

UNIVERSIDADE DE SANTA CRUZ DO SUL – UNISC
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL
NÍVEL MESTRADO

Felipe Augusto Martini

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO SISTEMA *ALGAE TURF SCRUBBER*
(ATS®) NO TRATAMENTO DE ÁGUAS EUTROFIZADAS E NA PRODUÇÃO
DE BIOMASSA PERIFÍTICA.**

SANTA CRUZ DO SUL

2018

Felipe Augusto Martini

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO SISTEMA *ALGAE TURF SCRUBBER*
(ATS®) NO TRATAMENTO DE ÁGUAS EUTROFIZADAS E NA PRODUÇÃO
DE BIOMASSA PERIFÍTICA.**

Esta dissertação foi submetida ao Programa de Pós-Graduação – Mestrado em Tecnologia Ambiental, Área de Concentração em Gestão e Tecnologia Ambiental, Universidade de Santa Cruz do Sul – UNISC, para a obtenção do título de Mestre em Tecnologia Ambiental.

Orientadora: Prof^a. Dra. Rosana de Cassia de Souza Schneider.

Orientadora: Prof^a. Dra. Lourdes Teresinha Kist.

Santa Cruz do Sul, fevereiro de 2018.

Felipe Augusto Martini

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO SISTEMA *ALGAE TURF SCRUBBER*
(ATS®) NO TRATAMENTO DE ÁGUAS EUTROFIZADAS E NA PRODUÇÃO
DE BIOMASSA PERIFÍTICA.**

Esta dissertação foi submetida ao Programa de Pós-Graduação – Mestrado em Tecnologia Ambiental, Área de Concentração em Gestão e Tecnologia Ambiental, Universidade de Santa Cruz do Sul – UNISC, como requisito parcial para a obtenção do título.

Prof. Dr. Fabio de Farias Neves
Examinador – UDESC

Prof^a. Dra. Lisiane Brittes Benitez
Examinador – UNISC

Prof^a. Dra. Rosana de Cassia de Souza Schneider
Professor Orientador – UNISC

Prof^a. Dra. Lourdes Teresinha Kist
Professor Coorientador – UNISC

Santa Cruz do Sul, fevereiro de 2018.

Dedico este trabalho aos meus pais
Sergio e Marinês Martini.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a DEUS, por ter me dado a permissão de chegar até aqui, e por toda a força concedida na concretização desse sonho. Além disso, agradeço a ele por todas as pessoas que cruzaram meu caminho e que estão aqui citadas.

Agradeço minha orientadora, Prof^a. Dra. Rosana de Cassia de Souza Schneider e coorientadora, Prof^a. Dra. Lourdes Teresinha Kist, por toda a paciência, empenho e sentido prático com que sempre me orientaram neste trabalho e em todos aqueles que realizei durante os seminários do mestrado, por terem acreditado em mim para a realização deste projeto, pelos conselhos e por nossa amizade. Muito obrigado por me corrigirem quando necessário sem nunca me desmotivar.

Agradeço aos professores do grupo e as outras pessoas que auxiliaram nas discussões iniciais para que possamos chegar a construção do primeiro protótipo, em especial ao Prof. Dr. Eduardo Alexis Lobo Alcayaga, ao Prof. Dr. Jorge André Ribas Moraes, a Prof^a. Dra Lisianne Brittes Benitez, a Prof^a. Dra Michele Hoeltz e ao Dr Pablo Diego Gressler.

Agradeço também aos funcionários do laboratório do Centro de Pesquisa e Treinamento em Biotecnologia (CPTBIO), em especial a Valéria Louzada Leal, pela ajuda na realização das análises. As secretárias do PPGTA- Mestrado e Doutorado, Carla Oliveira e Raquel Schultz por toda ajuda e esclarecimentos. Estendo meus agradecimentos a bolsista do presente projeto Aline Rubert, por todo empenho e dedicação na realização das análises da maioria das amostras coletadas, pela troca de conhecimento, por toda ajuda fornecida, e pela amizade que fizemos, certamente esta ajuda foi de fundamental importância para a conclusão deste trabalho, muito obrigado.

Desejo igualmente agradecer aos colegas da CORSAN, em especial Alex, Itamar, Jaques, Olvedo e Ruan pela ajuda na escolha dos materiais para a construção e pelas instalações elétricas realizadas. A todos colegas da estação de tratamento pelo auxílio na realização das análises, pela paciência e pelas diversas vezes que precisaram trocar de horário ou cobrir a minha ausência para que eu me dedicasse a pesquisa. Aos vigilantes do Lago Dourado Nestor, Valdir e Valdecir, por cuidarem do sistema instalado, e por sempre avisar quando da ocorrência de algum problema. De coração muito obrigado.

Um agradecimento especial aos amigos que não mediram esforços em ajudar na construção do sistema, em especial ao Alex, Clemir e Diego, que por diversas vezes entraram na água, doaram materiais, e participaram das etapas mais difíceis da construção do sistema. Não tenho palavras para agradecer todo este esforço e sou muito grato pela amizade que cultivamos.

A todos os meus colegas do Mestrado em Tecnologia Ambiental, Caroline Cipolatto Ferrão, Doris Sippel Dörr, Giovanni Lanzarin, Gleison de Souza Celente, Gustavo Stolzenberg, Colares, Ivan Cesar Tremarin, Jéferson Dallemole, João Carlos Siebert, Leticia Weis, Luis Fernando Marion, Mariana Maria Gassen Bert e Ricardo Luiz Boettcher, cujo apoio e amizade estiveram presentes em todos os momentos.

Por último, quero agradecer à minha família, e amigos, pelo apoio incondicional que me deram, especialmente aos meus pais Sergio e Marinês Martini e a amiga Daniela da Costa e Silva pelas revisões incansáveis ao longo da elaboração deste trabalho.

Foi um privilégio ter ao meu lado pessoas tão maravilhosas. Nunca terei como agradecer pelo apoio oferecido por cada um. Me sinto abençoado por tê-los conhecido e convivido com cada um durante esses dois anos. Muito obrigado!

“ Nunca duvide da capacidade de um pequeno grupo de dedicados cidadãos para mudar rumos do planeta. Na verdade, eles são a única esperança para que isso possa ocorrer ”

Margaret Mead

RESUMO

A eutrofização é reconhecida como um dos problemas de qualidade da água de maior importância na atualidade, existindo uma forte necessidade de desenvolver estratégias que reduzam o carregamento de nutrientes nas águas. O objetivo deste estudo foi avaliar a eficiência do sistema Algae Turf Scrubber (ATS®) no tratamento de águas eutrofizadas e na produção de biomassa perifítica. O sistema recebeu escoamento a partir do reservatório de água doce para abastecimento humano da cidade de Santa Cruz do Sul (Lago Dourado). Foi construído um sistema ATS® em escala piloto (0,9 m de largura, 5 m de comprimento, grau de inclinação de 1,0%) que recebeu fluxo contínuo de aproximadamente 2 L min⁻¹, de água bombeada do Lago Dourado, durante um período de 7 meses. Em média, o sistema produziu 4,46 g m⁻² d⁻¹ (intervalo: 1,33 - 7,64 g m⁻² d⁻¹) de perifíton (peso seco). O perifíton colhido continha uma composição média de 27,97% de carbono, 3,73% de nitrogênio e 17,81% de proteína e 65% de carboidratos. A colheita do perifíton atingiu um índice de remoção médio de 0,16 g m⁻² d⁻¹ e 0,008 g m⁻² d⁻¹ para o nitrogênio e fósforo respectivamente. O nível médio de cinzas foi de 36,90%, os lipídios tiveram concentrações baixas, com média de 5,90%. Os ácidos graxos tiveram na média geral maiores concentrações de ácidos saturados (53,72%) do que insaturados (45,59%). A remoção de nutrientes observada sugere um potencial para o uso de sistemas ATS® como um meio eficaz de tratamento de águas eutrofizadas, enquanto produz perifíton com potencial valor de mercado, logo este estudo foi capaz de fornecer informações para futuras experiências de otimização de uso do sistema ATS®.

Palavras chave: Algae Turf Scrubber. Perifíton. Biorremediação. Aproveitamento da biomassa. Lago Dourado.

ABSTRACT

EVALUATION OF THE EFFICIENCY OF THE ALGAE TURF SCRUBBER SYSTEM (ATS) IN THE TREATMENT OF EUTROPHICED WATERS AND THE OF PERIPHYTIC BIOMASS PRODUCTION - Eutrophication is recognized as one of the most important water quality problems nowadays, and there is a strong need to develop strategies that reduce nutrient loading in water. The objective of this study was to evaluate the efficiency of the Algae Turf Scrubber system (ATS[®]) in the treatment of eutrophic waters and in the production of periphytic biomass. The system was drained from the freshwater reservoir for human supply in the city of Santa Cruz do Sul (Lago Dourado). A pilot-scale ATS system (0.9 m wide, 5 m long, 1.0% slope) was constructed and received continuous flow of approximately 2 L min⁻¹ of pumped water from Lago Dourado, during a period of 7 months. On average, the system produced 4.46 g m⁻² d⁻¹ (range: 1.33 - 7.64 g m⁻² d⁻¹) of periphyton (dry weight). The collected periphyton contained an average composition of 27.97% carbon, 3.73% nitrogen, 17.81% protein and 65% carbohydrates. The periphyton harvest reached a mean removal index of 0.10 g m⁻² d⁻¹ and 0.008 g m⁻² d⁻¹ for nitrogen and phosphorus respectively. The average ash level was 36.90%, the lipids had low concentrations, with an average of 5.90%. The fatty acids have a general average higher concentrations of saturated fatty acids (53.72%) than unsaturated (45.59%). The observed nutrient removal suggests a potential for the use of ATS[®] systems as an effective means of treating eutrophic waters while producing periphyton with potential market value, so this study was able to provide information for future optimization experiments ATS[®] system.

Keywords: Algae Turf Scrubber. Periphyton. Bioremediation. Use of biomass. Lago Dourado.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Pesquisa sobre o tema Turf scrubber utilizando a base de dados do web of Science.	29
Figura 2 - A pesquisa sobre o tema perifíton no Brasil utilizando a base de dados do web of Science.	30
Figura 3 - Localização da área de estudo e do ponto de instalação e coletas de amostras do sistema ATS®.	37
Figura 4 - Unidade piloto ATS® instalada junto ao reservatório de abastecimento de água de Santa Cruz do Sul.	39
Figura 5 - Gráfico da turbidez média da água na entrada e saída do sistema ATS®	51
Figura 6 – Precipitações pluviárias ocorridas no ano de 2017 e médias normais de precipitação para cada mês.	52
Figura 7 - Diferença de turbidez entre a água bruta (que entra no sistema) e a água tratada (na saída do sistema).	53
Figura 8 - Manchas sem formação de perifíton observadas no sistema ATS®, devido ao acúmulo de material particulado existente na água bruta do lago.	54
Figura 9 - Médias das temperaturas do ar, água bruta recalçada para o sistema e água tratada que passava pelos floways.	56
Figura 10 - Valores de bicarbonatos na água bruta e tratada.	60
Figura 11 – Concentração de carbono inorgânico	60
Figura 12 - Proporções relativas das formas de carbono em diferentes valores de pH.	61
Figura 13 - Resultados do íon carbonato CO_3^{2-}	62
Figura 14 - Cromatogramas das frações lipídicas nas três coletas de perifíton realizadas.	68

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Rendimento na produção de perifíton do sistema ATS instalado no Lago Dourado	55
Tabela 2 - Dados de pH e Alcalinidade do meio de cultivo	59
Tabela 3 - Análise de metais existentes no Lago Dourado	63
Tabela 4 - Concentração de lipídios do perifíton colhido	65
Tabela 5 - perfil de Ácidos Graxos da biomassa do perifíton	66
Tabela 6 - Teor de cinzas da biomassa do perifíton.....	68
Tabela 7 - Índice de nitrogênio no perifíton colhido	71
Tabela 8 - Concentração de fósforo contido na biomassa do perifíton colhido ...	71
Tabela 9 - Concentração média de carbono na biomassa do perifíton.....	74
Tabela 10 - Níveis de proteínas por canal e média em cada coleta	75
Tabela 11 - Percentual médio de carboidratos em cada coleta realizada	76

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	14
2.	OBJETIVOS.....	16
2.1	Objetivo Geral.....	16
2.2	Objetivos específicos	16
3.	REFERENCIAL TEÓRICO	17
3.1	Meio Ambiente e abastecimento de Água	17
3.2	Eutrofização	19
3.3	Métodos de tratamento de águas eutrofizadas	21
3.4	Algae Turf Scrubber (ATS®).....	26
3.4.1	Bibliometria – Estado da arte.....	29
3.5	Algas	30
3.6	Composição da biomassa do perifíton.....	33
4.	MATERIAL E MÉTODOS.....	37
4.1	Área de estudo	37
4.2	Unidade ATS® piloto no Lago Dourado	37
4.3	Coleta e acondicionamento do material biológico.....	39
4.4	Análise da qualidade da água e biomassa	40
4.4.1	Alcalinidade	40
4.4.2	Determinação do carbono orgânico total – COT	41
4.4.3	Determinação de fósforo	41
4.4.4	Extração de Lipídios	42
4.4.5	Determinação de ácidos graxos da biomassa	42
4.4.6	Análise elementar (CHNS).....	43
4.4.7	Determinação de fósforo da biomassa.....	43
4.4.8	Rendimento em peso (g)	44
4.4.9	Determinação de carboidratos na biomassa	44
4.4.10	Determinação de cinzas	45
4.5	Processamento da Informação e Análise Estatística	46

5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	47
5.1	Dados e relatos referentes ao dimensionamento, construção e operação do sistema ATS®	47
5.2	Avaliação da formação do perifíton	50
5.3	Avaliação da produção de Perifíton.	55
5.4	Análises da água do Lago Dourado e Sistema ATS®	57
5.4.1	Nitrogênio e Fósforo	57
5.4.2	Carbono inorgânico, alcalinidade e pH	59
5.4.3	Metais	63
5.5	Caracterização da biomassa do sistema ATS®	64
5.5.1	Lipídios	64
5.5.2	Ácidos Graxos	66
5.5.3	Teor de Cinzas	68
5.5.4	Análise Elementar	70
5.5.4.1	Nitrogênio e fósforo	70
5.5.4.2	Carbono	73
5.5.5	Proteínas	75
5.5.6	Carboidratos	76
6.	CONSIDERAÇÕES FINAIS	79
6.1	Trabalhos futuros	79
7.	REFERÊNCIAS	81

1. INTRODUÇÃO

O processo de eutrofização é influenciado por fatores antropogênicos e naturais, ocorrendo com maior frequência em lagos e reservatórios. Nos rios, condições ambientais como turbidez e velocidades elevadas da água resultam em menor ocorrência deste fenômeno (Liu *et al.*, 2010; Trindade e Mendonça, 2014).

