISON, M. Coliform die-off rate constants in a high rate algal pond and the effect of operation and environmental variables. **Water Science Technology**, v. 34, n. 11, p. 141-147, 1996.
- GARCÍA, J.; GREEN, B. F.; LUNDQUIST, T.; MUJERIEGO, R.; HERNANDEZ-MARINÉ, M.; OSWALD, W. J. Long term diurnal variations in contaminant removal in high rate ponds treating urban wastewater. **Bioresource Technology**, n.97, p.1709-1715, 2006.
- GARCÍA, J.; MUJERIEGO, R.; HERNANDEZ-MARINÉ, M. High rate algal pond operating strategies for urban wastewater nitrogen removal. *Journal of Applied Phycology*, n. 12, p. 331-339, 2000.
- HUSSON, F.; LE, S.; PAGES, J. (2010). **Exploratory Multivariate Analysis by Example Using R, Chapman and Hall.**
- KETHEESAN, B.; NIRMALAKHANDA, N. Development a new airlift-driven raceway reactor for algal cultivation. **Applied Energy**, n. 88, p. 3370-3376, 2011.
- MOLINA GRIMA, E.; ACIÉN FERNÁNDEZ, F. G.; GARCÍA CAMACHO, F.; CAMACHO RUBIO, F.; CHISTI, Y. Scale-up of tubular photobioreactors. **Journal of Applied Phycology**, n. 12, p. 355-368, 2000.
- OMO-IRABOR, O. O., OLOBANIYI, S. B., ODUYEMI, K., AKUNNA, J. Surface and groundwater water quality assessment using multivariate analytical methods: A case study of the Western Niger Delta, Nigeria. **Physics and Chemistry of the Earth**, p. 666–673, 2008.
- OSWALD, W. J. Large-scale algal culture systems (engineering aspects) In: Borowitzka, M. A.; Borowitzka, L. J. (Org.). **Micro-algal biotechnology**. Cambridge: Cambridge University Press, 1988b. p. 357-394.
- OSWALD, W. J. Micro-algae and waste-water treatment In: Borowitzka, M. A.; Borowitzka, L. J. (Org.). **Micro-algal biotechnology**. Cambridge: Cambridge University Press, 1988a. p. 305-328.
- PARK K.H.; LEE, C. G. Optimization of algal photobioreactors using flashing lights *Biotechnology and Bioprocess Engineering*, n. 5, p. 186-190, 2000.
- PARK, J. B. K., CRAGGS, R. J., SHILTON, A. N. Recycling algae to improve species control and harvest efficiency from a high rate algal pond. **Water research**, n. 45, p. 6637-6649, 2011b.
- PARK, J. B. K., CRAGGS, R. J., SHILTON, A. N. Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. **Bioresource Tecnology**, v.102, p. 35-42, 2011a.

PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J. Nutrient removal in wastewater treatment high rate algal ponds with carbon dioxide addition. **Water Science and Technology**, v. 63, n. 8, p.1758-1764, 2011.

PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J. Wastewater treatment and algal production in high rate algal ponds with carbon dioxide addition. **Water Science Technology**, v. 61, n. 3, p. 633-639, 2010.

PICOT, B.; HALOUANI, H. E.; CASELLAS, C.; MOERSIDIK, S.; BONTOUX, J. Nutrient removal by High Rate Pond System in a Mediterranean Climate (France). **Water Science and Technology**, n. 23, p. 1535-1541, 1991.

RASCHKE, R. L. Diatom community response to phosphorus in the Everglades National Park USA, **Phycologia**, v. 31, n. 1 p. 48-58, 1993.

ROCHA, E. O.; CALIJURI, M. L.; SANTIAGO, A. F.; ASSIS, L. C.; ALVES, L. G. S. The Contribution of Conservation Practices in Reducing Runoff, Soil Loss, and Transport of Nutrients at the Watershed Level. **Water Resources Management**, V. 26, N.13, p. 3831-3852, 2012.

SARBU e H.F. POP, Principal component analysis versus fuzzy principal component analysis. A case study: the quality of Danube water (1985–1996), **Talanta**, n. 65, p. 1215–1220, 2005.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. 2008. **Limnologia**. São Carlos: Oficina de Textos. 632 p.

## 8. CAPÍTULO IV: AVALIAÇÃO DE LAGOA DE ALTA TAXA APLICADA AO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES DE REATOR UASB

### **Resumo:**

O presente estudo avaliou o desempenho de uma lagoas de alta taxa (LAT) aplicada no pós-tratamento de efluente de reator *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB), em termos de remoção de matéria orgânica, nutrientes e *Escherichia coli*. Também objetivou avaliar comparativamente o desempenho da mesma em relação a lagoas de polimento (LP) e a sistemas de alagados construídos (AC), que tratavam efluente do mesmo reator, no mesmo local, dando-se ênfase aos sistemas de lagoas. Verificou-se que a LAT apresentou remoção de matéria orgânica em torno de 66%, 71% de nitrogênio amoniacal, 14% de fósforo solúvel, e 2,10 unidades logarítmicas de *E. coli*. De modo geral, a LAT se apresentou como tecnologia satisfatória para polimento do efluente do reator UASB. Frente às lagoas de polimento, as LATs apresentaram desempenho inferior para remoção de fósforo total e *E coli*. A remoção da biomassa algal como processo posterior à LAT pode melhorar o desempenho desse sistema, porém, o coloca em desvantagem em relação às LPs, a despeito da menor área e profundidades requeridas.

**Palavras chave:** lagoas de alta taxa, UASB, pós-tratamento, lagoas de polimento, alagados construídos.

### **Abstract:**

The present study assessed the performance of a high rate algal pond (HRAP) applied to the post-treatment of an *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB) reactor, in terms of removal of organic matter, nutrients and *Escherichia coli*. The objective was to compare its performance to polishing ponds (PP) and constructed wetland systems (CW), which received effluent from the same reactor, with emphasis on the ponds system. The HRAP presented removals of 66% for organic matter, 71% for ammonia nitrogen, 14% for soluble phosphorus and 2.10 logarithmic units for *E. coli*. In general, the HRAP was considered satisfactory for polishing the UASB reactor effluent. When compared to polishing ponds, the HRAP was less efficient in terms of total phosphorus and

*E. coli* removals. The removal of algal biomass after the HRAP can improve the performance of this system; however, they present the disadvantage of requiring great area and depth, if compared to the PP.

**Keywords:** high rate algal ponds, UASB, post-treatment, polishing ponds, constructed wetlands.

### 8.1. Introdução

O tratamento de água residuária conta com diversas tecnologias, que têm como principais critérios de seleção os baixos custos de implantação e operação, além de atendimento à legislação em âmbitos nacional e regional. O tratamento anaeróbio de efluentes domésticos é uma tecnologia bem consolidada e resulta, dentre outras vantagens, em economia de área e energia, e, conseqüentemente, de custos. Os reatores anaeróbios UASB, além de sua simplicidade conceitual, apresentam eficiência na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos de esgoto sanitário. Isso faz esses sistemas serem amplamente aplicáveis, principalmente em regiões de clima quente (MASCARENHAS et al., 2004; BASTOS et al., 2010a) . Todavia, o reator UASB promove baixa redução de microrganismos patogênicos e nutrientes, assim faz-se necessário o pós-tratamento do seu efluente visando a remoção de tais poluentes (MASCARENHAS et al., 2004; CALIJURI et al., 2009; BASTOS et al., 2011).

Dentro dessa necessidade, na literatura existem muitos sistemas de pós-tratamento combinados aos reatores UASB, a saber: lodos ativados, filtros biológicos, lagoas de estabilização – neste caso chamadas de lagoas de polimento (LP) (Bastos et al., 2010b) – alagados construídos (AC), escoamento superficial, entre outros. Porém, é notável que nos países em desenvolvimento a preferência seja por sistemas simplificados, o que motivou pesquisas como as de Mascarenhas et al. (2004), Calijuri et al. (2009), Bastos et al. (2010a), Bastos et al. (2010b), Bastos et al. (2011), que avaliaram a eficiência de tais sistemas e definiram aspectos de projeto.

Na linha de sistemas simplificados para tratamento de água residuária também se pode destacar as lagoas de alta taxa. Tais sistemas como caracterizados por Oswald (1988a), Picot et al. (1991), Park e Craggs (2010) e Cragg et al. (2012) possuem pequena altura de coluna d'água (0,2–0,5 m), são construídas em formato de pistas de corridas ovais, contam com pedais giratórios que movimentam lentamente a massa líquida, além de possuírem baixo tempo de detenção hidráulica (3-10 dias).