A eutrofização das águas constitui basicamente seu enriquecimento por nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, levando ao crescimento excessivo das plantas aquáticas, tanto planctônicas quanto aderidas, se estabelecendo como um dos distúrbios mais comuns e graves que afetam o equilíbrio do ecossistema aquático, causando progressiva degeneração da qualidade da água dos corpos lânticos (Vilmi *et al.*, 2015).

Um dos principais problemas pertinentes a este processo é a proliferação de cianobactérias em detrimento de outras espécies aquáticas. Muitos gêneros de cianobactérias quando submetidas a determinadas condições ambientais podem produzir toxinas que chegam a ser fatais aos animais e aos seres humanos (Mota *et al.*, 2007).

Em decorrência deste fenômeno, muitos reservatórios e lagos estão perdendo sua capacidade de abastecimento de populações. Pesquisas visando maior conhecimento desse fenômeno natural, o qual é intensificado por ações antrópicas, são fundamentais para o desenvolvimento de ações de prevenção e melhoria qualitativa de corpos d'água. Um número crescente de trabalhos vem sendo desenvolvido, demonstrando a gravidade do problema (Cybis *et al.*, 2006; Li *et al.*, 2017).

No Lago Dourado em Santa Cruz do Sul-RS, já foram constatadas condições eutróficas bem como florações algais tóxicas (Treichel, 2013). O problema pode estar associado ao aporte de nutrientes às águas do Lago, proveniente de atividade agrícola, dissolvido ou em sedimentos levados por enxurradas na sub-bacia do Rio Pardinho. Problemas como estes preocupam a população e os usuários de água, especialmente a Companhia Riograndense de Saneamento – CORSAN, responsável pelo abastecimento de água tratada no estado do Rio Grande do Sul. Estes fatores causam grandes impactos aos ecossistemas aquáticos, em especial o processo de eutrofização das águas e redução de oxigênio disponível (Ecoplan, 2005).

Sistemas de engenharia para o cultivo de algas bentônicas têm sido desenvolvidos para altas produtividades de biomassa e remoção de poluentes de águas de escoamento superficial ou de águas residuais (Adey e Loveland, 2011). Os sistemas do tipo ATS[®] (Algae Turf Scrubber) foram avaliados como uma tecnologia potencialmente rentável para remoção de nutrientes de efluentes municipais, de aquários, de resíduos líquidos de produtos lácteos e suinocultura (Mulbry e Wilkie, 2001; Kebede-Westhead *et al.*, 2006), e de águas superficiais (Mulbry *et al.*, 2010; Adey e Loveland, 2011).

O ATS[®] é um sistema de engenharia ecológica que utiliza essencialmente a fotossíntese das algas para controlar uma grande variedade de parâmetros de qualidade da água. Desenvolvido no início de 1980 no Museu de História Natural do Instituto Smithsonian, como uma biomímica de recifes de coral para a produtividade primária, o ATS[®] foi inicialmente utilizado como uma ferramenta para gerenciar uma extensa série de modelos de microcosmos e mesocosmos de ecossistemas aquáticos (Calahan *et al.*, 2015).

O ganho em termos de redução da poluição aquática associado ao baixo custo da tecnologia ATS[®], gerando coprodutos, pode representar um grande ganho ambiental. Essa vantagem se aplica especialmente em locais com limitações técnicas e operacionais no tratamento de efluentes e/ou onde a economia é dependente da qualidade das águas, como a maricultura, a pesca, o abastecimento público e o turismo (Adey *et al.*, 2013). Situações como essas são realidades no Brasil, a exemplo do município de Santa Cruz do Sul onde tem ocorrido um aumento expressivo de florações de cianobactérias, com a presença de toxinas e outros compostos, incluindo substâncias causadoras de gosto e odor. Esta frequência de florações cada vez maior, tem colocado em alerta as autoridades da saúde pública e àquelas responsáveis pelo abastecimento de água.

Sendo assim, o estudo de desempenho de um sistema ATS[®] no Lago Dourado pode fornecer indicativos iniciais do potencial de biorremediação, em termos de redução da poluição aquática, gerando coprodutos, podendo representar um grande ganho ambiental. A melhoria na qualidade da água gerada pelo sistema ATS[®] poderá auxiliar na operação da estação de tratamento, diminuindo os gastos com produtos químicos, interferindo positivamente na qualidade de vida da população de Santa Cruz do Sul.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Considerando a problemática relacionada a eutrofização de lagos como o Lago Dourado de Santa Cruz do Sul e a necessidade de sistemas de tratamento apresentarem ganhos econômicos, tornando o processo menos econômico e ambientalmente impactantes, buscou-se avaliar a utilização do sistema Algae Turf Scrubber no tratamento de águas eutrofizadas e na produção de biomassa perifítica no Lago Dourado.

2.2 Objetivos específicos

- Dimensionar e construir em escala piloto, um sistema ATS[®] na margem do Lago Dourado;
- Avaliar a formação e produção do perifíton após a instalação do sistema;
- Calcular a relação de biomassa coletada no sistema com o tempo de remediação e dimensionamento do sistema;
- Caracterizar a biomassa perifítica formada no sistema ATS[®] visando seu aproveitamento para a produção de bioenergia, alimentos, captura de carbono e outros.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Meio Ambiente e abastecimento de Água

No final do século XIX e início do século XX, a qualidade da água, antes apenas associada a aspectos estéticos e sensoriais tais como a cor, o sabor e o odor, começou a tornar-se uma questão de saúde pública (Bessa Freitas e Machado De Freitas, 2005).

Uma variedade de impactos como desperdícios e contaminação de corpos hídricos são gerados quando existem variadas condições de apropriação da água. Segundo Libânio (2008), um dos principais riscos à saúde pública se refere a contaminação das águas naturais, existindo uma estreita relação entre qualidade da água e doenças que incidem sobre as populações. Sendo assim, atividades como a agricultura, o lazer, a indústria, a pecuária e o abastecimento urbano, exigem específicas avaliações de acordo com os objetivos e realidades existentes no intuito de mitigar os impactos e em sua gestão futura (Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2011).

A contaminação dos corpos de água no Brasil, geralmente envolve uma série de situações, onde as cidades podem ser geradoras de fontes de contaminação, através do lançamento de efluentes, que podem ter origem doméstica, comercial ou industrial, concomitantemente, a zona rural também pode se configurar como geradora de poluição, onde produtos agrícolas para controle de pragas, doenças e adubação são utilizados em excesso ou sem nenhum acompanhamento técnico, chegam até os canais ou contaminam as águas subterrâneas. Um fato perceptível se refere a estreita ligação entre as fontes de poluição e o avanço e diversificação agrícola bem como o crescimento urbano (Sanches *et al.*, 2007; Cerioni *et al.*, 2008; Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2011).

A contaminação das águas implica na sua incapacidade de utilização para consumo humano como também prejudica o funcionalismo ecossistêmico dos mananciais, como consequência do processo de eutrofização. Transformando-os em ambientes propícios a proliferação de algas, podendo ocasionar sérios problemas à saúde (Sanches *et al.*, 2007; Cerioni *et al.*, 2008).

Os usos múltiplos da água estão sendo prejudicados no Brasil devido ao excessivo crescimento de algas em corpos hídricos. Pode-se dizer que um dos

efeitos mais evidentes da eutrofização é a proliferação de algas nestes ambientes aquáticos, em especial as cianobactérias. Contudo o mais preocupante é o fato de que podem produzir toxinas altamente potentes como a microcistina. As florações de cianobactérias podem gerar efeitos indesejáveis para a saúde humana e ambiental como intoxicação humana e morte de animais, respectivamente, se tornando indispensável o conhecimento sobre a extensão e as consequências da eutrofização assim como o emprego de providências de reversão. (Codd, 2000; Carmichael *et al.*, 2001; Paerl *et al.*, 2001; De Oliveira Fernandes *et al.*, 2017).

A ocorrência de florações de cianobactérias em reservatórios utilizados para abastecimento público, tem sido frequente, não apenas no Brasil, esse fenômeno vem ocorrendo em todo o mundo. As intoxicações de humanos pelo consumo de água contaminada por cepas tóxicas de cianobactérias já foram descritas em vários países como Austrália, Inglaterra, China e África do Sul (De Oliveira Fernandes *et al.*, 2017).

As cianobactérias podem desaparecer do reservatório antes que as autoridades de saúde pública considerem uma floração, pois assumem que os padrões de purificação da água utilizados nas estações de tratamento são capazes de remover qualquer problema potencial. Porém, várias cianotoxinas, não podem ser retiradas através de um processo de tratamento convencional (Veiga, 2011). O potencial risco à saúde, a remoção de cianobactérias e suas toxinas são fatores que se tornaram grandes desafios do tratamento de água (Cerioni *et al.*, 2008).

No Brasil, a incorporação das cianobactérias e cianotoxinas como parâmetros de monitoramento deu-se a partir da Portaria MS nº 1.469 (Brasil, 2000). O episódio de Caruaru em Pernambuco no ano de 1996, onde houve a morte de pacientes que realizavam diálise devido à presença de cianotoxinas na água, ressaltou a importância da regulamentação desses compostos na água para consumo humano e também do controle das cianobactérias no manancial (Cybis *et al.*, 2006).

Os estudos que vem sendo realizados no Laboratório de Ecofisiologia e Toxicologia de Cianobactérias da Universidade Federal do Rio de Janeiro (Lect – IBCCFUFRRJ), têm confirmado a ocorrência de cepas tóxicas de cianobactérias em corpos d'água (reservatórios de abastecimento público, lagos artificiais, lagoas

salobras e rios) dos estados de São Paulo, Rio de Janeiro, Minas Gerais, Pará, Paraná, Rio Grande do Sul, Bahia, Pernambuco e do Distrito Federal. Esses registros refletem que os estudos sobre esse tema estão mais concentrados na região centro-sul do Brasil (Cybis *et al.*, 2006).

Quando existem populações de cianobactérias, deve ser efetuado um controle de cianotoxinas e cianobactérias ao longo de pontos críticos do sistema de abastecimento de água. Estes locais incluem o reservatório de água origem da captação, a água bruta da estação de tratamento de água (ETA), pontos chave do processo de tratamento e a água tratada. Uma das prioridades é avaliar a eficiência dos sistemas de tratamento de água na remoção de cianotoxinas (Veiga, 2011).

3.2 Eutrofização

A eutrofização pode ser considerada um processo natural de envelhecimento dos lagos, motivado pelo acúmulo de materiais de origem mineral ou de origem orgânica trazidas pelos cursos de água (Monteiro, 2004).

A intensificação e aceleração desse processo acontece por ação do homem, e baseia-se principalmente no enriquecimento por nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, ocasionando o crescimento excessivo de plantas aquáticas, tanto planctônicas quando aderidas, causando desequilíbrio do ecossistema aquático e progressiva degeneração da qualidade da água dos corpos lênticos (Monteiro, 2004; De Figueirêdo *et al.*, 2007). O desmatamento, criação de áreas agrícolas, industrialização e utilização excessiva de adubos e pesticidas estão entre os principais processos que contribuem para a aceleração da eutrofização. Em função deste problema, muitos reservatórios e lagos já perderam sua capacidade de abastecimento de populações, de manutenção da vida aquática e de recreação (De Figueirêdo *et al.*, 2007).

O processo de eutrofização acelerado pode causar diversas consequências, dentre as quais, destacam-se a liberação de gases com odor e muitas vezes tóxicos (H₂S e CH₄), altas concentrações de matéria orgânica, as quais se tratadas com cloro, podem produzir substâncias carcinogênicas, acentuada queda e alteração da biodiversidade de plantas e animais, além da liberação de toxinas

através das cianobactérias que podem afetar a saúde humana por ingestão de água, principal via de intoxicação, por contato ou por consumo (Veiga, 2011).

As florações de algas e também as cianobactérias podem provocar severos impactos operacionais nas Estações de Tratamento de Água (ETAs), podendo flotar nos decantadores e serem carregadas para filtros, obstruindo-os depois de poucas horas de funcionamento (Codd, 2000). Quando presentes em quantidades expressivas, algumas substâncias produzidas pelas algas podem passar pelos filtros, causando gosto e odor na água tratada, além de possibilitar a formação de compostos organoclorados. Alguns gêneros de cianobactérias podem representar um risco sério aos sistemas de abastecimento de água, caso as ETAs não estiverem preparadas para inativá-las e removê-las (Di Bernardo, 1995; Libânio, 2016).

Segundo os mesmos autores, a presença de cianobactérias em estações de tratamento de água pode causar problemas operacionais em várias etapas do tratamento, dentre os quais pode-se citar: (a) dificuldade de coagulação e floculação; (b) baixa eficiência do processo de sedimentação; (c) colmatação dos filtros; e (d) aumento da necessidade de produtos para a desinfecção. Neste sentido, há possibilidade do emprego de carvão ativado para adsorção dos produtos metabólicos da atividade algal e das cianotoxinas produzidas pelas cianobactérias.

No Brasil, florações de cianobactérias tornam-se cada vez mais frequentes, principalmente em recursos hídricos utilizados para o abastecimento público conforme registrado nos Estados de São Paulo, Santa Catarina, Paraná e Rio Grande do Sul (Yunes *et al.*, 2003).

Do ponto de vista econômico, o excesso da floração de microalgas e cianobactérias provocam aumento no custo do tratamento da água de abastecimento, pois além da necessidade de lavar filtros das estações mais vezes, há também um consumo excessivo de produtos químicos durante o tratamento da água. Além disso, eleva-se o número de análises realizadas para garantir uma água dentro dos padrões de potabilidade exigidos pela legislação vigente (Veiga, 2011).

O Lago Dourado, principal reservatório de abastecimento da cidade de Santa Cruz do Sul-RS, pode ser um exemplo sobre o aumento de custos no tratamento de água. O lago foi oficialmente lançado em 1996, elaborado por uma equipe multidisciplinar, a pedido da CORSAN, tendo por finalidade o armazenamento de

água para abastecimento público no município de Santa Cruz do Sul (Wenzel, 2012).

Desde o seu primeiro ano de utilização em 2005, foram identificadas florações de cianobactérias e dinoflagelados, que a cada ano vem se tornando mais frequentes, resultando em reclamações por parte da população em função do mau cheiro e gosto na água tratada. Com o objetivo de reduzir a eutrofização do sistema, a CORSAN iniciou em março de 2015 o tratamento do Lago Dourado com o remediador trófico Phoslock®. Entre março e abril de 2015 foram aplicadas 12 toneladas do produto, resultando na redução das concentrações de P_{Total} e PO_4^{3-} em 80% e 70% respectivamente. A partir da queda de PO_4 , com valores abaixo do limite de detecção ($<0,02 \text{ mg L}^{-1}$), observou-se a redução da floração de dinoflagelados (*Ceratium* sp.) que ocorria no reservatório (Hydroscience, 2015).

3.3 Métodos de tratamento de águas eutrofizadas

Segundo McCarthy (2009), a eutrofização antrópica é o problema de qualidade da água mais difundido da terra, podendo provocar prejuízos ao meio ambiente. Neste contexto a comunidade científica concorda que é em grande parte causada por descarga crescente de nutrientes, que são abundantes em águas residuais humanas, nos excrementos de animais e em fertilizantes sintéticos aplicados na agricultura, porém há menos conhecimento sobre como reverter este tipo de eutrofização. Experimentos realizados em lagos ao redor do mundo mostram que a adição de nutrientes foi essencial para provocar a proliferação de algas (Schindler *et al.*, 2008; Smith e Schindler, 2009; Spears *et al.*, 2013). Como resultado, as entradas de nutrientes para muitos lagos eutrofizados foram reduzidas, existindo atualmente casos que mostram minimizações bem-sucedidas da eutrofização de lagos.

Segundo Palmer *et al.* (2007), nos Estados Unidos dois dos objetivos mais comuns dos projetos de restauração de mananciais aquáticos são o gerenciamento das zonas ripárias e o melhoramento do habitat interno. Para cada objetivo, uma variedade de atividades e ações são implementadas, algumas delas, como o plantio de mudas, são usadas em quase todos os projetos de restauração, independente do seu objetivo geral.

Na China, um país com grande número de lagos, sendo cerca de um terço de água doce, a maioria bastante superficial, foram ou estão sendo eutrofizados como consequência do rápido desenvolvimento econômico, juntamente com a exploração irracional dos recursos hídricos nas últimas décadas (Qin, 2002).

Um experimento realizado por Pan *et al.* (2011), utilizou a “tecnologia de restauração ecológica induzida pelo solo modificado” (MLS-IER), na baía de Liaoyangyuan, no norte do Lago Taihu na China, a técnica foi desenvolvida para a restauração de lagos rasos degradados.

O lago Taihu, possui cerca de 0,1 km² de área e aproximadamente 1,6 m de profundidade. Os autores explicam que as florações de algas começaram a ocorrer nesta área no final de maio de cada ano após 2006. A circulação natural conduzida pelo vento tende a preencher esta baía de algas. Em agosto de 2006 a baía estava totalmente coberta com mais de 1 cm de biomassa de algas, fenômeno que causou a morte de peixes e macrófitas acompanhado de forte odor, criando problemas significativos a economia e aos habitantes locais.

A tecnologia MLS-IER se constitui basicamente na utilização de solos locais modificados misturados aos inóculos de macrófitas para flocular as florações de algas e decantá-las até o fundo do lago. O aumento da clareza da água e a melhoria da qualidade possibilitam uma rápida restauração de macrófitas submersas em lagos eutrofizados pouco profundos.

O solo foi coletado, sendo então adicionado a ele os inóculos de macrófita juntamente com uma solução de polímero natural chamado quitosano, formando uma suspensão. O polímero é usado para modificar as superfícies das partículas do solo, de modo que estas possam se combinar fortemente com células das algas. A mistura entre o solo, polímero e a água do lago era feita em uma relação controlada (1/1/50), posteriormente pulverizava-se a mistura sobre a superfície do lago. Segundo os autores para lagos pouco profundos (<2 m), esta técnica pode limpar 6.000 a 10.000 m² de floração por hora, o custo médio de material foi de 0,1 US \$/m², e a dosagem/carga média foi de 40-50 g MLS/m².

Como resultado obteve-se um aumento da profundidade de secchi de 0 para 30 cm e os níveis de clorofila-a, fósforo e nitrogênio total foram reduzidos em mais de 86% no prazo de um dia. Quatro meses após o tratamento, as macrófitas submersas foram restauradas com sucesso em toda a baía. As microcistinas RR e LR foram reduzidas em 50% e 40%, respectivamente, em comparação com

aquelas fora da baía 4 meses depois. Este estudo de ensaio de campo indicou que a restauração de macrófitas submersas em lagos pouco profundos poderia ser significativamente acelerada usando a tecnologia MLS-IER. Porém a resposta ecológica a longo prazo e o mecanismo de transição entre as células de algas e as macrófitas submersas no sedimento precisam ser mais estudados em experiências controladas no lago inteiro.

Outro estudo referente ao controle do processo de eutrofização foi desenvolvido por Zhao *et al.* (2013), no lago Yilong localizado no sudoeste da China. Foi elaborado um modelo tridimensional de hidrodinâmica e qualidade da água, simulando a circulação do fluxo, destino e transporte de poluentes e as interações entre nutrientes, fitoplâncton e macrófitas, chamado de Código de Dinâmica dos Fluidos Ambientais (EFDC), o qual foi selecionado como plataforma computacional para o desenvolvimento do modelo.

A qualidade da água do Lago Yilong deteriorou-se acentuadamente em 2009, quando ocorreu um aumento brusco nos níveis de clorofila-a e turbidez. As florações de algas ocorreram frequentemente desde 2009 e causaram grandes perdas econômicas.

O modelo foi utilizado para realizar três conjuntos de cenários para compreensão das respostas da qualidade da água a várias intensidades de redução de carga e medidas de restauração ecológica, incluindo: (a) resposta de florações de algas à existência de vegetação aquática no lago; (b) a variação do requisito de redução de carga correspondente a diferentes padrões de qualidade da água; e (c) o estado de eutrofização do lago correspondente a diferentes padrões de qualidade da água.

Os resultados mostraram que mesmo reduzindo as cargas de nutrientes em até 77%, a concentração de clorofila-a diminuiu apenas 50%. Também pode ser percebido uma forte interação entre a vegetação aquática com o fitoplâncton. O estudo mostrou que a existência de vegetação aquática teve impactos significativos nas florações de algas no lago Yilong, atenuando a intensidade das florações sob a condição de restauração da vegetação, exigindo, contudo, um manejo combinado na bacia hidrográfica como também no lago. Ficou evidente que tanto a redução da carga da bacia hidrográfica quanto a restauração no lago são medidas necessárias para o controle eficaz da eutrofização no lago Yilong.

Nas áreas urbanas, pequenos lagos ou lagoas são componentes importantes do ambiente. Através de sua função ornamental e oportunidades recreativas, eles melhoram a qualidade da vida urbana e fornecem o contato público mais importante com as águas superficiais. A necessidade de uma água apropriada e esteticamente aceitável é crítica nas sociedades modernas (Steffensen, 2008). O incômodo causado pelas florações de algas é um fenômeno generalizado em lagoas urbanas eutróficas na Holanda.

Neste sentido, tanto a eutrofização como as florações de cianobactérias, precisam ser reduzidas, além das fontes externas de fósforo, pois dependendo do histórico de carga deste nutriente no corpo d'água e do tempo de recuperação, essa fonte interna necessita ser abordada (Schindler *et al.*, 2008). No entanto, em muitos sistemas, são necessárias medidas de manutenção repetidas, incluindo a manipulação deliberada de processos na lagoa para melhorar a recuperação, também conhecida como engenharia geológica (Spears *et al.*, 2013; Mackay *et al.*, 2014). A remoção de sedimentos pode ser uma medida eficaz na lagoa referente ao controle da eutrofização sendo frequentemente realizada, porém os custos nas lagoas urbanas holandesas são altos e variam entre 25 a 60 euros por m³ de sedimento, incluindo custos de transporte e tratamento (Brouwer *et al.*, 2002).

Uma alternativa atraente para a dragagem de sedimentos que pode reduzir os custos é a cobertura *in situ* de sedimentos com uma barreira ativa capaz de capturar nutrientes e minimizar sua liberação para a coluna de água (Gibbs *et al.*, 2011). Um agente de cobertura ativo promissor é a argila de bentonita modificada com lantânio (LMB) ou comercialmente chamado de Phoslock[®]. O LMB é eficaz em uma ampla gama de pH na ligação com o fósforo (Douglas *et al.*, 2008), e mostra uma remoção de fósforo muito alta na gama de pH 5 e 9. Outro fator importante de sua utilização é o reconhecimento de que a sua capacidade de ligação não é afetada pela anoxia (Ross *et al.*, 2008).

Para comparar a eficácia da dragagem com a inativação química de fósforo pelo LMB, foi realizado por Waajen *et al.* (2016), um experimento de campo, onde foram estudadas a eficácia de cinco tratamentos *in situ* para mitigar os efeitos da eutrofização em duas lagoas urbanas holandesas localizadas nas cidades de Dongen e Eindhoven. Ambas as lagoas foram divididas em seis compartimentos,

onde cada um possuía uma área superficial de aproximadamente 300 m² variando de 210 e 420 m³.

Lago Dongen está localizado na área urbana da cidade de Dongen, tem uma área de 2500 m². A profundidade da água é de aproximadamente 0,7 m. A lagoa Eindhoven está localizada no norte da cidade de Eindhoven, tem uma área de aproximadamente 7000 m². A profundidade média da água é de 1,5 m.

Nos compartimentos das lagoas os seguintes tratamentos foram testados: O uso de dragagem em combinação com biomanipulação, que envolvia o controle da população de peixes e introdução de macrófitas, com e sem adição de um cloreto de polialumínio floculante de baixa dose (PAC) ou cloreto de ferro; interceptação e redução de liberação de fósforo de sedimento com Phoslock[®], em combinação com biomanipulação com e sem PAC; biomanipulação sozinha; e um controle. Os compartimentos ficaram, portanto, configurados da seguinte maneira:

1. dragagem + biomanipulação (DB)
2. dragagem + PAC + biomanipulação (DPB)
3. LMB + biomanipulação (LB)
4. LMB + PAC + biomanipulação (LPB)
5. biomanipulação (B)
6. controle (C)

Durante o período experimental, a dragagem combinada com a biomanipulação mostrou concentrações médias de clorofila-a de 5,3 e 6,2 mg L⁻¹, em comparação com 268,9 e 52,4 mg L⁻¹, nos compartimentos de controle. O Phoslock[®] pode ser uma alternativa eficaz à dragagem, em combinação com biomanipulação, apresentou concentrações médias de clorofila-a de 5,9 e 7,6 mg L⁻¹. A biomanipulação sozinha em Dongen apenas teve um efeito positivo temporário sobre a qualidade da água, enquanto que em Eindhoven não foi observada nenhuma melhora. Nos compartimentos de controle, o estado turvo persistiu, exigindo a implementação de tratamentos *in situ* para melhorar a qualidade da água.

Sem redução na biomassa de peixe, o processo de dragagem ou a adição de PAC tiveram pouco efeito sobre a qualidade da água. Os estoques iniciais de peixes de 1212 kg ha⁻¹ em Dongen e 927 kg ha⁻¹ em Eindhoven, mantiveram as águas em estado turvo através da ressuspensão do sedimento, evitando assim estabelecimento de macrófitas submersas.

Com base nos resultados deste estudo, pode-se concluir que a hipótese da combinação de biomanipulação e Phoslock® pode ser efetiva na redução da biomassa de fitoplâncton e no estabelecimento e manutenção de um estado de águas claras, desde que a entrada de fósforo externo seja limitada. Geo-engenharia usando LMB para controlar a carga interna P pode ser uma alternativa à dragagem em lagoas urbanas. O uso de LMB é suficiente e a vantagem adicional do floculante PAC não foi mostrada.

Ao recuperar a qualidade da água das lagoas urbanas, é necessária uma atenção contínua à redução simultânea do carregamento externo de fósforo e à manutenção de uma comunidade de peixes adequada. As diferenças entre os dois sites experimentais sustentaram a importância de uma análise do sistema específico do local para escolher as medidas atenuantes mais promissoras. Os autores também concluíram que o compromisso dos órgãos de gerenciamento de água, comunidade, membros de associações de pesca e outras partes interessadas é indispensável para controlar a eutrofização em lagoas urbanas.

3.4 Algae Turf Scrubber (ATS®)

Há uma crescente necessidade de tecnologias de baixo custo que visem melhorias na qualidade da água e nos sistemas aquáticos degradados. A engenharia ecológica oferece uma abordagem para gerenciar estes problemas através do desenvolvimento de projetos de ecossistemas controlados projetados especialmente para tratamento de água (Kangas, 2004).

O Algae Turf Scrubber (ATS®) é um sistema de fluxo de água ecologicamente projetado, que utiliza fundamentalmente a fotossíntese das algas para controlar uma ampla variedade de parâmetros de qualidade de água. Desenvolvido na década de 1980 no Smithsonian Institution em Washington, D.C. nos Estados Unidos, como um biomimetismo da produtividade primária de recifes de corais. As unidades ATS® funcionavam para controlar nutrientes, níveis de oxigênio, carbonato de sistemas, incluindo calcificação (através do controle de CO₂) e para minimizar os compostos tóxicos gerados pela ação antrópica. O escalonamento de sistemas ATS® se iniciou em meados de 1990 e início do século XXI. O emprego de sistemas ATS® variou desde o uso para aquicultura e tratamento

terciário de águas residuais até a remoção de nutrientes de canais agrícolas (Adey *et al.*, 2013).