Existem, na literatura, poucos estudos sobre a utilização de lagoas de alta taxa utilizadas para polimento de efluente de reatores UASB. Em 2001, no âmbito do PROSAB (Programa de pesquisa em saneamento básico, no Brasil) houve a pesquisa de Monteggia e Filho (2001), que avaliaram, durante três meses, uma LAT como pós-tratamento de efluentes de UASB, mas cujo objetivo maior foi a avaliação da remoção da biomassa algal produzida. Nascimento (2001) avaliou UASB-LAT durante seis meses e verificou remoção de patógenos de 0,52-1,69 unidades logarítmicas e remoção de nitrogênio total de 39%. Para Monteggia e Filho (2001) e Nascimento (2001), a utilização das LATs para tal fim se justifica pela remoção de patógenos em baixos tempos de detenção hidráulica, menor demanda de área e a possibilidade de nitrificação do efluente.

A presente pesquisa se ateve em avaliar o desempenho de uma LAT no tratamento do efluente de reator UASB em termos de remoção de matéria orgânica, nutrientes e *E. coli*; também objetivou avaliar comparativamente o desempenho da mesma em relação às lagoas de polimento e a sistemas de alagados construídos que trataram efluente do mesmo reator, no mesmo local. Os dados utilizados para comparação foram obtidos dos estudos de Bastos et al. (2011), Bastos et al. (2010b) e Calijuri et al. (2009). Foi dada ênfase à comparação entre sistemas de lagoas.

## **8.2. Material e Métodos**

Os experimentos foram desenvolvidos no município de Viçosa, Estado de Minas Gerais, Brasil (20°45'14''S, 42°52'54''W), na Unidade Experimental Integrada de Tratamento de Esgotos e Utilização de Efluentes da Viçosa, Viçosa, Minas Gerais.

mantida e operada pela Universidade Federal de Viçosa (UFV), em parceria com o Serviço Autônomo de Água e Esgotos (SAAE – Viçosa).

O município de Viçosa, com altitude média de 648 m em relação ao nível do mar, caracteriza-se por uma precipitação média anual de aproximadamente 1221 mm, e temperatura média anual que oscila entre 19 °C e 20 °C. A umidade relativa do ar é, em média, de 81%. O clima local, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cwa, tropical de altitude com verões quentes e chuvosos e invernos frios e secos (ROCHA et al., 2012).

O experimento foi instalado ao lado de uma Estação de tratamento de esgoto em escala real, constituída por um reator UASB pré-fabricado em aço, vazão média =  $115 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$ , volume =  $48 \text{ m}^3$ , altura = 5,7 m e tempo de detenção hidráulica (TDH) = 7 h. O reator UASB recebera esgoto sanitário proveniente de aproximadamente 1000 habitantes. O efluente do UASB foi direcionado para a LAT.

A lagoa de alta taxa possui as seguintes características: largura = 1,28 m, comprimento = 2,86 m, profundidade total = 0,5 m, profundidade útil=0,3 m, área superficial =  $3,3 \text{ m}^2$ , volume útil =  $1 \text{ m}^3$  e (tempo de detenção hidráulica) TDH de 4 dias. Essas lagoas foram confeccionadas em fibra de vidro e os pedais em PVC, com duas lâminas. Os pedais foram movimentados por correntes ligadas a um motor elétrico de 1cv. A rotação foi reduzida por um redutor acoplado ao motor e controlada por um inversor de frequência (marca WEG série CFW-10), que garantiram velocidade de aproximadamente 0,10 a  $0,15 \text{ m s}^{-1}$ . Valores semelhantes foram utilizados em diferentes pesquisas com LAT (Park et al. 2011b; Picot et al. 1991) e asseguraram o revolvimento necessário. Para Oswald (1988b), o regime de velocidade de 0,12 a  $0,15 \text{ m s}^{-1}$ , a profundidade de 0,3 m e TDH de quatro dias, em sistemas como este, são vantajosos para máxima produtividade de biomassa e mínimo custo. Para controle do tempo de detenção hidráulica a vazão foi periodicamente (cinco vezes por semana) regulada ( $0,25 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$ ) e o nível dos tanques de abastecimento mantidos constante.

A amostragem dos efluentes foi realizada semanalmente, durante o período de 31 de janeiro a 23 de Novembro de 2012. A coleta de amostras para análise das variáveis físicas e químicas foi realizada de forma composta com

frequência de duas horas (de 8h às 18h). Para análises de clorofila *a* e *E. coli*, a amostragem foi pontual, às 10h e às 12h, respectivamente. Adicionalmente, nas datas de monitoramento e amostragem, a cada duas horas realizaram-se as medições de pH, oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica e temperatura. Para tais variáveis utilizou-se sensor da marca Hach, modelo HQ40d (*Luminescent Dissolved Oxygen* (LDO) para oxigênio dissolvido).

Outras análises físicas e químicas dos afluentes e efluentes das unidades seguiram, essencialmente, as disposições do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005): demanda química de oxigênio (DQO) e DQO filtrada (5220D – amostra foi filtrada a 0,45 µm), alcalinidade total (Alc) (2320B), turbidez (TUR) (2130A), sólidos suspensos totais (SST) (2540D), sólidos suspensos voláteis (SSV) (2540E) nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>4</sub>) (4500 – NH<sub>3</sub>C), nitrogênio kjeldahl total (NTK) (4500-NorgB), Norg foi determinado pela diferença entre NTK e N-NH<sub>4</sub>, nitrato (N-NO<sub>3</sub>) (4500-NO3A), fósforo total (Pt) e fósforo total solúvel (Ps) (4500 P C - amostras filtradas a 0,45 µm ). Além disso, analisou-se *E. coli* com o emprego de método cromogênico-fluorogênico (Colilert®). A análise de clorofila *a* foi realizada utilizando-se técnica de extração com etanol 80% a quente como descrito em norma holandesa (NEDERLANDS Norm, 1981), com base em Nush e Palmer (1975), Moed e Hallegraef (1978) e Nush (1980).

Para as variáveis OD e pH foi realizada também amostragem nictemeral nos dias 25/05, 22/07 e 23/11/2012, com coletas de 2 em 2 horas ao longo de 24 horas. A determinação dessas variáveis obedeceu ao mesmo procedimento já descrito anteriormente.

### **8.3. Resultados e discussão**

Ao longo do período amostrado verificou-se relação linear entre a temperatura do líquido na LAT (do efluente) e a temperatura atmosférica como se apresenta na Equação 8.1 (com  $R^2_{aj} = 0,75$ ,  $p = 6,35 \times 10^{-12}$ , faixa de temperatura atmosférica de 14,3 a 25,8 °C). Essa equação pode ser comparada com a relação entre temperatura do ar e do líquido apresentada por Bastos et al. (2011), para estudos com quatro lagoas de polimento em série no mesmo local experimental (temperatura nesse caso média à 0,15 m de profundidade

(Equação 8.2). Os coeficientes angulares foram próximos nas equações (0,70 e 0,73), portanto, a temperatura do líquido nos dois tipos de lagoas variou em relação à temperatura do ar em taxas semelhantes. O coeficiente linear na LAT foi maior, 11,15 ante 8,7, portanto, para uma mesma temperatura atmosférica a temperatura do líquido da LAT foi maior. Possivelmente isso ocorreu em função das diferenças na morfometria da lagoa e na operação (movimentação da massa líquida nas LATs). A profundidade na LAT foi de 0,3 m e na LP variou de 0,4-0,9 m, sendo maior que 0,7 m para a grande parte do período avaliado por Bastos et al. (2011). Oswald (1988a) afirmou que em LAT, pela intensa produtividade de biomassa algal, mais de 90% da energia solar incidente é convertida em calor e pelo menos 10% é convertida em energia química. Além disso, como na LP a massa líquida não é artificialmente movimentada, podendo ocorrer estratificação térmica e possível recirculação (por força do vento), o que diminui a temperatura em certos momentos, e conseqüentemente diminui a temperatura média do líquido.

$$T_{\text{líquido}} = 11,15 + 0,70T_{\text{ar}} \quad (8.1)$$

$$T_{\text{líquido}} = 8,7 + 0,73T_{\text{ar}} \quad (R^2 = 0,79) \quad (8.2)$$

Para Equação 8.1 e Equação 8.2;  $T_{\text{líquido}}$  = temperatura do líquido em °C e  $T_{\text{ar}}$  = temperatura do ar em °C.