O funcionamento de um sistema ATS[®] consiste no crescimento de uma comunidade de algas que se desenvolve aderida em uma tela, dentro de uma calha de água rasa ou pista pela qual a água é bombeada. A água é bombeada para a pista, onde a comunidade de algas fornece tratamento da água por absorção de compostos inorgânicos durante a fotossíntese. As algas removem os nutrientes através da absorção biológica e os "capturam" através da produção de biomassa. No final da pista, a água é liberada de volta para a via fluvial com uma menor concentração de nutrientes do que quando foi bombeada para o sistema. As algas são colhidas aproximadamente uma vez por semana, durante a estação de crescimento, removendo efetivamente os nutrientes capturados sob a forma de biomassa de algas. Devido à taxa de crescimento rápido de algas no sistema ATS[®], esta tecnologia pode remover nutrientes da água a uma taxa muito rápida. A colheita também é importante, pois rejuvenesce a comunidade de algas e ajuda a manter altas taxas de crescimento (Ray *et al.*, 2015).

A colheita também impede ou reduz os efeitos potenciais de predação por seres invertebrados. Na verdade, taxas de produção de biomassa de sistemas ATS[®] estão entre as mais altas de quaisquer valores registrados para os ecossistemas naturais ou construídos (Adey e Loveland, 2011). Devido à rápida taxa de crescimento de algas no sistema ATS[®], esta tecnologia pode remover nutrientes inorgânicos, incluindo nitrogênio e fósforo, e produzir oxigênio a uma taxa elevada, reduzindo assim os impactos do processo de eutrofização a jusante. As características de design de um sistema ATS[®] incluem a taxa de fluxo de água, a inclinação da pista, a taxa de carga de nutrientes na água e o tipo de tela utilizada para cultivar algas (Adey e Loveland, 2011; Higgins e Kendall, 2012).

O sistema ATS[®] pode ser semeado ou naturalmente colonizado por algas e vários outros organismos que compõem o perifíton, que pode ser definido como uma comunidade bentônica e inclui uma matriz de bactérias, fungos, algas, detritos e a fauna que é suportada por esta matriz (D'aiuto *et al.*, 2015). A Comunidade perifítica existente em um ATS[®] pode influenciar positivamente a qualidade da água, removendo nutrientes, quebrando ou reduzindo contaminantes orgânicos, absorvendo metais pesados, aumentando o pH, e

aumentando os níveis de oxigênio dissolvido (Adey *et al.*, 1996; Mulbry *et al.*, 2010; Sandefur *et al.*, 2011; Adey *et al.*, 2013; Rothman *et al.*, 2013).

Os efeitos acima resultam de uma combinação de processos fisiológicos e complexas interações ecológicas. Esses processos e interações, por sua vez, são influenciadas pelos parâmetros externos como a taxa de fluxo, temperatura e luz solar por exemplo. Ainda é auto induzida por mudanças microambientais que ocorrem como resultado de crescimento e metabolismo da comunidade, como exemplo pode ser citado a influência sobre a turbulência, o auto sombreamento e a liberação de compostos orgânicos, tais como fosfatases (D'aiuto *et al.*, 2015).

O perifíton, que cresce e se desenvolve anexado a uma superfície (ou substrato) em um ambiente de fluxo, normalmente ocorre na natureza em ambientes aquáticos rasos onde a luz e o fluxo de água estão disponíveis. Seu cultivo controlado usando várias configurações de projeto tem sido investigado para recuperação de águas naturais poluídas, recuperação de nutrientes de fluxos de águas residuais e produção de biomassa para os biocombustíveis (Kardel *et al.*, 2015).

Os sistemas ATS[®] oferecem um meio controlável para remover nutrientes dissolvidos e produzir uma biomassa adequada para uso como adubo orgânico de liberação lenta (Kangas e Mulbry, 2014). As taxas de remoção de nutrientes em sistemas ATS[®] são funções de taxas de crescimento de algas e conteúdo de nutrientes de algas. Em geral, tanto as taxas de crescimento quanto o conteúdo de nutrientes são altamente dependentes da qualidade da água que entra no sistema. Os aumentos nas concentrações de nutrientes do efluente levam a maiores taxas de crescimento das algas e ao maior teor de N e P nas algas colhidas (Mulbry *et al.*, 2008). Os pesquisadores envolvidos no presente campo de trabalho mostraram também que o movimento oscilante (impulso) criado pela ação das ondas ou ventos era um fator principal dirigindo a alta produtividade (Adey e Loveland, 2011).

Pesquisas para melhorar o desempenho do ATS[®] continuam. A produtividade de algas cultivadas em ATS[®] é principalmente limitada pela interação da luz solar e temperatura, porque geralmente se utilizam águas ricas em nutrientes para operar o sistema. Os insumos de usinas industriais (gás rico em dióxido de carbono e água aquecida do uso de resfriamento) estão sendo testados quanto

ao seu potencial para estimular o crescimento de algas em ATS® (Rosenberg *et al.*, 2008; Mulbry *et al.*, 2010; Adey e Loveland, 2011).

Testes recentes desenvolvidos por Adey *et al.* (2013) e Kardel *et al.* (2015) com telas e estruturas tridimensionais também indicaram aumento do crescimento de algas como resultado da área de superfície maior para a ligação e suporte de espécies de algas. Finalmente, estão sendo desenvolvidas e testadas variações nas telas originais, o que ampliará a aplicação da tecnologia para locais abertas. Devido ao seu design modular e flexível, o ATS® pode ser instalado em uma série de configurações para utilizar águas residuais ou águas poluídas de rios, lagos e costas para benefício múltiplo.

3.4.1 Bibliometria – Estado da arte

Utilizando o software VOSviewer, uma ferramenta para a construção e visualização de redes bibliométricas, pôde-se observar (Figura 1), a influência de pesquisas mundiais relacionadas com o tema “turf scrubber” na base de dados do *web of science*.

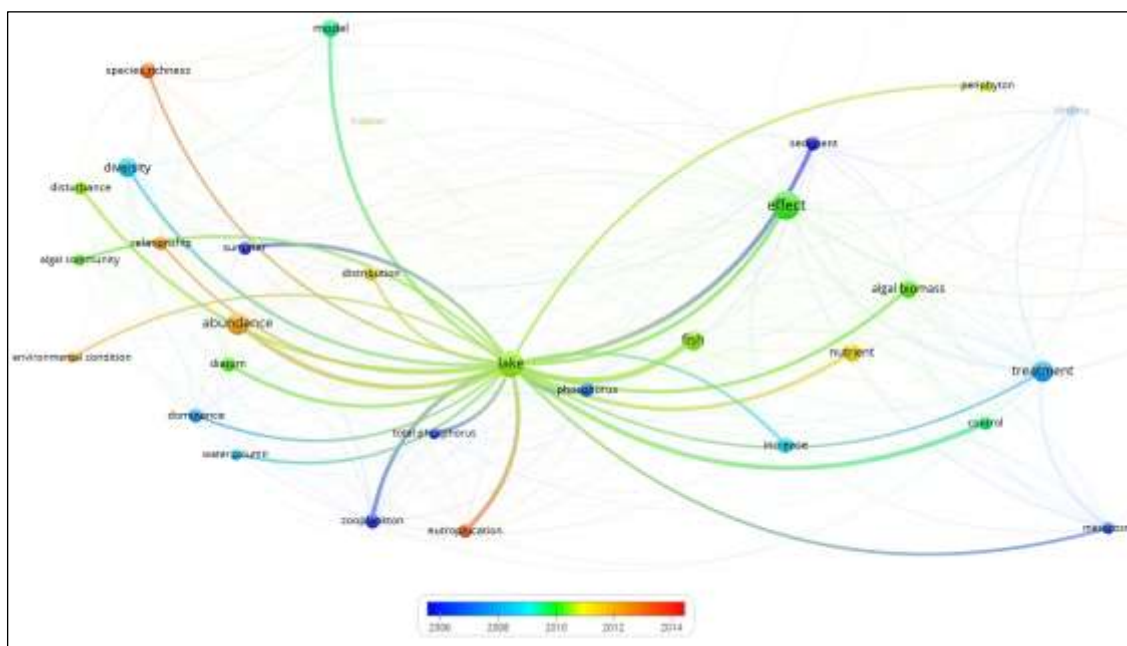


Figura 1- Pesquisa sobre o tema *Turf scrubber* utilizando a base de dados do *web of Science*.

Quando se analisa as pesquisas relacionadas com a palavra lago, percebe-se um enfoque nas pesquisas, ao longo dos anos, com relação a diversidade e

interesse comercial. Os primeiros metros de muitos corpos de água contêm algas planctônicas. Como 75% da Terra são cobertos por água, a estimativa é de que 80% do O₂ da Terra seja produzido pelas algas planctônicas (Pulz e Gross, 2004; Tortora *et al.*, 2016).

As pesquisas no Brasil, evoluem para a investigação de espécies potenciais para bioenergia, biorrefinaria de coprodutos, alternativas econômicas para a produção de biocombustíveis, biorremediação com relação ao tratamento de águas residuais, lipídios, redução dos custos nos cultivos, produção e obtenção de biomassa e engenharia genética. (Kligerman e Bouwer, 2015).

O termo genérico de microalgas refere-se a um grande grupo de micro-organismos fotossintéticos muito diversos de dimensões microscópicas (Walter *et al.*, 2005). As microalgas também envolvem-se em diferentes e diversas atividades de equilíbrio ecológico para controle de poluição no meio ambiente. Elas atuam como mitigadoras de gases de efeito estufa, e no tratamento de águas residuais (NH₄⁺, NO₃⁻, PO₄⁻³), contribuindo para o controle da poluição ambiental (Abdel-Raouf *et al.*, 2012).

Em relação ao tratamento de água, as microalgas são eficientes para remover diferentes tipos de poluentes e produtos químicos tóxicos, como nitrogênio, fósforo, potássio, nitrito, sílica, ferro, magnésio e outros produtos químicos de águas residuais municipais e industriais (De-Bashan e Bashan, 2010; Christenson e Sims, 2011).

Além disso, as microalgas têm alta capacidade para acumular metais pesados (selênio, cromo, chumbo), metalóides (arsênio) e compostos tóxicos orgânicos (hidrocarbonetos) para formar biomassa de microalgas que posteriormente podem ser utilizados para a produção de biocombustíveis (Gattullo *et al.*, 2012).

A maioria das espécies tendem a produzir mais biomassa do que plantas terrestres por unidade de área, apresentando um crescimento rápido, possibilitando a geração de grandes volumes de biomassa, se configurando como uma alternativa de rápido crescimento, necessitando de áreas muito menores se comparadas ao cultivo de plantas terrestres. Os cultivos intensivos de microalgas representam um dos mais modernos processos da biotecnologia. A partir desses cultivos é possível obter-se alimento e vários produtos de interesse nutricional, farmacológico e industrial, a custos muito inferiores do que aqueles empregados

pela agricultura tradicional, e numa velocidade de produção muito mais rápida (Chisti, 2007).

O potencial uso das microalgas como principais e mais eficientes geradoras de biomassa ainda requer compreensão abrangente, mas há pouca dúvida de que elas irão eventualmente tornar-se as mais importantes fontes de energia renovável (Phukan *et al.*, 2011). O uso de microalgas como matéria-prima para a geração de bioenergia apresenta-se promissor devido a alguns fatos:

- Os tempos de duplicação de biomassa nas microalgas, durante o crescimento exponencial, são geralmente baixos, podendo ocorrer a cada 3,5 h (Chisti, 2007);
- Devido à sua estrutura celular simples, as algas podem ter maiores taxas de produção de biomassa e óleo do que as culturas convencionais, como a soja e o milho por exemplo. O teor de óleo em microalgas pode exceder 80% em peso de biomassa seca (Chisti, 2007);
- Seu conteúdo lipídico pode ser ajustado através da alteração da composição dos meios de crescimento (Meher *et al.*, 2006);
- Águas residuais podem ser usadas para o cultivo das microalgas (Schenk *et al.*, 2008);
- Após a extração de óleo, a biomassa de algas resultante pode ser processada em etanol, metano, alimento para gado, usado como fertilizante orgânico devido à sua alta relação N: P, ou simplesmente queimado para cogeração de energia (eletricidade e calor) (Wang *et al.*, 2008);
- A colheita pode acontecer em quase todas as épocas do ano, proporcionando um fornecimento confiável e contínuo de óleo (Schenk *et al.*, 2008);
- Dependendo da espécie, as microalgas produzem muitos tipos de lipídios, hidrocarbonetos e outros óleos complexos (Guschina e Harwood, 2006);
- As algas podem produzir 30-100 vezes mais energia por hectare em comparação com as culturas terrestres (Demirbas, 2010);

- A geração de biomassa a partir de algas pode ser atrelada com a mitigação de CO₂ dos gases de combustão, tratamento de águas residuais e produção de produtos químicos de alto valor (Shuping *et al.*, 2010).

No Brasil, trabalhos publicados com microalgas no período de 1980 a 2012, em grande parte, são de natureza taxonômica, mesmo que diferentes regiões do país permaneçam muito pouco conhecidas com relação ao assunto. A necessidade de mais estudos taxonômicos e sobretudo outras abordagens torna-se imperativo num país como o Brasil, por ser um dos principais *hotspots* da biodiversidade do planeta (Sassi, 2016).

3.6 Composição da biomassa do perifíton

O presente século testemunhou uma maior ênfase no uso da biomassa como alternativa aos combustíveis fósseis devido à sua natureza renovável e à redução das emissões de CO₂. A geração de energia de biomassa está entre as fontes de energia renováveis mais promissoras, mais bem mencionadas e altamente subsidiada. A biomassa pode ser sustentável, ambientalmente correta e economicamente sólida. (Phukan *et al.*, 2011).

A procura por novas fontes de energia pode ser conseguida através da utilização dos componentes da biomassa das microalgas, elas são as produtoras biológicas de óleo mais eficientes do planeta e uma versátil fonte de biomassa, podendo em breve ser uma das culturas mais importantes para a geração de combustíveis renováveis (Del Campo *et al.*, 2007). Diferentes tipos de biocombustíveis, como por exemplo o biodiesel, o metanol e o etanol podem ser produzidos a partir da biomassa de microalgas (Baunillo *et al.*, 2012). A produção destes biocombustíveis a partir de fontes naturais renováveis, como as microalgas, é considerada como uma opção mais sustentável tendo potencial para substituir os combustíveis fósseis e atuar efetivamente na redução das emissões dos gases de efeito estufa e, portanto, pode auxiliar a atingir as metas de energia renovável (Georgianna e Mayfield, 2012).