O OD e pH na LAT apresentam comportamento semelhante, em termos de ordem de grandeza, ao das LPs apresentadas por Bastos et al. (2011) até profundidades de 0,45 m e aos apresentados por Mascarenhas et al. (2004) em outro estudo com LP tratando efluentes de UASB (Figura 8.1). Bastos et al. (2011) frisaram que nas LPs por eles avaliadas o OD observado foi de 2-3 mg L<sup>-1</sup> independentemente da profundidade da lagoa e o pH sempre se manteve em faixa maior que sete (para profundidades variando de 0,15 a 0,90 m). No atual estudo, OD e pH atingiram valores máximos às 14h e logo depois tais variáveis decresceram a patamares de aproximadamente 7,5 para pH e maiores que 1,5 mg L<sup>-1</sup> para OD (inclusive à noite) (Figura 8.2a e 8.2b). Uma

diferença entre o comportamento da LAT e das LPs de Bastos et al. (2011) é que na primeira, depois de atingir os máximos valores de OD e pH durante o dia, os mesmos decrescem rapidamente, já nas LPs, para profundidades de até 0,45 m, tais variáveis depois de atingirem o máximo valor diário continuam em faixas semelhantes até as 18h. A alcalinidade nas LPs (mediana em torno de 100 a 150 mg CaCO<sub>3</sub> mL<sup>-1</sup> na terceira lagoa) apresentada (em outro trabalho sobre as mesmas LPs) por Bastos et al. (2011) foi maior que na LAT (Tabela 8.1). Acredita-se que essa diferença da alcalinidade interfira neste comportamento diferenciado do pH. O declínio rápido de OD na LAT pode ser explicado, possivelmente, pelo decréscimo da atividade fotossintética assim que a radiação solar diminui e a biomassa algal passa a realizar respiração, comportamento comum nesse tipo de sistemas (PARK et al. 2011). Destaca-se também a temperatura, que sendo maior na LAT pode interferir tanto a favor da fotossíntese, como da respiração. Dokulil (1994) verificou isso para sistemas de lagoas naturais com características semelhantes às LAT (rasas e com alta turbidez).

As concentrações afluente e efluente das diversas variáveis avaliadas no experimento estão listadas na Tabela 8.1.

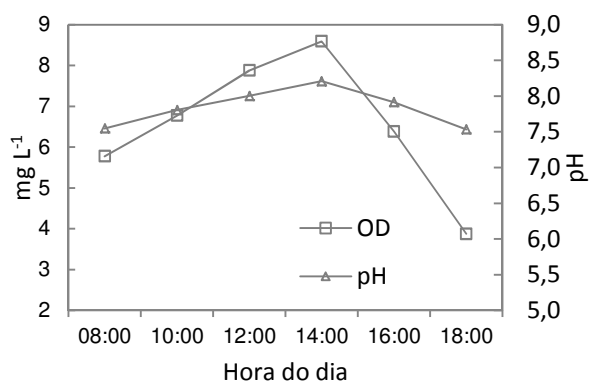


Figura 8.1– Variações diurnas de OD e pH do efluente da LAT - valores médios medidos ao longo do experimento semanalmente.

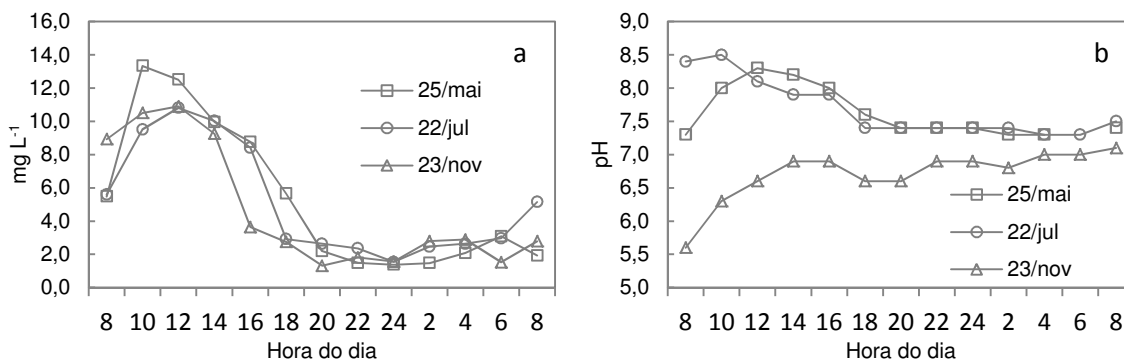


Figura 8.2 – Variações nictemerais de OD (a) e pH (b) em três datas.

Tabela 8.1 – Valores de média  $\pm$  desvio padrão das variáveis de qualidade da água do afluente e efluentes à LAT

|   | Afluente           |                          | Efluente LAT       |                          | remoção             |
|---|--------------------|--------------------------|--------------------|--------------------------|---------------------|
|   | média              | desvio padrão            | média              | desvio padrão            |                     |
| Temp. ( $^{\circ}$ C) (36)                      | 23,9               | $\pm 1,7$                | 24,3               | $\pm 2,2$                |                     |
| pH(36)  | 7,1                | $\pm 0,4$                | 7,7                | $\pm 0,7$                |                     |
| OD (% sat.)(33)                                 | 23,2               | $\pm 4,4$                | 86,5               | $\pm 26,2$               |                     |
| Cond (mS $\text{cm}^{-1}$ ) (35)                | 799                | $\pm 31$                 | 655                | $\pm 367$                | 18%                 |
| Alc. (mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ ) (34)  | 221                | $\pm 71$                 | 60                 | $\pm 54$                 | 73%                 |
| DQO (mg $\text{L}^{-1}$ ) (35)                  | 214                | $\pm 106$                | 244                | $\pm 169$                | -14%                |
| DQOf (mg $\text{L}^{-1}$ ) (35)                 | 99                 | $\pm 25$                 | 73                 | $\pm 29$                 | 26%                 |
| NTK (mg $\text{L}^{-1}$ ) (36)                  | 48                 | $\pm 18$                 | 28                 | $\pm 25$                 | 42%                 |
| N-NH <sub>4</sub> (mg $\text{L}^{-1}$ ) (36)    | 40                 | $\pm 13$                 | 11                 | $\pm 8$                  | 71%                 |
| Norg (mg $\text{L}^{-1}$ ) (36)                 | 8                  | $\pm 9$                  | 17                 | $\pm 10$                 | -113%               |
| N-NO <sub>3</sub> (mg $\text{L}^{-1}$ ) (34)    | 2,5                | $\pm 1,3$                | 16,6               | $\pm 9,1$                | -564%               |
| Pt (mg $\text{L}^{-1}$ )(35)                    | 4,9                | $\pm 1,5$                | 4,9                | $\pm 1,3$                | 0%                  |
| Ps (mg $\text{L}^{-1}$ )(35)                    | 4,05               | $\pm 1,14$               | 3,47               | $\pm 1,30$               | 14%                 |
| Turbidez (UT) (33)                              | 56,8               | $\pm 25,9$               | 95,3               | $\pm 61,8$               | -68%                |
| SST (mg $\text{L}^{-1}$ ) (36)                  | 96                 | $\pm 149$                | 200                | $\pm 79$                 | -108%               |
| SSV (mg $\text{L}^{-1}$ ) (36)                  | 75                 | $\pm 98$                 | 152                | $\pm 57$                 | -102%               |
| Clorofila a (mg $\text{L}^{-1}$ ) (31)          | -                  |                          | 1,54               | $\pm 1,19$               |                     |
| <i>E. coli</i> (NMP(100mL <sup>-1</sup> )) (30) | $3,45 \times 10^6$ | $\pm 5,95 \times 10^6^*$ | $2,71 \times 10^4$ | $\pm 7,96 \times 10^6^*$ | 2,10 <sup>(2)</sup> |

<sup>(1)</sup> média geométrica  $\pm$  desvio padrão; <sup>(2)</sup> remoção em unidades logarítmicas. Valor entre parêntese na primeira coluna se refere ao número de amostra

A concentração de clorofila *a* na LAT aqui avaliada foi da mesma ordem de grandeza que a reportada por Craggs et al. (2012) para LAT que trataram efluente sanitário primário. Também foi próximo aos apresentados por Nascimento (2001) para LAT aplicadas ao pós-tratamento de reator UASB. A LAT apresentou maiores valores em relação as LPs (mediana variou de 0,2 a 0,6 mg  $\text{L}^{-1}$ ), segundo Bastos et al. (2010b).