Outro item importante da composição da biomassa se refere as proteínas. Relativo à alimentação animal, pelo menos no curto e médio prazo, os setores de alimentos para gado e aquicultura parecem estar entre as áreas mais promissoras

para se concentrar na geração de receitas (Harun et al., 2010). O mercado global de alimentos para animais foi avaliado nos últimos anos em US \$ 550 bilhões, divididos entre o mercado de aves, avaliado em US \$ 69,9 bilhões, suínos US \$ 89,3 bilhões, gado US \$ 330,9 bilhões e aquicultura US \$ 60,5 bilhões. Este nicho de mercado está buscando continuamente fontes novas e sustentáveis de nutrientes essenciais (Tibbetts et al., 2015). Um grande número de avaliações nutricionais e toxicológicas demonstraram a adequação da biomassa de algas como suplemento alimentar valioso ou substituto por fontes convencionais de proteína como o farelo de soja, farinha de peixe, farelo de arroz, etc. (Becker, 2007). Dependendo da espécie, das condições ambientais e dos métodos de colheita e processamento, a biomassa de algas pode ser uma fonte altamente atraente para alimentos ou aditivos para a criação de animais (Hudek et al., 2014).

Para ser utilizada como alimento animal, uma cepa microalgal precisa atender uma série de requisitos. Deve ser facilmente cultivada e não tóxica. Também precisa ter tamanho e forma corretos para ser ingerida e ter altas qualidades nutricionais e uma parede celular digerível para disponibilizar nutrientes (Spolaore *et al.*, 2006).

Com relação a alimentação humana, embora, as microalgas sejam utilizadas como alimento em países como a China e tenham sido consideradas como uma solução para a falta de alimentos no mundo, seu uso em escala global parece limitado a alimentos saudáveis e suplementos alimentares (Milledge, 2011). Os principais obstáculos são a consistência em pó da biomassa seca, sua cor verde escuro e seu cheiro ligeiramente peixeiro, que limitam a incorporação do material de algas em alimentos convencionais (Becker, 2007). Para aumentar as potenciais aplicações nos alimentos e para agregar ao seu valor comercial, as proteínas de microalgas podem passar por um processo de isolamento, sendo separadas da célula da microalga sem qualquer cor e sabor intensos e sem alterações na estrutura molecular (Schwenzfeier *et al.*, 2011).

Devido à sua composição global, as microalgas são geralmente utilizadas no campo da nutrição humana e animal. No entanto as microalgas são uma importante fonte natural para uma enorme variedade de compostos valiosos, incluindo os ácidos graxos e uma diversidade de pigmentos, para os quais esses microrganismos fotossintéticos representam um recurso biológico quase exclusivo (Del Campo *et al.*, 2007).

As microalgas contêm carotenoides, que são particularmente utilizados como aditivos funcionais, dada a sua atividade antioxidante, nutricional como provitamina A e como corantes alimentares (Simionato *et al.*, 2011). Entre os carotenoides existentes destacam-se o β -caroteno e a astaxantina. Além dos carotenóides, certos tipos de microalgas, contêm ficobiliproteínas, pigmentos acessórios fotossintéticos. São compostos proteicos, muito coloridos (vermelhos ou azuis). Estes pigmentos de algas têm potencial como corantes naturais para alimentos, cosméticos e produtos farmacêuticos. A DIC Corporation, uma empresa de produtos químicos finos, incluindo pigmentos, produz um corante natural derivado da *Spirulina*, chamado *Linablue*®, que é usado em gomas de mascar, gelo, refrigerantes, produtos lácteos e wasabi (Spolaore *et al.*, 2006; Becker, 2007; Raja *et al.*, 2008).

Outro componente relevante da biomassa são os ácidos graxos, saturados ou insaturados (12 a 22 átomos de carbono). Entre todos os ácidos graxos em microalgas, alguns das famílias ω 3 e ω 6 são de particular interesse para a saúde. As microalgas também representam uma fonte valiosa de quase todas as vitaminas essenciais (Spolaore *et al.*, 2006).

Outro emprego nobre é a mitigação biológica do CO₂ para resolver o problema da emissão de gases de efeito estufa. As microalgas fixam o CO₂ para o crescimento durante a fotossíntese (Chisti, 2007). Em comparação com as plantas terrestres, as microalgas são mais eficientes na captura de energia solar, até 10 a 50 vezes mais eficientes devido à sua natureza rápida. As microalgas têm a capacidade de assimilar o CO₂ ambiental, o CO₂ da queima de combustíveis, e o CO₂ quimicamente fixado sob a forma de carbonatos solúveis (Rosenberg *et al.*, 2008; Moreira e Pires, 2016).

A biomassa de microalgas também pode ser processada como fertilizante para melhorar a composição mineral de solos com insuficiência de minerais, uma vez que atuais estratégias de manejo do solo dependem principalmente de fertilizantes à base de produtos químicos inorgânicos, o que causa uma séria ameaça para a saúde humana e o meio ambiente. A exploração da biomassa como biofertilizante tornou-se importante pelo seu potencial papel na segurança alimentar e na produção sustentável de culturas (Bhardwaj *et al.*, 2014).

A biomassa de microalgas pode fornecer ainda compostos bioativos de alto valor agregado. Os metabolitos primários são componentes utilizados para o

crescimento, incluem carboidratos, proteínas e lipídios. Os metabólitos secundários, em contrapartida, são componentes que não são utilizados para o crescimento; geralmente, eles servem como mecanismos de defesa para os organismos, e são caracterizados como compostos bioativos. Podem ser manipulados para produzir medicamentos ou suplementos úteis. Entre os componentes valiosos produzidos pelas microalgas estão os antioxidantes (Millao e Uquiche, 2016). As microalgas são expostas a tensões radicais e a um alto nível de oxigênio devido à sua natureza fototrófica. Como consequência, elas desenvolveram muitos sistemas de proteção proficientes contra estressores radicais e oxidativos. Esses sistemas permitem que elas evitem a acumulação de espécies reativas de oxigênio e radicais livres e se protejam contra atividades prejudiciais às células (Maadane *et al.*, 2015).

Se analisarmos somente as indústrias de alimentos e produção de fármacos, é possível notar um potencial de crescimento inesgotável. Pode-se dizer que as sociedades futuras provavelmente terão suas necessidades supridas pela contribuição de produtos extraídos das microalgas como por exemplo alimentos, cosméticos e corantes (Phukan *et al.*, 2011).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

O sistema ATS® foi construído junto ao Lago Dourado (Figura 3), reservatório artificial de água da cidade de Santa Cruz do Sul - RS, localizado próximo ao Rio Pardinho, entre a RS- 409 e a BR-471. Ocupa uma área de acúmulo de água de 119 hectares e serve para acumulação de 3 milhões de metros cúbicos de água. Segundo a última batimetria realizada tem uma profundidade média de aproximadamente 3 m (Wenzel, 2012; Tecnogeo, 2013).

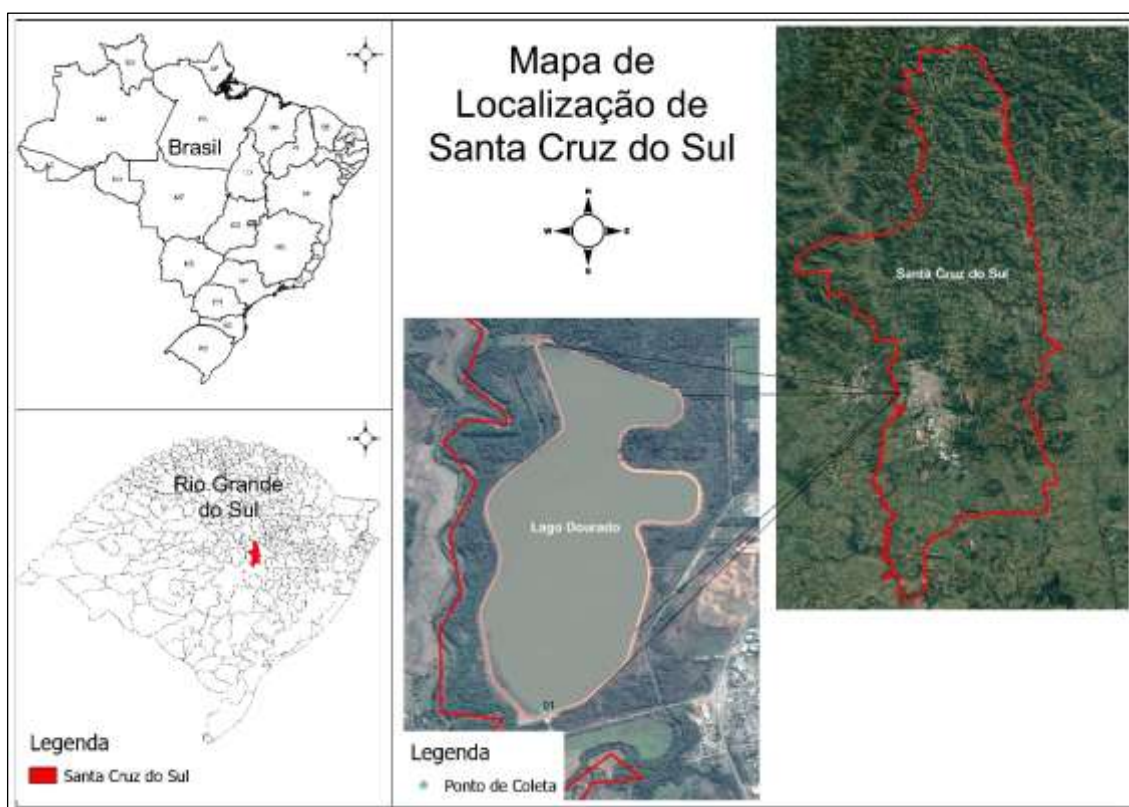


Figura 3 - Localização da área de estudo e do ponto de instalação e coletas de amostras do sistema ATS®.

4.2 Unidade ATS® piloto no Lago Dourado

Foi construída uma unidade de ATS® piloto (Figura 4), no Lago Dourado. Confeccionada em acrílico de 3 mm de espessura, apoiado, por uma estrutura de ferro (vigas de aço modelo U de 4", vergalhão de ferro 1/4" e cantoneiras de ferro de 1/4"). O sistema possui 5 m de comprimento por 1 m de largura. O bombeamento

é realizado através de uma bomba d'água submersível modelo BCS-S1 de 1/6 cv, mangueira de 1/2" em pvc, canos de 1/2" de cpvc e válvula de esfera 1/2" para controle da vazão.

A rampa foi dividida em três canais (*floways*), tendo cada um 5 m de comprimento e 0,3 m de largura. A vazão para o fornecimento de meio de cultivo, foi ajustada com média de 1,5-2 L min⁻¹, com uma velocidade de 0,1 m s⁻¹, através de onda artificial pulsante de período ajustável entre 60-120 s.

Sobre os canais foram dispostas telas de nylon tipo mosquiteiro com fio de polietileno 0,27 mm e trama de 1,2 x 1,2 mm. A seleção do material baseou-se nos critérios de preço, reutilização e facilidade de obtenção. O material de suporte foi cortado em peças de 40 x 510 cm e fixado no fundo dos canais. Uma vez que as células de algas anexas formaram uma "esteira" grossa na superfície, o canal era drenado e a biomassa perifítica podia ser então colhida usando raspadores (espátulas de metal e plástico). Após cada colheita, o suporte de fixação foi colocado novamente no canal de crescimento. As células de algas residuais ligadas na superfície foram utilizadas como inóculo para o próximo ciclo de crescimento.

A interrupção do fluxo de água ocorreu durante o prazo para coletas de perifíton, aproximadamente 4 horas por coleta. Após a instalação do ATS[®], constituído de: rampa, sistema de recalque e substrato para fixação do biofilme, foi realizado o monitoramento do tempo requerido para formação do biofilme, da qualidade físico-química da água após escoamento pelo sistema e coleta do perifíton para fins de produtividade do sistema e caracterização bioquímica.



Figura 4 - Unidade piloto ATS® instalada junto ao reservatório de abastecimento de água de Santa Cruz do Sul.

4.3 Coleta e acondicionamento do material biológico

Referente as amostras de água, foi realizada coleta de uma amostra de água bruta e outra de água tratada (água que passou pelo sistema ATS®) com periodicidade semanal. As amostras foram armazenadas em frascos plásticos de 1 L, e protegidas por papel alumínio, para que não houvesse a penetração de luz, evitando o metabolismo fotossintético. O transporte das amostras coletadas até o laboratório do Centro de Pesquisa e Treinamento em Biotecnologia (CPTBIO) e o laboratório da CORSAN, foi realizado sob refrigeração, assim como a etapa de armazenamento até o momento de ensaio.

No processo de coleta de biomassa, a bomba de adução de água bruta era desligada, e as coletas iniciavam-se após a retirada do excesso de água nas rampas. A remoção do material foi realizada de maneira manual com o auxílio de raspadores (espátulas e facas). A biomassa coletada foi armazenada em sacola plástica e mantida sob refrigeração para transporte até o laboratório do CPTBIO.

4.4 Análise da qualidade da água e biomassa

Foi realizada a medição, *In loco*, da temperatura da água com termômetro de imersão parcial, submergindo-o diretamente no corpo d'água.

Para análises de cor, turbidez e pH, uma amostra era encaminhada ao laboratório da CORSAN. Outra amostra era conduzida ao laboratório do Centro de Pesquisa e Treinamento em Biotecnologia (CPTBIO) da Universidade de Santa Cruz do Sul (UNISC), para análise de alcalinidade, carbono e nitrogênio total (COT). Uma terceira amostra era conduzida até a Central Analítica, também localizada na UNISC, para análise de fósforo total.

As amostras da biomassa eram levadas para o laboratório do Centro de Pesquisa e Treinamento em Biotecnologia (CPTBIO) da Universidade de Santa Cruz do Sul (UNISC), onde foram realizadas análises do rendimento em peso (g), análise elementar, proteínas, cinzas, determinação estrutural de carboidratos, teor de lipídios e ácidos graxos.

4.4.1 Alcalinidade

A alcalinidade foi determinada transferindo-se 100 mL da amostra para um *erlenmeyer* de 250 mL, e adicionado 3 gotas de fenolftaleína, em seguida foi observado se a amostra apresentou coloração rósea, neste caso foi titulado com H_2SO_4 0,01 mol L^{-1} , até seu descoloramento, o volume gasto foi anotado e designado como (V_1), após a anotação o volume da bureta foi completado. O próximo passo foi adicionar 3 gotas de indicador misto, se a amostra apresentasse coloração esverdeada, prosseguia-se a titulação com H_2SO_4 0,01 mol L^{-1} , até o ponto final de titulação indicado pela coloração avermelhada, logo era anotado o volume gasto (V_2).