Para a avaliação comparativa da LAT e dos outros sistemas, foram utilizados dados de experimentos realizados no mesmo local, tratando o efluente do mesmo reator UASB. Os sistemas de alagados construídos (CALIJURI et al., 2009) e lagoas de polimento (BASTOS et al., 2010b) são compostos por 4

unidades dispostas, respectivamente, em paralelo e em série. Atenta-se, portanto, ao fato de que os resultados de remoção das lagoas de polimento apresentados (Tabela 8.2) se referem à eficiência do conjunto; já os demais, são resultados das unidades individualmente (sistemas em paralelo). O reator UASB avaliado nesses estudos apresentou em pesquisas anteriores remoção de ~70 % de DQO e de SST ( CALIJURI et al. 2009; BASTOS et al. 2010a; BASTOS et al. 2011). Também na Tabela 8.2 são apresentados, além das eficiências de sistemas de pós tratamento de efluentes de reator UASB, dados que caracterizam os mesmos.

Tabela 8.2 – Características e desempenho em % de remoção de diferentes sistemas de pós-tratamento do reator UASB

|  | <b>LAT<br/>(esse<br/>estudo)</b> | <b>LAT <sup>(1)</sup></b> | <b>LAT <sup>(2)</sup></b> | <b>AC <sup>(3)</sup></b> | <b>LP <sup>(4)</sup></b> | <b>LP <sup>(5)</sup></b> |      |
|--|----------------------------------|---------------------------|---------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|------|
| <b>TDH (dias)</b>  | 4                                | 7,5                       | 3                         | 4,5                      | 22,4-37,6                | 4                        | 4    |
| <b>Profundidade (m)</b>                                    | 0,3                              | 0,7                       | 0,3                       | -                        | 0,4-0,9                  | 0,6                      | 0,4  |
| <b>Área (m<sup>2</sup>)</b>                                | 3,3                              | 43,5                      | 45                        | 24                       | 64,8                     | 32                       | 32   |
| <b>TAS<br/>(kg DBO ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>)</b>   | 162 *                            | 47                        | 172 *                     | 31                       | 39 - 64                  | 180                      | 146  |
| <b>TAH (m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> dia<sup>-1</sup>)</b> | 0,076                            | 0,093                     | 0,1                       | 0,063                    | 0,092 -<br>0,153         | 0,14                     | 0,14 |
| <b>DQO (%)</b>   | -14                              | 14                        | -37                       | 50 - 75                  | -                        | 25                       | 31   |
| <b>NTK (%)</b>   | 42                               | 49                        | 37                        | 20 - 70                  | 70                       | -                        | -    |
| <b>N-NH<sub>4</sub> (%)</b>                                | 71                               | 73                        | 64,5                      | 20 - 80                  | 90                       | -                        | -    |
| <b>Pt (%)</b>  | 0                                | 26                        | 23                        | 30                       | 30                       | -                        | -    |
| <b>Ps (%)</b>  | 14                               | -                         | -                         | -                        | -                        | -                        | -    |
| <b>SST (%)</b>   | -108                             | -152                      | -111                      | 70                       | -                        | 21                       | -11  |
| <b>E. coli (und. log.)</b>                                 | 2,1                              | -                         | 0,5-2,5                   | 2 - 4                    | 4 - 4,5                  | 1,9                      | 2,7  |

\*TAS em termos de DQO total. Fonte: <sup>(1)</sup> Monteggia e Filho (2001); <sup>(2)</sup> Nascimento (2001); <sup>(3)</sup> Calijuri et al. (2009); <sup>(4)</sup> Bastos et al. (2010a); <sup>(5)</sup> Mascarenhas et al. (2004).

Em relação à remoção de matéria orgânica, a LAT apresentou remoção ligeiramente menor que as LP avaliadas por Bastos et al. (2010a). O efluente da LAT apresentou DQOf de 73±29 mg L<sup>-1</sup> e o efluente das LPs variou de 50-75 mg L<sup>-1</sup>. Adicionalmente, o incremento de DQO (14%) e SST (108%) na LAT contrasta com a remoção de DQO (60%) e SST (70%) observada nos AC. Isso se deve à alta produtividade algal inerente ao sistema de LAT, em contraste com a remoção de sólidos pelo material suporte e raízes das macrófitas dos

AC. Nascimento (2001) obteve incrementos de até 37% de DQO e 111% de SST nos efluentes da lagoa de alta taxa de 0,3 m de profundidade, unidade com características semelhantes às desse estudo. Monteggia e Filho (2001), em contrapartida, obtiveram remoção de 14% de DQO apesar do incremento de 152% de SST. Das LPs avaliadas por Mascarenhas et al. (2004) a que possuía menor profundidade também apresentou incremento de SST (11%), de modo geral menor que o da LAT.

A combinação de LAT com UASB necessita ainda de um sistema para remoção da biomassa produzida para remover sólidos e, conseqüentemente, remoção adicional de matéria orgânica. As LATs foram concebidas para promoverem a maximização da fotossíntese e alta produtividade algal, e além do tratamento de água residuária prevê-se o aproveitamento da biomassa. Pinto e Onayama (1991), ao avaliarem este tipo de lagoa tratando esgoto sanitário (efluente preliminar), enfatizaram a posterior remoção da biomassa para conferir a eficiência efetiva, inclusive em nível de tratamento terciário. Park e Craggs (2010) avaliaram decantador, com seis horas de TDH, posterior à LAT e obtiveram remoção de ~70% de SST e DBO<sub>5</sub> apenas no sistema decantação.

A eficiência de remoção de DQO do sistema de LAT, desconsiderando a DQO que foi produzida na mesma (algas), pode ser obtida considerando a DQO<sub>f</sub> do efluente e a DQO do afluente, e denominada remoção biológica de DQO (MASCARENHAS et al., 2004). Picot et al. (1991), ao apresentarem o resultado de remoção de matéria orgânica em LAT, também o fizeram dessa maneira. Assim, a LAT do presente estudo apresentou 66 % de remoção biológica de DQO, próximos aos das LPs avaliadas por Mascarenhas et al. (2004), entre 61% e 67% e as LPs avaliadas por Bastos et al (2010a), que foi de ~70%. Dados de Nascimento (2001) - para a lagoa de 30 cm de profundidade - mostraram remoção biológica de DQO de 46% (min de 7 % e máximo de 95%). Dados de Monteggia e Filho (2001) mostraram remoção biológica de DQO de 62%, ou seja, dados semelhantes aos deste trabalho.

A carga média de DQO aplicada durante o período foi de 162±83 kg ha<sup>1</sup> dia<sup>-1</sup>. Pinto e Onoyama (1991), avaliando LAT no centro-oeste brasileiro, verificaram que carga orgânica aplicada (em termos de DQO) de até 700 kg ha<sup>1</sup> dia<sup>-1</sup>

assegurou a remoção de matéria orgânica. No estudo atual a carga aplicada interferiu na eficiência de remoção de matéria orgânica, a princípio, pelo fato dela seguir a cinética de primeira ordem, quanto maior a carga aplicada maior foi a remoção de matéria orgânica (Figura 8.3).

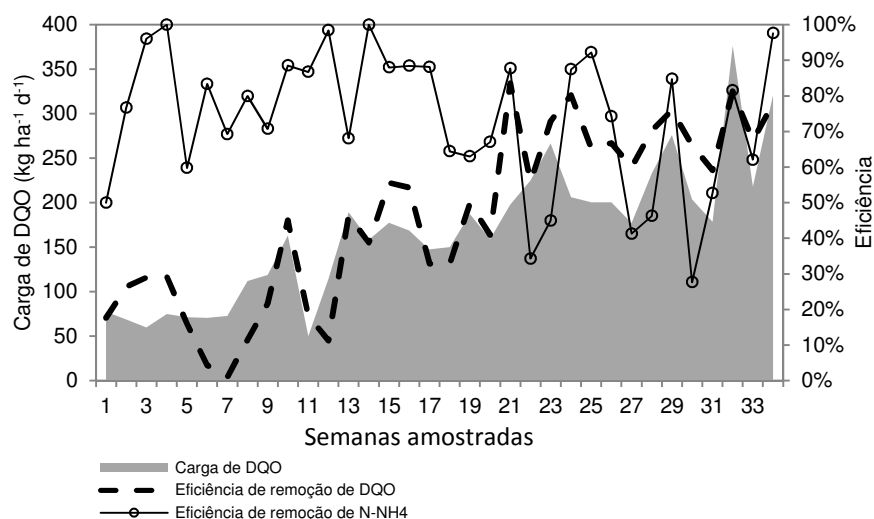


Figura 8.3 – Variação da carga de DQO aplicada e eficiência de remoção de matéria orgânica (remoção biológica de DQO) e N-NH<sub>4</sub> para a LAT desse estudo.