O cálculo da alcalinidade total e a determinação dos teores de alcalinidade devido aos íons específicos, expressos em mg L^{-1} (CaCO_3), foi realizado da seguinte maneira:

- Alcalinidade total mg L^{-1} (CaCO_3) = $(V_1+V_2) \times 10$
- Alcalinidade devido a íons específicos mg L^{-1} (CaCO_3):

Se $V_1 > 0$ e $V_2 = 0$, a alcalinidade será devida apenas a OH^- . Alcalinidade hidróxida = $V_1 \times 10$.

Se $V_1 > V_2$, teremos OH^- e CO_3^{2-} . Alcalinidade hidróxida = $(V_1 - V_2) \times 10$ e Alcalinidade carbonatos = $2V_2 \times 10$.

Se $V_1 < V_2$ teremos CO_3^{2-} e HCO_3^- . Alcalinidade carbonatos = $2V_1 \times 10$ e Alcalinidade bicarbonatos = $(V_2 - V_1) \times 10$.

Se $V_1 = V_2$, teremos somente CO_3^{2-} . Alcalinidade carbonatos = $(V_1 + V_2) \times 10$.

Se $V_1 = 0$ e $V_2 > 0$, a alcalinidade será devida apenas a HCO_3^- . Alcalinidade bicarbonatos = $V_2 \times 10$.

O procedimento foi repetido três vezes para cada amostra, posteriormente foi calculada a média e o desvio padrão.

4.4.2 Determinação do carbono orgânico total – COT

As amostras líquidas, provenientes da entrada e saída do sistema ATS® no lago dourado passaram por análises de COT, onde foram previamente filtradas e diluídas, e então analisadas no equipamento de marca Shimadzu, H544353. O método de oxidação catalítica por combustão realiza a combustão total das amostras pelo seu aquecimento a uma temperatura de 680°C, em um meio rico em oxigênio, dentro de um tubo de combustão preenchido com um catalisador de platina. O dióxido de carbono gerado pela oxidação é resfriado e desumidificado, e então verificado usando-se um detector de gás infravermelho (Non Dispersive Infrared Sensor- NDIR sensor). A concentração de CT (carbono total) na amostra é obtida através da comparação com uma curva de calibração. A concentração dos outros elementos é conseguida expondo a amostra oxidada ao processo de aspersão, oxida-se o CI (carbono inorgânico), em dióxido de carbono, obtendo-se a concentração de CI por meio da detecção deste com o NDIR. A concentração de COT é então calculada subtraindo a concentração de IC da concentração de CT obtido. Para a medição de nitrogênio total o equipamento adota os métodos de decomposição térmica / quimioluminescência a 720°C.

4.4.3 Determinação de fósforo

As amostras líquidas provenientes da entrada e saída do sistema ATS® no lago dourado também foram enviadas a central analítica para determinação da

concentração de fósforo. O método analítico utilizado foi SMEWW 4500-P E segundo Apha (2012).

4.4.4 Extração de Lipídios

A extração de lipídios foi definida através de uma adaptação do método de extração descrito por Bligh e Dyer (1959). A partir da biomassa seca, foram pesados 0,3 gramas do material em tubos Falcon de 50 mL. Posteriormente foram acrescentados 2 mL de clorofórmio e 1 mL de metanol, esta mistura seguiu para banho ultrassônico com gelo onde permaneceu por 45 minutos e em seguida foi armazenada em freezer a -20°C por 4 horas. Após este intervalo, a amostra foi novamente ultrassonificada por 30 minutos sendo posteriormente centrifugada a 2500 rpm durante 15 min. A fase lipídica, caracterizada pelo sobrenadante, foi transferida para outro tubo tipo Falcon e armazenada temporariamente. Para remoção dos lipídios eventualmente retidos na biomassa restante da primeira etapa, foi realizada uma nova lavagem, repetindo-se as etapas até se obter o sobrenadante.

Finalmente, foi adicionado à fase lipídica 4 mL de água deionizada e 2 mL de clorofórmio, com posterior centrifugação por 15 min a 2500 rpm. Em seguida, a fase inferior foi transferida para balões vítreos previamente pesados e encaminhados para estufa, onde sofreram o processo de secagem e evaporação do solvente à 40°C, até peso constante.

O teor de lipídios foi calculado com base na massa seca de biomassa de perifíton coletado.

4.4.5 Determinação de ácidos graxos da biomassa

A determinação de ácidos graxos presentes nos lipídios extraídos, efetuou-se no CG/MS através da derivatização dos triacilgliceróis das amostras em ésteres metílicos. A metodologia empregada se utilizou de balões com fundo redondo onde foram adicionados 0,100 g do conteúdo previamente extraído e 6 mL de solução metanólica, seguida de refluxo com aquecimento durante 20 min. Em seguida, foram acrescentados 7 mL de BF₃ através do condensador por gotejamento, ficando em refluxo por mais 4 min para posterior adição de 5 mL de

heptano via condensador, com consecutivo refluxo por mais 2 min, sendo posteriormente retirados os balões para resfriamento a temperatura ambiente. A próxima etapa constituiu-se da adição aos balões de 2 mL de solução saturada de NaCl, seguidos de leve agitação para visualização de duas fases, onde a fase superior foi recuperada. Foram então acrescentados cerca de 0,5 g de Na₂SO₄ anidro previamente seco em estufa à 105°C.

Os extratos obtidos foram submetidos à análise por cromatografia gasosa em cromatógrafo Shimadzu GC 2010 MS-QP 2010 Plus com detector de massas. A coluna capilar utilizada foi a ZB-WAX (30 m x 0,25 mm x 0,25 µm), para arraste foi utilizado o gás hélio, com fluxo constante de 1,0 mL min⁻¹. A temperatura do injetor foi de 250°C, sendo o volume injetado igual a 1 µL, e modo de injeção *Split* (1:10). A programação de temperatura do forno foi 70°C, 4°C/min, até 240°C por 5 min, sendo em seguida elevada a temperatura de 250°C, totalizando 49,50 minutos de análise, a temperatura da interface foi de 260°C e a fonte de ionização por impacto de elétrons foi de 270°C.

4.4.6 Análise elementar (CHNS)

As composições elementares da biomassa coletada foram determinadas em um analisador elementar Perkin Elmer PE-2400 CHNS. As análises foram feitas em duplicata, utilizando-se amostras de 2 mg, pesadas em microbalança acoplada ao aparelho. O padrão de referência empregado foi a acetanilida (C = 71,09%, H = 6,71%, N = 10,36%), sendo o aparelho padronizado anteriormente ao início da leitura das amostras, que foram alternadas por leituras de brancos, na razão de um branco para cada padrão.

Na determinação da proteína, multiplica-se o valor encontrado para o nitrogênio pelo fator de correção de 4,78, que converte o nitrogênio em proteína (Templeton e Laurens, 2015).

4.4.7 Determinação de fósforo da biomassa

A determinação do fósforo contido na biomassa perifítica foi definido através de uma adaptação do método de extração de fósforo em fertilizantes descrito pela Aoac (1990). A partir da biomassa seca, foi pesado 1 g de amostra e transferida

para um frasco *Kjeldahl*, adicionaram-se 25 mL de HNO₃, fervendo a solução por 35 minutos na temperatura de 83°C para oxidar toda matéria orgânica. Posterior ao esfriamento da solução, foram adicionados 15 mL de HClO₄ (72%), fervendo novamente por um período de 1 hora a temperatura de 170°C, deve ser notado nesta etapa o aparecimento de uma fumaça branca densa no frasco e a solução deve ficar incolor ou próximo disso. Após esta etapa resfriou-se a solução por 15 minutos e foram adicionados 50 mL de H₂O e após iniciado fervura por 10 minutos.

A solução foi esfriada até temperatura ambiente e transferida para um balão volumétrico de 250 mL. Após homogeneização a solução foi filtrada com papel de filtração e enviada para central analítica onde foi realizada leitura através do ICP seguindo a metodologia analítica segundo Apha (2012).

4.4.8 Rendimento em peso (g)

Após a colheita, a biomassa foi mantida congelada a uma temperatura de aproximadamente -20°C, até a realização das análises. O processo de secagem teve início através da exposição da biomassa a temperatura ambiente até seu descongelamento, sendo então filtrada em tecido, distribuída em bandejas que foram inseridas em estufa (Tecnal TE-394/5) com ventilação forçada a uma temperatura de 50°C até peso constante. Após a secagem a biomassa foi cominuída em moinho de facas do tipo Willey (Tecnal TE-680). O peso da biomassa seca obtido serviu para especificação do rendimento do sistema ATS®.

4.4.9 Determinação de carboidratos na biomassa

A quantificação dos carboidratos totais foi feita seguindo a metodologia recomendada por National Renewable Energy Laboratory (NREL). Nesse experimento foram pesadas 25 mg das amostras de biomassa e transferidas para tubos de vidro para autoclave. Foram adicionados 250 µL de H₂SO₄ 72% em cada tubo e promoveu-se a homogeneização. Os tubos foram levados ao banho-maria à 30°C por 1 hora. Durante todo período de permanência no banho, houve a homogeneização da amostra em vortex a cada 10 minutos, tendo o cuidado para que os sólidos permanecessem na parte inferior do tubo, imerso em ácido sulfúrico. Após 1 hora do banho, retirou-se todos os tubos e foi adicionado 7 mL

de água destilada em cada tubo. Após a adição da água promoveu-se a agitação em vortex. Após essa etapa, os tubos foram colocados em autoclave por 1 hora a 121°C. Ao término do tempo de permanência na autoclave, as amostras foram retiradas e arrefecidas a temperatura ambiente. Alíquotas de 1 mL do hidrolisado foram transferidas para tubos de centrífuga para realização da neutralização com carbonato de cálcio na faixa de pH entre 6,0 e 8,0. Foi realizada a separação do agente usado na neutralização por meio da centrifugação dos tubos em centrífuga de bancada spin à 14.000 rpm por 12 min e transferidos para vials para injeção cromatográfica.

As condições cromatográficas para a separação e quantificação dos carboidratos (glicose, xilose) foi através do cromatógrafo líquido de alta eficiência da marca Shimadzu, com detecção por índice de refração (RID), utilizando coluna RHM, monosaccharide H+, 300 x 7,8 mm, com temperatura do forno de 85°C fase móvel foi composta por água ultrapura (Milli-Q), e eluição com vazão de fluxo 0,8 mL/min e o volume de injeção 20 µL. A partir de uma solução padrão de glicose e xilose foi construída uma curva analítica com padronização externa, variando a sua concentração entre 0,005 a 0,075 mg/mL para quantificação das amostras.

4.4.10 Determinação de cinzas

O conteúdo de cinzas é uma medida do conteúdo mineral e outras matérias inorgânicas na biomassa. Para a determinação de cinzas foi utilizado o método descrito por (Sluiter *et al.*, 2008). O procedimento consiste primeiramente, na tara dos cadinhos de porcelana no forno de mufla a temperatura de 575°C por 4 horas e em seguida pesou-se 1 g de amostra da biomassa no cadinho, logo após calcinou-se a amostra como auxílio de um bico de Bünsen até aparentarem um aspecto escuro e não apresentando mais fumaça. Em seguida, adicionou-se os cadinhos no forno de mufla a uma temperatura de 575°C por 6 horas. As amostras foram armazenadas em um dessecador até temperatura ambiente e pesadas. Repetiu-se o procedimento até o peso constante das amostras.

4.5 Processamento da Informação e Análise Estatística

Os resultados foram submetidos à análise de variância utilizando o *software* Graph Pad Instat, versão 3 de 1997. As análises foram obtidas em triplicata, sendo os resultados expressos como média \pm desvio padrão.

Quando três ou mais grupos de dados foram comparados, os mesmos foram submetidos à análise de variância utilizando o teste Kruskal-Wallis com pós teste de Dunn para comparação das colunas. O nível de confiança foi de 95% ($p < 0,05$).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Dados e relatos referentes ao dimensionamento, construção e operação do sistema ATS®

Uma das partes mais críticas do trabalho foi a construção do sistema ATS®. Primeiramente foi pensado na realização de um levantamento de dados sobre as características físicas e químicas da água do Lago Dourado bem como a concentração de nutrientes em diferentes pontos, com o intuito de verificar o melhor ponto para a instalação do sistema. Porém como esta área encontra-se em uma zona pouco povoada e suscetível a roubos e danificação do sistema, a construção foi recomendada, pelos gestores do Lago Dourado, a ser realizada no ponto mais próximo à única guarita, a qual possui vigilância 24 horas por dia e fica localizada na entrada do Lago Dourado. Foi descartada então a ideia inicial e foram concentrados os esforços na construção do sistema e tudo o que envolvia sua implantação. O projeto foi construído com a sugestão de vários pesquisadores envolvidos no presente projeto de pesquisa.

Após a definição do local, foi estudada uma maneira para instalação de luz elétrica, uma vez que o lago não possui iluminação. Foi disponibilizado junto a prefeitura municipal, um ponto de luz advindo da câmera de monitoramento existente em um poste próximo ao local. Foi necessária a instalação de um quadro elétrico de segurança e passagem de uma canaleta pela pista de caminhada e ciclismo junto ao lago. O quadro de segurança foi um pedido da Corsan juntamente com a prefeitura pois existia a possibilidade de algum acidente fatal caso houvesse vandalismo no material elétrico do sistema. Portanto um disjuntor de segurança foi instalado para garantir o desligamento da bomba e corte de corrente em caso de qualquer vandalismo, servindo também de proteção para a bomba, caso ocorresse a perda de fluxo.

Após superados todos os obstáculos, a construção do sistema ocorreu nos meses de novembro e dezembro de 2016, seguindo os padrões de construção dos sistemas ATS® desenvolvidos nos estudos de Adey et al. (2013), D'aiuto et al. (2015) e Liu *et al.* (2016). Primeiramente foi construída a rampa em acrílico de 3 mm de espessura, com dimensões de 0,9 m de largura por 5 m de comprimento.

A rampa foi dividida em três canais adutores de 0,3 m cada, para análises em triplicata. Os canais receberam a mesma água bruta oriunda do Lago Dourado.