Pinto e Onoyama (1991) concluíram que maiores cargas de matéria orgânica (maior que 400 kg ha<sup>1</sup> dia<sup>-1</sup>) poderiam limitar a remoção de nitrogênio em LAT. No estudo atual não se chegou a tal valor, porém, a carga orgânica aplicada influenciou na variação da remoção de N-NH<sub>4</sub>. Notou-se que aproximadamente da semana 20 até o final do período amostrado, quando a carga aumentou consideravelmente, a remoção foi mais instável (Figura 8.3).

A LAT produziu efluentes com 11±8 mg N-NH<sub>4</sub> L<sup>-1</sup>, sendo que 85% dos dados amostrados estão dentro do limite de N-NH<sub>4</sub> estabelecido pela CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011). A taxa de aplicação hidráulica na LAT foi de 0,076 m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> dia<sup>-1</sup> alcançando valores <20 mg L<sup>-1</sup> de N-NH<sub>4</sub>. Para alcançar valores semelhantes de remoção de N-NH<sub>4</sub> em lagoas de polimento, Bastos et al. (2010a) utilizaram taxa de 0,082 m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> dia<sup>-1</sup>. Porém, é necessário ressaltar que a profundidade da LAT era de 0,3 m e das LPs de 0,9 m. Considerando a remoção total de N-NH<sub>4</sub>, na série de quatro LPs, o seu efluente chegou em níveis considerados apropriados para piscicultura ~3 mg L<sup>-1</sup> (TDH = 30 dias), segundo Bastos et al. (2010a). Na LAT deste estudo não se obteve nível

constante como esse. Em relação à remoção apresentada por Calijuri et al. (2009) para AC, a LAT apresentou maior remoção desse poluente.

Como os valores médios de pH medidos ao longo do dia não ultrapassaram valores de oito e houve aumento de 564% na concentração de nitrato no efluente tratado (Tabela 8.2), a eficiência de 71% na remoção de N-NH<sub>4</sub> neste estudo, pode ser explicada, em grande parte, pelo processo de nitrificação, conversão de N-NH<sub>4</sub> a nitrato. Também ocorre incremento de Norg, o que demonstrou que para as condições avaliadas os processos prevaletentes de transformação de nitrogênio foram nitrificação e assimilação da biomassa. Diferentemente, os resultados de Craggs et al. (2003) e el Hamouri et al. (1994), com eficiências de remoção de até 91% e 62%, respectivamente, considerando os valores baixos da concentração de nitratos no efluente tratado, demonstram que grande parte da remoção de N-NH<sub>4</sub> foi realizada via assimilação ou volatilização. O pequeno incremento de nitrato (2%) evidenciado por Nascimento (2001), considerando valores de pH em torno de 8,2 e temperatura de 26°C, demonstrou que possivelmente a remoção de N-NH<sub>4</sub> (46%) foi também realizada por volatilização ou assimilação. Monteggia e Filho (2001) obtiveram incremento de N-NO<sub>3</sub> de 0,08 mg L<sup>-1</sup> para 4,06 mg L<sup>-1</sup> assim, a remoção de N-NH<sub>4</sub> (72,5%) ocorreu, em parte, devido ao processo de nitrificação. García et al. (2000) também observaram incrementos substanciais de nitrato no efluente da LAT. A transformação de nitrogênio pode variar de acordo com características da biomassa. Park e Craggs (2011) encontraram aumento do teor de N-NO<sub>3</sub> no efluente de LAT com controle de pH (máximo oito durante o dia – com adição de CO<sub>2</sub>) e associaram isso a maior proporção de bactérias em relação às algas na biomassa do sistema.

A assimilação de nitrogênio pela biomassa no presente estudo também foi verificada pelo incremento do Norg no efluente da LAT (Figura 8.4). Na Figura 8.4 nota-se que houve perda de nitrogênio, possivelmente por volatilização ou transformação de nitrogênio em nitrito que aqui não foi avaliado. Apesar da alta remoção de N-NH<sub>4</sub> (71%) na LAT, a remoção de NTK (42%) não é efetiva devido à grande produtividade algal deste sistema e à assimilação de nitrogênio por esta biomassa. Portanto, faz-se necessário o incremento de mais um processo para separação da biomassa para efetiva remoção de N nesses

sistemas. Para García et al. (2000), esse mecanismo é o mais importante para a efetiva remoção de nitrogênio, visto que a transformação do mesmo para nitrato não constitui remoção. Park e Craggs (2011) avaliaram a remoção de nitrogênio total em decantador (6h de TDH) posterior à LAT e verificaram remoção de ~57% nesse sistema. Para o sistema LAT-Decantador eles obtiveram remoção efetiva de 74% de NT (LAT com 4 dias de TDH e com adição de CO<sub>2</sub>).

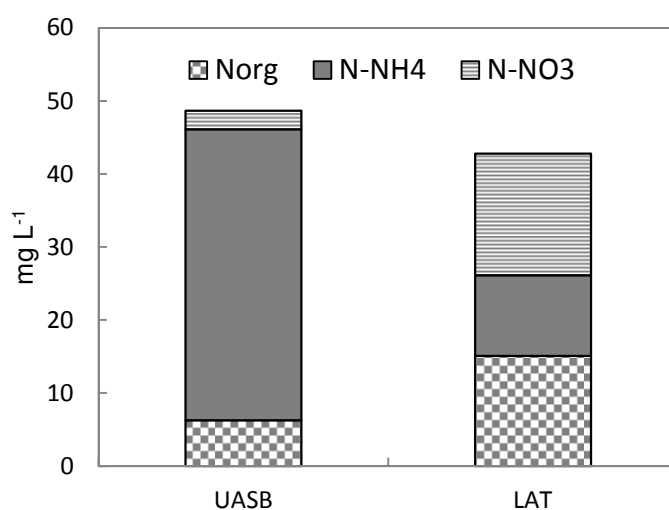


Figura 8.4 – Transformação de diferentes formas de nitrogênio (N-NO<sub>3</sub>, Norg e N-NH<sub>4</sub>) na LAT.

A assimilação de fósforo pela biomassa algal foi evidenciada não pela alteração da concentração de fósforo total (0%) e sim pela redução do solúvel (14%) (Tabela 8.2). Ou seja, o fósforo solúvel pode estar sendo assimilado pela biomassa. Assim, mais uma vez, faz-se necessário destacar que se não existir um processo de separação da biomassa após as LATs a remoção de poluentes é comprometida. Nas pesquisas de Oswald (1990) e Craggs et al. (2003) há remoção de 15% e 8% de fósforo total, respectivamente, em contraste com a remoção de 0% no presente trabalho. No presente estudo, possivelmente os baixos valores de pH não contribuíram para a precipitação de fosfatos, que além da assimilação é um mecanismo de remoção de fósforo reconhecido para lagoas de estabilização, e já comprovado por Nurdogan e Oswald (1995) para LAT.

A remoção de 2,10 unidades logarítmicas de *E. coli* na LAT avaliada se mostrou superior às observadas nos estudos de Craggs et al. (2003) e

semelhante aos de Craggs et al. (2012), respectivamente, de 1,4 a 2,5 unidades logarítmicas, e produziu efluentes com concentração de *E. coli* da ordem de  $10^4$  NMP (100 mL)<sup>-1</sup>. Valor dessa ordem de grandeza foi observado por Bastos et al. (2010a) para a segunda LP da série de quatro. Para taxas de aplicação superficial próximas ( $0,076 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$  para LAT e  $0,082 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$  para LP) se obteve remoção semelhante de *E. coli*. A remoção de *E. coli* na LAT também foi semelhante ao de uma unidade de lagoa de polimento com 0,4 m, de profundidade e TDH de 2,8 a 4,4 dias, desprovida de chicanas, avaliada por Mascarenhas et al. (2004), cuja eficiência atinge 2,7 unidades logarítmicas. Comparativamente à série de quatro LP, a LAT apresentou a menor remoção de *E. coli*. A remoção de *E. coli* em lagoas de polimento (4 a 4,5 unidades logarítmicas) superou os demais, provavelmente por sua maior área superficial e TDH ~30 dias. Os AC avaliados por Calijuri et al (2009) também apresentaram maior remoção de *E. coli* que a LAT, a despeito de terem apresentado também variação relativamente amplas, com tendência ao melhor desempenho em períodos mais quentes (BASTOS et al., 2010a).

Apesar de apresentar menor remoção que as LPs dos estudos aqui considerados é necessário ressaltar que a LAT apresentou um  $K_{b(20^\circ\text{C})}$  (se considerado regime de mistura completa, e com as média geométrica de *E. coli* afluyente e efluente aqui apresentadas) de  $24,25 \text{ d}^{-1}$ . Isso ocorreu, pois quando se considera a fórmula do regime de mistura completa o TDH da LAT é muito menor que os das lagoas de estabilização. De acordo com von Sperling (2002), para se chegar a valores de  $K_{b(20^\circ\text{C})}$  desta ordem de grandeza em lagoa de estabilização o tempo de detenção hidráulica necessário deveria ser de 25 dias e a razão comprimento largura de quatro. Isso é reflexo de menor volume do reator (lagoa) necessário, para um mesmo nível de remoção de *E. coli*, quando se considera LAT.

#### **8.4. Conclusões**

A temperatura na LAT variou em relação à temperatura atmosférica em taxa muito próxima ao da LP avaliada no mesmo local experimental, contudo a temperatura do líquido da LAT é maior, possivelmente em função das diferenças morfométricas e de operação.

A variação diurna do pH e OD foram semelhantes nas LATs aos primeiros 0,45 m superficiais da LP, sendo que a menor alcalinidade na LAT pareceu influenciar no decaimento mais rápido do pH durante a noite. Também o OD decresceu mais rápido na LAT que na LP nos períodos sem radiação, mas se manteve em níveis diferentes de zero ( $\sim 1 - 2 \text{ mg L}^{-1}$ ).

A remoção de matéria orgânica pela LAT, em termos de DQO, foi da mesma ordem de grandeza das LPs, porém, a produção de sólidos foi maior na LAT. O incremento de DQO (14%) e SST (108%) na LAT contrastou com a remoção de DQO (60%) e SST (70%) observada nos AC.

A remoção de nitrogênio amoniacal na LAT (70%) foi inferior à remoção das LPs (90%), porém, o efluente produzido com  $11 \pm 8 \text{ mg N-NH}_4 \text{ L}^{-1}$  esteve dentro do limite de  $20 \text{ mg N-NH}_4 \text{ L}^{-1}$  estabelecido pela legislação. Além disso, demonstrou-se que parte da remoção de nitrogênio se deveu à transformação para formas oxidadas como  $\text{N-NO}_3$ . Portanto, pode ser objeto de pesquisas futuras a atenuação do processo de produção de  $\text{N-NO}_3$  ou maior assimilação do mesmo pela biomassa algal. Em termos de remoção de fósforo total, a LAT obteve resultados menores que nos outros sistemas avaliados.

Para uma mesma taxa de aplicação superficial a LAT produziu efluente semelhante ao da LP em termos de *E. coli* (concentração da ordem de  $10^4 \text{ NMP}(100 \text{ mL})^{-1}$ ). Porém, a LAT apresentou pior desempenho em relação aos AC e a série de LP (quatro lagoas com  $\sim 30$  dias de TDH).

O conceito de aproveitamento da biomassa produzida em LAT apresentado, por exemplo, por Craggs et al., (2012), com o objetivo de se obter bioenergia, está sendo avaliado em escala real. Tal conceito inclui a separação da biomassa produzida na LAT. Com a remoção da biomassa, efetivamente se terá eficiência satisfatória para tratamento de esgoto sanitário via LAT. Enquanto esse conceito não for aprimorado para as LATs como sistemas puramente de tratamento de água residuária, o separador de biomassa algal apresenta-se como desvantagem em relação às lagoas de polimento, por incluir mais um processo unitário que implica em mais custos de implantação e operação, desconsiderando aqui o menor requerimento de área das LATs e menor profundidade desse sistema. Por isso a LAT se apresenta como

tecnologia satisfatória para polimento de reator tipo UASB, desde que contemple a remoção (ou melhor, o aproveitamento) da biomassa produzida.

## 8.5. Referências Bibliográficas

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21.ed. Washington DC: APHA, 2005.

BASTOS, R. K. X., CALIJURI, M. L., BEVILACQUA, P. D., RIOS, E. N., DIAS, E. H. O., CAPELETE, B. C., MAGALHÃES, T. B. Post treatment of UASB reactor effluent in waste stabilization ponds and in horizontal flow constructed wetlands: a comparative study in pilot scale in Southeast Brasil. **Water Science and Technology**, v. 61, n. 4, p. 995-1002, 2010a.

BASTOS, R. K. X.; DORNELAS, F. L.; RIOS, E. N.; RUAS, D. B.; OKANO, W. Y. Dinâmica da qualidade da água e da comunidade planctônica em lagoas de polimento. Estudo de caso no sudeste brasileiro. **Revista AIDIS**, v.3, n.1, p. 97-107, 2010b.

BASTOS, R. K. X.; RIOS, E. N.; ANDRADE, R. C.; BEVILACQUA, P.D. UASB-polishing ponds desing parameters: contributions from a pilot scale study in southeast Brazil. **Water Science and Technology**, v. 63, n. 6, p. 1276-1281, 2011.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 430, 13 de Maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA.

CALIJURI, M. L.; BASTOS, R. K. X.; MAGALHÃES, T. B.; CAPELETE, B. C.; DIAS, E. H. O. Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/wetlands construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.14, n. 3, p. 421-430, 2009.

CRAGGS, R. J.; DAVES-COLLEY, R. J. TANNER, C. C.; SUKIAS, J. P. Advanced pond system: performance with high rate ponds of different depths and areas. **Water Science and Technology**, v. 48, n 2, p. 259-267, 2003.

CRAGGS, R. J.; SUTHERLAND, D.; CAMPBELL, H..Hectare-scale demonstration of high rate algal ponds for enhanced wastewater treatment and biofuel production. **Journal of Applied Phycology**, n. 24, p. 329-337, 2012.

DOKULIL, M. T. Environmental control of phytoplankton productivity in turbulent turbid systems. **Hydrobiologia**, v. 289, p. 65-72, 1994.

el HAMOURI, B.; KHALLAYOUNE, K.; BOUZOUBAA, N.; CHALABI, M. High-rate algal pond performances in faecal coliforms and helminth egg removals. **Water Science and Technology**, v. 28, n. 1, p. 171-174, 1994.

GARCÍA, J.; MUJERIEGO, R.; HERNANDEZ-MARINÉ, M. High rate algal pond operating strategies for urban wastewater nitrogen removal. **Journal of Applied Phycology**, n. 12, p. 331-339, 2000.

MASCARENHAS, L.C.A; SPERLING, M. Von; CHERNICHARO, C. A. L. Avaliação do desempenho de lagoas de polimento rasas, em série, para o pós-tratamento de efluentes de reator UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.9, n.1, p. 45-54, 2004.

MONTEGGIA, L. O.; FILHO, L. C. Z. Remoção de algas de lagoas de alta taxa por filtração biológica para pós-tratamento de reatores anaeróbios. In: Chernicharo, C. A. L. (Org). **Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios - Coletânea de Artigos Técnicos - volume II**. Belo Horizonte: [s.n.], 2001, p. 103-110.

NASCIMENTO, J. R. S. **Lagoas de alta taxa de produção de algas para pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. 2001. 166p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

NEDERLANDSE NORM.NEM 6520. Netherlands. 1981.

NURDOGAN, Y.; OSWALD, W. J. Enhanced nutrient removal in high-rate ponds. **Water Science Technology**, v. 31, n. 12, p. 33-43, 1995.

NUSH, E. A. (1980) Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment. **Arch. hydrobiolol. Bech.** Stuttgart, v. 14, p. 14-36.

OSWALD, W. J. Advanced Integrated Wastewater Pond Systems. In: Convention EE Div/ASCE, 1990, San Francisco **Proceedings...** San Francisco: ASCE, 1990, p.74-81. Supplying Water and Saving the Environment for Six People Sessions.