Em seguida foi montada a estrutura suporte para a rampa, a mesma se constituiu de vigas e cantoneiras de aço e vergalhões de ferro. Posteriormente foi adicionada a rampa sobre esta estrutura e feitos os ajustes de inclinação, instalação de anteparos para formação da lâmina d'água desejada, construção do sistema adutor e instalação das telas ou material suporte para o desenvolvimento do perifíton.

O sistema adutor foi constituído de uma bomba d'água submersa, instalada a sete metros de distância da rampa, para evitar a sucção de material particulado em excesso. A adução ocorreu por tubulação de pvc e cpvc, a inclinação da rampa foi de 1% mantendo uma lâmina d'água de 3 a 4 cm.

A circulação de água foi configurada com onda artificial pulsante, através de uma calha oscilante, de período ajustável entre 120-180 s. A calha foi escolhida porque alguns dos sistemas ATS[®] publicados em artigos científicos incorporaram determinado tipo de mecanismo de pulsação ou aumento de vazão para gerar turbulência, mostrando que dessa forma é possível reduzir as subcamadas laminares melhorando a difusão de nutrientes para células (Adey *et al.*, 2013). A tela para o crescimento do perifíton foi adquirida no comercio local e optou-se pela de menor malha 1,2 x1,2 mm.

A operação do sistema se deu através da realização de coletas de água e perifíton. As coletas de água foram realizadas semanalmente, já a coleta do perifíton foi realizada a cada 9 dias. A cada coleta realizada, também era efetuado o monitoramento do sistema, como por exemplo o conserto de vazamentos, limpeza da bomba submersa, lubrificação da calha oscilante formadora das ondas artificiais, dentre outros. Durante o período entre as coletas, o monitoramento era realizado pela vigilância do lago, que ficou designada de informar sobre qualquer contratempo ocorrido com o sistema.

O sistema começou a operar no dia 3 de janeiro de 2017, durante e logo após o período de inicialização, os aspectos físicos e mecânicos da instalação exigiram alguns ajustes. No decorrer do ano, o correto funcionamento do sistema foi defrontado com muitos problemas operacionais, que influenciaram diretamente na efetividade do sistema.

Imediatamente ao início de operação, observaram-se vazamentos excessivos, nas emendas do acrílico, devido ao trabalho deste material para suportar o peso da água. Na maioria dos casos, a aplicação de um revestimento selante foi suficiente para mitigar o problema. No dia 15/02/17, a calha oscilante, formadora das ondas artificiais, quebrou devido ao volume de água que era suportado, sendo que neste período já havia sido observado o início de formação do perifíton. A calha teve que ser reforçada e reinstalada. As telas para o crescimento do perifíton tiveram que ser limpas pois o sistema ficou fora de operação por dois dias.

No dia 24/03/17 ocorreu um curto circuito na emenda feita entre o cabo elétrico advindo do poste e o cabo elétrico da bomba, devido a uma tentativa de furto. Apesar da instalação do disjuntor de segurança a bomba submersa foi comprometida. Ocorreu novamente a perda da cultura devido a uma parada de mais três dias para o reparo da fiação elétrica.

No dia 20/05/17 devido a uma tempestade o sistema adutor foi danificado. A bomba submersa foi instalada a sete metros de distância do sistema, a uma profundidade de 15 cm em relação ao fundo do lago, através de uma cantoneira de aço. Devido aos fortes ventos da tempestade ocorreu a formação de ondas que quebraram a sustentação da bomba. Com a quebra da sustentação a bomba assentou-se no fundo do lago, succionando apenas o lodo, que por fim ocasionou o entupimento da bomba, acionando o disjuntor. O sistema ficou parado por dois dias, sendo necessário a limpeza das telas, reconstrução e reforço no sistema de sustentação da bomba para o reinício da operação.

Posterior às adequações descritas, não foram observados maiores problemas em relação as condições físicas e mecânicas do sistema. Ocorreram dificuldades no desenvolvimento do perifíton devido a quedas de energia, que ocasionavam a interrupção do fluxo de água, como também as constantes manutenções no sistema adutor que entupia seguidamente pelo excesso de material particulado, casualmente por pequenos galhos e raízes de plantas como também pela floração de algas ocorrido nos meses de janeiro, março, abril, maio, junho, julho e agosto de 2017. Relativo as interrupções no fornecimento de água, estas se caracterizam como um elemento crítico da operação do sistema ATS®, uma vez que são geralmente necessárias de 4-6 semanas para construir uma comunidade de algas madura e totalmente produtiva (Adey et al., 2013).

Outros eventos foram relevantes no decorrer do trabalho, a queima da bomba d'água submersa, ocorrida setembro e a destruição da rampa devido a um temporal ocorrido no mês de outubro. A partir da operação, o sistema de adução foi defrontado com inconveniências, operando em condições anormais, como por exemplo excesso de material particulado, lodo e florações de algas. Após a queima da bomba, o sistema ficou parado, devido ao custo elevado da compra de outra bomba para a substituição. Durante este ínterim, a rampa ficou sem a camada de água (3 a 4 cm), deixando a estrutura leve, culminando no seu desprendimento devido aos ventos de um temporal ocorrido no dia 01/10/2017.

5.2 Avaliação da formação do perifíton

Inicialmente o sistema foi abastecido com a vazão máxima da bomba d'água submersa, também foi instalado um registro, para o controle do fluxo de água, com o intuito de estudar o melhor fluxo para o desenvolvimento do perifíton. As características hidráulicas da bomba d'água para uma altura manométrica de aproximadamente três metros de coluna d'água, indicavam uma vazão máxima próxima de 60 L min⁻¹. Contudo após a instalação do sistema adutor, que precisou de uma redução para a adaptação da tubulação à saída da bomba, adicionando-se as perdas de carga com a canalização, curvas e rugosidade do material, chegou-se a uma vazão máxima variável de 8-10 L min⁻¹.

O evento ocorrido no dia 24/03/17, mesmo não tendo queimado a bomba d'água, afetou significativamente seu poder de adução. Após o evento a vazão máxima da bomba chegou até 5 L min⁻¹, caindo para aproximadamente 2 L min⁻¹ após algum tempo de funcionamento. Devido ao material particulado, as florações e outros materiais contidos naturalmente no lago como raízes de plantas aquáticas e galhos, era necessária manutenção constante, limpeza semanal, da bomba d'água.

Devido aos fatos relatados, a vazão mantida foi de aproximadamente 1,5 – 2 L min⁻¹ durante todo o tempo de estudo. Desta maneira não foi possível estudar como a variação da vazão poderia influenciar na formação e desenvolvimento do perifíton no sistema ATS®.

Desde o estabelecimento do sistema no lago, este foi naturalmente colonizado, sem a adição ou semeadura de cepas específicas, priorizando o desenvolvimento

de espécies *in situ* do Lago Dourado. Demorou cerca de dois meses de colonização e crescimento para obter uma colheita permanente de perifíton. Os três *floways* lado a lado tinham a mesma fonte de água, luz e temperatura, operando 24 horas por dia. Foi instalado nos três *floways* o mesmo suporte de fixação, não diferindo na inclinação. A rampa como um todo teve inclinação de 1%.

A Figura 5 mostra a turbidez de entrada e saída do sistema ATS[®] durante o período de estudos, os resultados apresentaram diferença significativa ($P < 0,05$). Como mencionado anteriormente um dos grandes problemas encontrados foi a quantidade excessiva de material particulado recalçado pela bomba d'água. Além de problemas ao sistema adutor esse excesso de material particulado e lodo causou problemas inclusive no rendimento do sistema ATS[®]. Através da Figura 5 pode-se perceber que a turbidez da água bruta manteve sempre superior à da água tratada pelo sistema. Pode ser observado também maiores índices de turbidez no período de inverno. Parte do material particulado acabava sendo depositado na rampa do sistema cobrindo o substrato, impedindo o crescimento do perifíton.

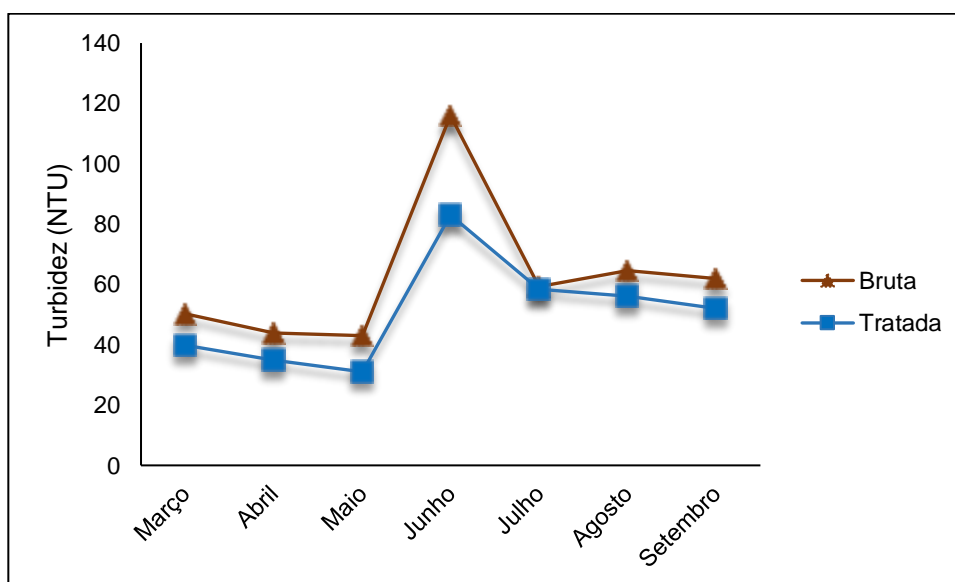


Figura 5 - Gráfico da turbidez média da água na entrada e saída do sistema ATS[®]

O aumento dos níveis de turbidez no período de inverno poderia ser atribuído a um índice de chuvas maior existente para esta época do ano. Porém quando analisada a Figura 6, que apresenta as precipitações pluviais ocorridas no ano de

2017 e as médias de precipitações normais para cada mês, nota-se que a quantidade de chuva foi menor que a esperada para os meses de julho e agosto, não podendo ser atribuído às precipitações o aumento dos índices de turbidez. Libânio (2016) explica que mesmo em um período de maior intensidade de precipitação, para águas captadas em lagos e reservatórios haverá menor incremento nos valores de turbidez, cuja magnitude dependerá principalmente do uso do solo, das características geomorfológicas da bacia hidrográfica e do tempo de detenção. Por conta disso, o aumento da turbidez provavelmente possa ser atribuído devido ao local de instalação do sistema ATS®. O sistema adutor foi instalado aproximadamente 10 m de distância da margem do lago, porém durante o período de estudos foi observado a formação de ondas próximas as margens do lago. Os ventos podem ter contribuído para a elevação dos índices de turbidez, devido sua tendência de aumentar a capacidade do fluido (água) em suspender e transportar sedimentos, devido ao aumento da energia hidrodinâmica (Morais, 2009).

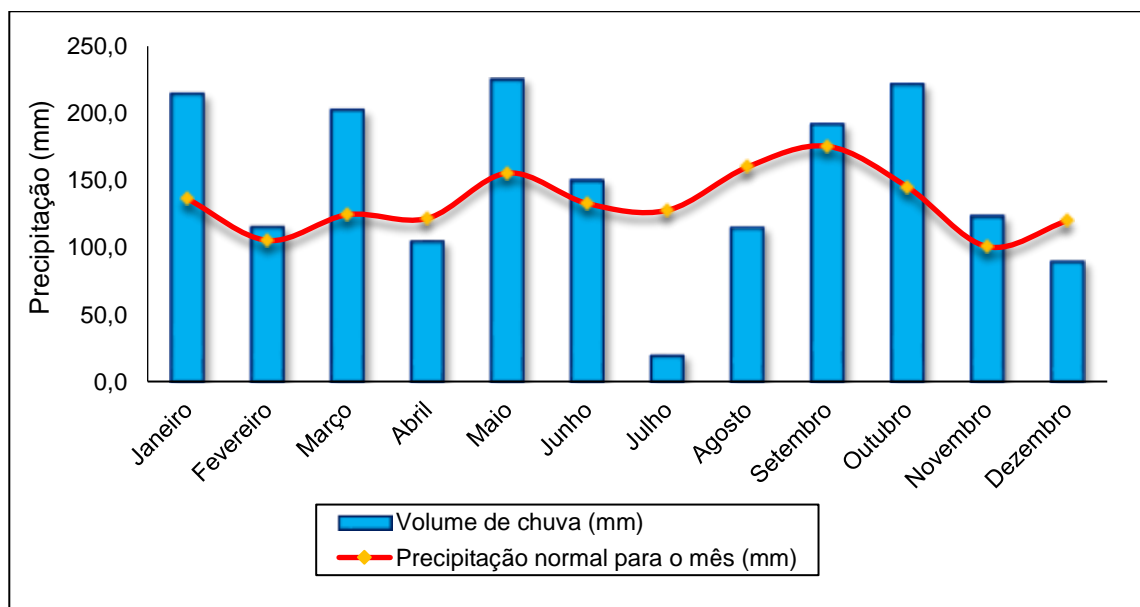


Figura 6 – Precipitações pluviais ocorridas no ano de 2017 e médias normais de precipitação para cada mês.

Fonte: Estação meteorológica da UNISC.

A Figura 7 apresenta a diferença da turbidez na entrada e saída do sistema, a turbidez da água bruta ou de entrada foi em média 19% maior em relação a água que saia do sistema. Através de uma inspeção visual pode-se perceber que a

colonização não ocorreu em toda a extensão da rampa. Foram notadas áreas sem crescimento em alguns pontos na tela (Figura 8), indicando que o material depositado sobre a tela impediu a possibilidade de desenvolvimento do perífíton nestes pontos, diminuindo a eficiência do sistema tanto na formação do perífíton quanto para o poder de assimilação de nutrientes na fitorremediação.



Figura 7 - Diferença de turbidez entre a água bruta (que entra no sistema) e a água tratada (na saída do sistema).

As possibilidades que surgem a partir desta experiência apontam que possivelmente a vazão empregada pode ser uma das variáveis que podem ser controladas para reduzir a deposição de sedimento. A capacidade de controlar condições de limite de fluxo teoricamente também aumentaria a produção de perífíton. Liu *et al.* (2016), construíram um sistema ATS[®] de 1 m², com diferentes taxas de fluxo de 2, 4, 6 e 8 L min⁻¹. Com aumento na produção de perífíton de (0,8 e 1,7 g m⁻² d⁻¹) para (1,2 e 2,0 g m⁻² d⁻¹) com a mudança na taxa de fluxo de 2 para 8 L min⁻¹.