OSWALD, W. J. Large-scale algal culture systems (engineering aspects) In: Borowitzka, M. A.; Borowitzka, L. J. (Org.). **Micro-algal biotechnology**. Cambridge: Cambridge University Press, 1988b. p. 357-394.

OSWALD, W. J. Micro-algae and waste-water treatment In: BOROWITZKA, M. A.; BOROWITZKA, L. J. (Org.). **Micro-algal biotechnology**. Cambridge: Cambridge University Press, 1988a. p. 305-328.

PARK, J. B. K., CRAGGS, R. J., SHILTON, A. N. Recycling algae to improve species control and harvest efficiency from a high rate algal pond. *Water research*, n. 45, p. 6637-6649, 2011b.

PARK, J. B. K., CRAGGS, R. J., SHILTON, A. N. Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. **Bioresource Technology**, v.102, p. 35-42, 2011a.

PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J. Wastewater treatment and algal production in high rate algal ponds with carbon dioxide addition. **Water Science Technology**, v. 61, n. 3, p. 633-639, 2010.

PARK, J. B.; CRAGGS, R. J. Nutrient removal in wastewater treatment high rate algal ponds with carbon dioxide addition. *Water Science and Technology*, v. 63, n. 8, p. 1758-1764, 2011.

PICOT, B.; HALOUANI, H. E.; CASELLAS, C.; MOERSIDIK, S.; BONTOUX, J. Nutrient removal by High Rate Pond System in a Mediterranean Climate (France). **Water Science and Technology**, n. 23, p. 1535-1541, 1991.

PINTO, M. A.T.; ONOYAMA, M. T. Remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo de esgotos domésticos utilizando processo de lagoas de alta taxa. **Revista DAE-SABESP**, n. 161, p. 6-13, 1991.

ROCHA, E. O.; CALIJURI, M. L.; SANTIAGO, A. F.; ASSIS, L. C.; ALVES, L. G. S. The Contribution of Conservation Practices in Reducing Runoff, Soil Loss, and Transport of Nutrients at the Watershed Level. **Water Resources Management**, V. 26, N.13, p. 3831-3852, 2012.

von SPERLING, M. **Lagoas de estabilização**. 2 ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2002, 195p.

## 9. CONCLUSÕES GERAIS

A avaliação de LAT em regiões de climas quentes, caso do presente estudo, foi importante por disponibilizar informações que podem subsidiar a aplicação dessa tecnologia em condições semelhantes. Foi possível gerar e reunir informações a respeito do comportamento de LAT, suas potencialidades e limitações para remoção de poluentes e produção de biomassa algal. Mostrou-se a ampla aplicabilidade da LAT no âmbito da Engenharia Ambiental.

As LATs como sistemas de tratamento simplificado de esgoto sanitário (processo já conhecido) podem ser inseridas no conceito de biorrefinaria, o qual abrange a produção de bioenergia a partir da biomassa e o aproveitamento de todos os coprodutos gerados, inclusive o CO<sub>2</sub>. No caso do esgoto sanitário os coprodutos principais são os biofertilizantes (biomassa residual com alto teor de N e P) e água para reúso. Melhorias no desempenho das LATs devem ser experimentadas para que esse conceito a elas atrelado seja aplicado. Isso, atualmente, tem sido amplamente investigado por diversos grupos de pesquisa e também o foi para o presente estudo.

A <sub>UV</sub>LAT apresentou maior produção de OD que a LAT, 112,3±31,3 % de saturação de OD ante 86,5±26,2 %. A <sub>UV</sub>LAT apresentou maior variação do pH durante o dia, atingindo valores médios às 14h de 8,7 contra 8,2 na LAT, indicando que a pré-desinfecção promoveu maior atividade fotossintética. Também na <sub>UV</sub>LAT a porcentagem de clorofila *a* na biomassa foi maior, 1,58% na <sub>UV</sub>LAT e 0,95% na LAT, o que, possivelmente, demonstrou a existência de maior proporção algas/bactérias no sistema. Contudo, a produção de SSV foi maior na LAT que na <sub>UV</sub>LAT, 11,4 ante 9,3 g m<sup>-2</sup> dia<sup>-1</sup>. A capacidade de remoção de matéria orgânica e nutrientes não foi modificada, mas a remoção de *E coli*. observada foi menor na LAT com a pré-desinfecção: 1,11 unidades logarítmicas contra 2,10.

O sombreamento das LATs permitiu verificar que sob níveis de radiação PAR intermediários houve maior produção de OD e maior variação diurna de pH. Todavia isso não refletiu diretamente no aumento da produtividade em termos de sólidos voláteis. As LATs sob o máximo sombreamento utilizado (78%) não

apresentaram diferenças significantes de capacidade de remoção de matéria orgânica, nutrientes e *E. coli*.

A LAT apresentou capacidade satisfatória para pós-tratamento de efluentes de reator UASB comparada a outros sistemas simplificados utilizados para esse fim. A aplicabilidade dessa combinação deve levar em conta a necessidade do aproveitamento da biomassa produzida na LAT. Isso implica em um sistema de remoção de biomassa posterior à LAT. O sistema assim composto será apropriado para se chegar a uma qualidade do efluente tratado adequada para seu lançamento em corpos d'água ou para seu reúso.

Portanto, a LAT, como tecnologia simplificada, com determinado grau de complexidade operacional, é amplamente aplicável. Também é extraordinário o seu potencial de integração com outros processos de tratamento de água residuária. A bioenergia passível de ser gerada a partir da biomassa produzida em LAT, a torna mais atrativa. Sistemas de tratamento de água residuária, sustentáveis em termos energéticos, com balanço favorável de CO<sub>2</sub>, com produção de biofertilizantes e de água para reúso, devem ser vistos, sob a ótica dos problemas ambientais vividos pela sociedade, como um modelo aplicável de transformação de resíduos em recursos.

## **10. SUGESTÕES PARA PESQUISAS FUTURAS**

### **10.1. Em relação à pré-desinfecção UV**

A limitação de CO<sub>2</sub> foi semelhante tanto para as unidades que receberam efluente direto do UASB, quanto para as que receberam efluente UASB-pré-desinfecção. Como a biomassa algal presente nas UV-LATs foi maior, supõe-se que com a adição de CO<sub>2</sub> a produção possa ser maior às apresentadas por pesquisas já realizadas. Além disso, Park e Craggs (2010) verificaram que a adição de CO<sub>2</sub>, limitante para as algas nesses sistemas, pode aumentar a produção de biomassa e utilizaram como variável de controle, para definir a quantidade de CO<sub>2</sub> a ser adicionado, o pH, fixado numa faixa de 7,5 a 8,5. Com a pré-desinfecção, esta variável continuaria sendo suficiente para o controle da adição de CO<sub>2</sub> ou a alta concentração de sólidos e o consequente efeito de autossombreamento seria limitante? Ou se existem outros fatores limitantes qual é a importância de cada um deles?

Sugere-se como pesquisa futura testar a combinação de adição de CO<sub>2</sub>, pré-desinfecção e a recirculação de biomassa sedimentada, verificando a viabilidade das mesmas.

### **10.2. Em relação à radiação solar**

Uma sugestão para pesquisa futura é testar a possibilidade de uma maior profundidade da lagoa, compensar a atenuação da radiação solar alcançada pela utilização da tela. Se for possível, se ganha pela não utilização da tela e pelo menor requerimento de área pelo fato da LAT ter maior profundidade.

Essa sugestão se baseia na informação de Oswald (1988) de que a prática diz que a profundidade da LAT pode conter um terço sem luz, não comprometendo o desempenho do sistema. Ainda leva em consideração a importância do OD nesse sistema. Segundo Fallowfield et al. (1996), a principal diferença entre as LATs e as demais lagoas de estabilização são as estruturas acrescentadas para otimizar a produção de OD. Em alguns sistemas de tratamento de esgoto sanitário, em que as LATs estão inseridas, as mesmas podem servir de fonte de água com maior concentração de OD (OSWALD,

1991; DOWNING et al., 2002). Portanto a produção de OD em LAT é um fator primordial

Para Oswald (1988), em uma lagoa com 0,30 m de profundidade a luz penetra em ~0,20 m, portanto, 70% do seu volume está exposto à energia radiante. Sugere-se que ao invés de se utilizar as telas, aumente-se o volume da lagoa que permanece no escuro, proporcionalmente à diminuição necessária da radiação. Como foi visto neste trabalho, a máxima produção de OD ocorreu em lagoas que receberam energia radiante intermediária (Equação 1)

$$OD_{\%sat} = -6,0 \times 10^{-5} PAR^2 + 0,1049 PAR + 39,891 \quad (10.1)$$

Em que  $OD_{\%sat}$  = % de saturação de oxigênio dissolvido e PAR = radiação fotossinteticamente ativa.

A máxima produção de OD pode ser obtida derivando-se a Equação 1, portanto, ela ocorre quando a energia radiante é de  $\sim 875 \mu E m^{-2} s^{-1}$  (67% de bloqueio da energia radiante incidente). Se com 100% de energia radiante e 70% do volume da lagoa exposto à luz, a produção de OD foi menor, pergunta-se: para ter 67 % da energia radiante incidente (para produção máxima de OD), a lagoa poderia ter, proporcionalmente, apenas 47% do seu volume exposto à luz? Ou seja, a LAT aqui avaliada, que possuía 0,30 m de profundidade, poderia passar a ter 0,42 m, aumentando sua produção de OD?

## 11. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BEN, Balanço Energético Nacional. Ministério de Minas e Energia. 2008

CRAGGS, R. J.; HEUBECK, S.; LUNDQUIST, T. J.; BENEMANN, J. R. Algal biofuels from wastewater treatment high rate ponds. **Water Science and Technology**, v. 63, n. 4, p. 660-665, 2011.

DOWNING, J. B.; GREEN, F. B.; KU, A. Y.; LUNDQUIST, T. J.; ZUBIETA, I. X.; OSWALD, W. J. Low cost reclamation using the Advanced Integrated Wastewater Pond Systems® Technology and reverse osmosis. **Water Science and Technology**, v. 45, n. 1 p. 117-125, 2002.

FALLOWFIELD, H. J.; CROMAR, N. J.; EVISON, M. Coliform die-off rate constants in a high rate algal pond and the effect of operation and environmental variables. **Water Science Technology**, v. 34, n. 11, p. 141-147, 1996.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Atlas do Saneamento. Brasília, 2011. Disponível em: [http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/atlas\\_saneamento/publicacao.html](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/atlas_saneamento/publicacao.html)

OSWALD, W. J. Introduction to advanced integrated wastewater ponding systems. **Water Science and Technology**, v. 24, n. 5, p. 1-7, 1991.

OSWALD, W. J. Micro-algae and waste-water treatment In: Borowitzka, M. A.; Borowitzka, L. J. (Org.). **Micro-algal biotechnology**. Cambridge: Cambridge University Press, 1988. p. 305-328.

PARK, J. B. K., CRAGGS, R. J., SHILTON, A. N. Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. **Bioresource Technology**, v.102, p. 35-42, 2011.

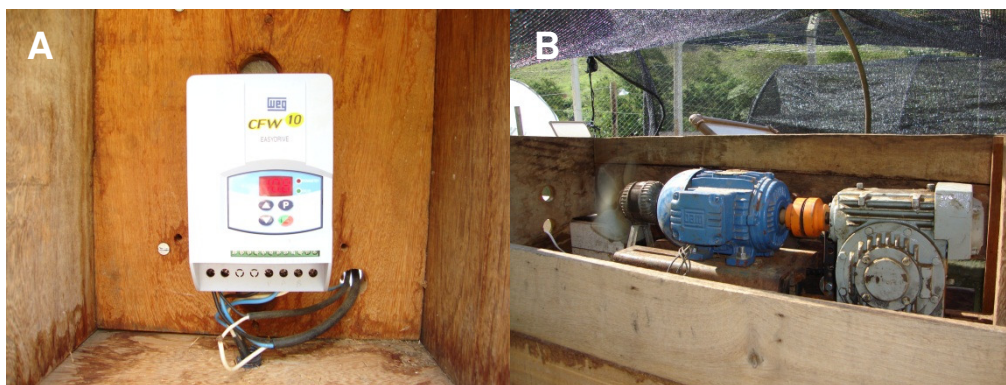
PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J. Wastewater treatment and algal production in high rate algal ponds with carbon dioxide addition. **Water Science Technology**, v. 61, n. 3, p. 633-639, 2010.

PITTMAN, J. K., DEAN, A. P., OSUNDEKO, O. The potential of sustainable algal biofuel production using wastewater resources. **Bioresource Technology**, n. 102, p 17-25, 2011.

## APÊNDICE - Relatório fotográfico



Montagem das instalações experimentais (novembro de 2010).



Inversor de frequência (A) e conjunto motor-redutor (B) utilizados para movimentação dos pedais.



Unidades experimentais recém-instaladas.

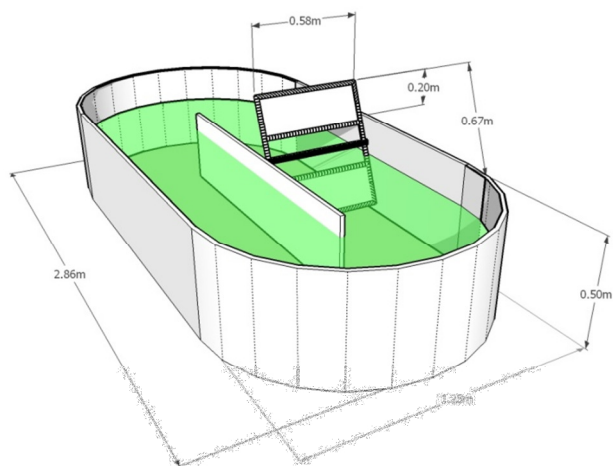


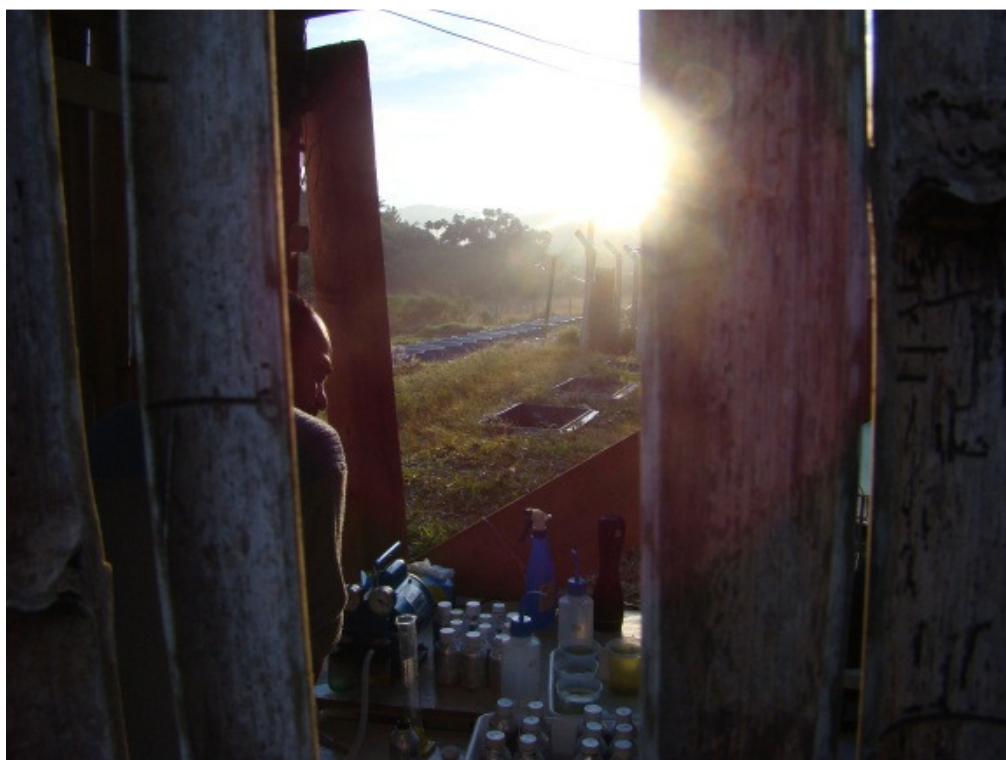
Ilustração da unidade das LATs utilizadas no experimento.



Unidades experimentais em pleno funcionamento.



Coleta de plâncton com rede de 20  $\mu m$ .



Nascer do sol no local do experimento do dia 26 de maio de 2012.



Momento de medição em campo das variáveis pH, temperatura, OD e condutividade (A); sonda utilizada (HACH-HQ40d) (B).



Amostras de seis lagoas sob diferentes níveis de radiação solar.