Figura 8 - Manchas sem formação de perífíton observadas no sistema ATS[®], devido ao acúmulo de material particulado existente na água bruta do lago.

Os autores concluíram que a taxa de fluxo ou a velocidade da água provou ser um fator crítico na determinação da comunidade de algas, produção de biomassa e eficiência de remoção de nutrientes. Cabe ressaltar que o sistema ATS[®] deste estudo era abastecido com águas residuais hortícolas com uma concentração de nutrientes elevada. No presente estudo o abastecimento do sistema ATS[®] se deu através das águas do Lago Dourado, usadas para o abastecimento urbano, com uma concentração baixa de nutrientes, fato que será discutido adiante no item 5.4.1.

Portanto a otimização da vazão para o desenvolvimento do perífíton através de um fluxo turbulento adequado, evitando o acúmulo de partículas sobre o substrato, controlando o *stress* hidrodinâmico, que resulta em dano celular como relata Soares (2010), bem como para remoção eficiente de nutrientes devem ser levados em consideração para trabalhos futuros sobre o sistema ATS[®] no Lago Dourado.

5.3 Avaliação da produção de Perifíton.

Uma variação sazonal no rendimento da biomassa perifítica foi observada. A biomassa produzida no verão obteve uma média de $7,6 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, alcançando um rendimento aproximadamente 5,85 vezes maior comparado ao inverno, quando a biomassa produzida foi de $1,3 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, conforme Tabela 1.

Tabela 1 - Rendimento na produção de perifíton do sistema ATS instalado no Lago Dourado.

1° Coleta		2° Coleta		3° Coleta	
Média ($\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)	s(\pm)	Média ($\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)	s(\pm)	Média ($\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)	s(\pm)
7,64	3,01	4,42	1,88	1,33	0,56

Esta produção tende a aumentar durante o verão, enquanto que durante o período de inverno não foi observado um aumento na produção, se mantendo praticamente constante, muitas vezes não sendo possível a coleta pela morte da cultura. Esses resultados demonstraram que a biomassa perifítica é altamente dependente da temperatura e do fotoperíodo. Temperaturas mais elevadas no verão e o maior tempo com incidência e intensidade de luz são parâmetros que influenciaram diretamente a produção de biomassa perifítica (Adey *et al.*, 2013; Liu *et al.*, 2016).

Liu *et al.* (2016) demonstraram que a temperatura e irradiância solar foram fatores críticos na fotossíntese de algas e na remoção de nutrientes, eles obtiveram uma irradiância diária entre 4,5 e 6,0 kWh/m², colhendo $2 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

Sandefur *et al.* (2011) operaram um sistema ATS[®] em Springdale –EUA, no inverno, com produtividade em biomassa similar ao nosso estudo. Eles também enfrentaram severidades climáticas e problemas operacionais, não alcançando o potencial máximo de produção até o início do verão.

Destaca-se que na pesquisa de Sandefur *et al.* (2011) as concentrações históricas totais de fósforo e nitrogênio foram respectivamente $0,249 \text{ mg L}^{-1}$ e $4,06 \text{ mg L}^{-1}$, as médias diárias de temperaturas máximas e mínimas do ar ambiente foram de 17°C e 7°C , respectivamente e a temperatura média da água foi de 15°C . Nestas condições climáticas a produção de biomassa foi em média de $16 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de peso seco, revelando a capacidade do ATS[®] para continuar a produção de biomassa durante períodos de baixas temperaturas.

Nosso estudo apresentou um baixo desempenho durante o período mais frio do ano com uma produção de $1,3 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. A temperatura mínima média para o mês mais frio do ano foi de $10,4^{\circ}\text{C}$ (Figura 9) ($P < 0,05$). O ano de 2017 teve um inverno atípico, como mencionado anteriormente, a precipitação pluvial em julho foi $19,4 \text{ mm}$ (Figura 6), correspondendo a $15,2\%$ da precipitação normal do mês ($127,7 \text{ mm}$).

As condições climáticas, como a temperatura, o fotoperíodo, quantidade de chuvas que cada sistema foi exposto, interferem diretamente no habitat favorável ao crescimento do perifíton. A comparação entre efetividades de unidades ATS® diferentes é uma análise complexa, uma vez que a formação do perifíton está diretamente relacionada a diversos fatores, como por exemplo às características e composição do substrato usado para seu desenvolvimento, fluxo de água, luminosidade e as características físicas e químicas da água, como a concentração de compostos químicos (D'aiuto *et al.*, 2015).

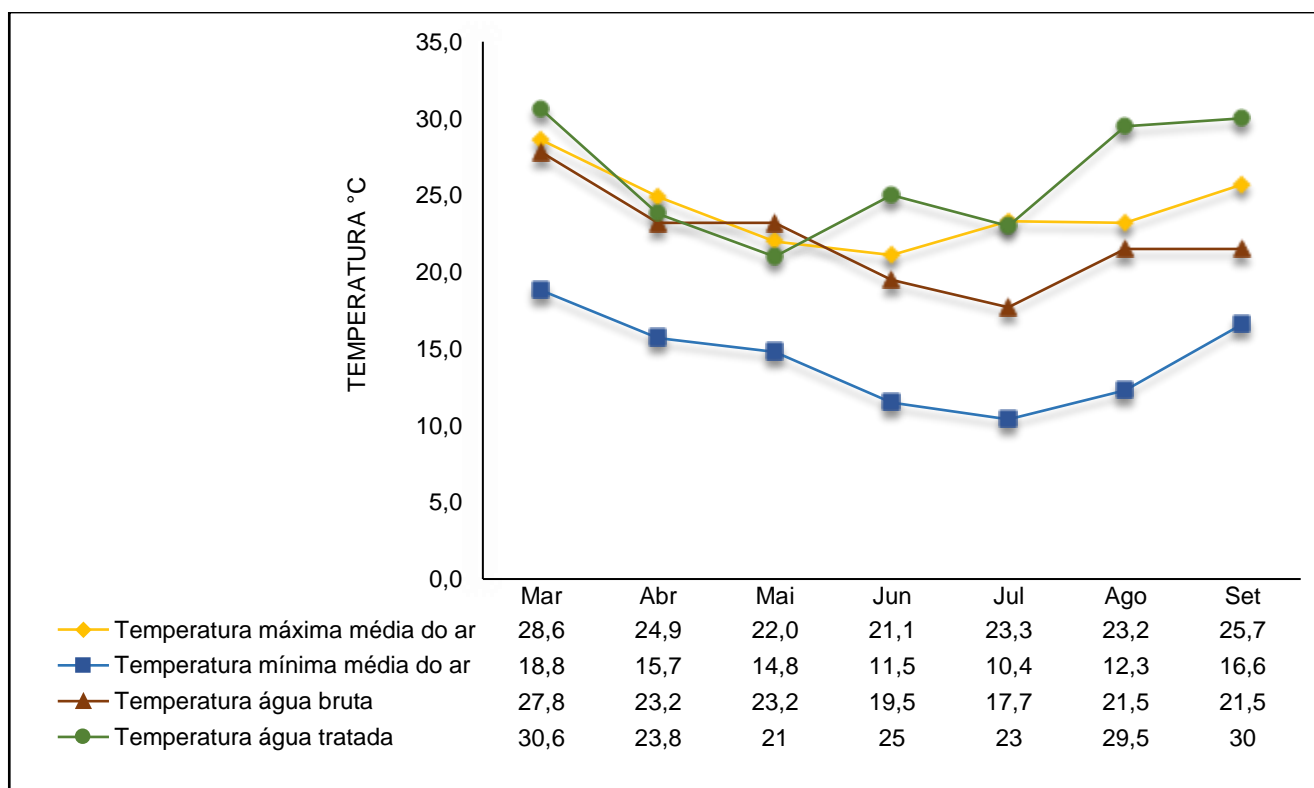


Figura 9 - Médias das temperaturas do ar, água bruta recalcada para o sistema e água tratada que passava pelos *flowways*.

Fonte: Estação meteorológica da UNISC.

D'aiuto *et al.* (2015) mostraram que durante o verão as taxas de produção de biomassa apresentaram uma série de quedas na produtividade que não eram

características dos fluxos ATS®. Estes eventos foram observados e correlacionados com altas temperaturas de colheita nos fluxos; como solução o horário da colheita foi deslocado do período da tarde para o período da manhã e as quedas de produção de biomassa cessaram. No presente trabalho as coletas de biomassa foram realizadas sempre próximo ao período do meio dia. Fato que pode ter contribuído para um menor rendimento de biomassa.

Outro fato exposto por D'aiuto et al. (2015) diz respeito ao tempo gasto para realização da coleta de perifíton, em seu estudo foram necessárias aproximadamente 1,5 h para colher a biomassa. No presente estudo devido à dificuldade de se coletar, pois o sistema estava instalado dentro do lago, eram necessárias em média 4 h para fazer toda coleta do perifíton. Em vista disso quando se realizava a coleta de perifíton, as algas e a água restante provavelmente excederam os 40°C, essas temperaturas seriam fatais para a comunidade perifítica remanescente. O sistema ATS apresentou média de temperatura superior da água que passou pelo sistema (tratada) com relação a água bruta (Figura 9). Para trabalhos futuros a mudança do horário de coleta também deve ser levada em consideração para melhorar o rendimento.

5.4 Análises da água do Lago Dourado e Sistema ATS®

5.4.1 Nitrogênio e Fósforo

Os resultados obtidos quanto as análises de nitrogênio não foram conclusivas. Foram testadas amostras em diferentes tipos de análises, como a quantificação do nitrogênio total através da determinação por carbono orgânico total (COT), como acessório para o nitrogênio e confirmado pela determinação de nitrogênio - NH₃ – Kjeldahl. Em ambos os métodos foram obtidos resultados iguais a zero. Um fato que chama a atenção é a faixa de análise do analisador de COT, que possui variação de 0 a 10.000 mg L⁻¹, sendo aplicável a uma grande variedade de amostras, desde água ultrapura à resíduos com elevado grau de contaminação. Este fato reforça a veracidade dos resultados mostrando que durante o período estudado, a concentração de nitrogênio no Lago Dourado provavelmente esteve abaixo dos valores de detecção. Outra análise foi encaminhada para a central analítica, onde é utilizada a metodologia analítica segundo Apha (2012). O

resultado obtido não foi diferente dos outros métodos testados ratificando os níveis baixos para este nutriente.

Quanto ao fósforo, algumas amostras foram enviadas a central analítica depois da não detecção do nitrogênio. Os resultados indicavam que o fósforo poderia ser o nutriente limitante. Porém, também para este nutriente os resultados foram muito baixos. Foram coletadas amostras de água na entrada e saída do sistema ATS® e também na entrada do Lago Dourado e no ponto de saída para a estação de tratamento. Os níveis obtidos foram de 0,01 mg L⁻¹ para todos os pontos analisados.

Um importante fato que pode esclarecer a baixa concentração deste nutriente, refere-se à aplicação de 12 toneladas de remediador trófico Phoslock® nas águas do Lago Dourado, ocorrido entre os meses de março a abril de 2015. A aplicação, segundo a empresa responsável, resultou na redução de 80 e 70% nas concentrações de P_{total} e PO₄³⁻ respectivamente. Dentro do período de um mês a concentração média de P_{total} foi reduzida para menos de 0,04 mg L⁻¹ na superfície do lago, com relação ao fundo do lago a redução de P_{total} foi superior a 64% (Hydroscience, 2015).

Após a aplicação do Phoslock®, já foram observadas florações de algas no Lago Dourado. Entretanto, estudos mostram que mesmo nestas condições, este remediador trófico não perde sua funcionalidade. Ross et al. (2008) examinaram a adsorção de fosfato por Phoslock®, investigando o efeito do pH e a presença de massas de algas em seu comportamento cinético, assim como o efeito das condições anóxicas sobre a sua capacidade de retenção do fosfato adsorvido. Verificou-se que o Phoslock® foi mais eficaz em valores de pH entre 5 e 7 e a capacidade de adsorção somente diminuiu acima de pH 9. Também foi concluído que o fósforo permanece ligado ao Phoslock® em condições anóxicas.

Mais estudos precisam ser realizados para se ter um melhor entendimento sobre a cinética de nutrientes no Lago Dourado. Os resultados do presente trabalho mostram que possivelmente o Phoslock® possa estar influenciando nos níveis baixos de nutrientes encontrados no Lago Dourado durante o período do estudo.

5.4.2 Carbono inorgânico, alcalinidade e pH

Um dos fatores bioquímicos que pode afetar tanto o pH quanto a alcalinidade da água é a fotossíntese. Com a remoção de CO₂ da água durante este processo, ocorre a elevação do pH pelo conseqüente consumo de íons H⁺ (Cavalcante e Sá, 2010). Observando-se a Tabela 2, é possível notar que a atividade fotossintética foi responsável pelo aumento do pH da água no sistema ATS®. O pH de saída do sistema obteve sempre valores maiores do que a água bruta que abastecia a rampa, tendo uma diferença significativa entre os resultados (P<0,05).

Tabela 2 - Dados de pH e Alcalinidade do meio de cultivo

	Alcalinidade Total (mg L ⁻¹)				pH			
	Bruta		Tratada		Bruta		Tratada	
	Média	s(±)	Média	s(±)	Média	s(±)	Média	s(±)
Março	16,00		21,00		8,9	1,1	9,9	0,6
Abril	32,25	0,82	28,60	4,86	8,6	0,7	9,4	0,7
Maio	30,15	1,62	27,45	0,21	7,9	0,4	9,2	1,7
Junho	24,00	0,94	21,45	0,21	10,1	0,0	10,3	0,1
Julho	20,73	0,23	18,70	2,53	8,5	0,8	9,5	0,3
Agosto	21,30	0,42	21,35	0,07	9,4	0,2	9,6	0,1
Setembro	21,22	0,12	21,17	0,04	8,4	0,2	10,4	0,3

Com relação a alcalinidade da água, a água bruta apresentou em média maiores valores do que os da água tratada pelo sistema, não apresentando diferença significativa entre eles (P>0,05). O maior valor de alcalinidade total para água bruta pode ser explicado pelo efeito da fotossíntese sobre as formas de CO₂ livre, HCO₃⁻ e CO₃²⁻ na água. Através da retirada de CO₂ pelas microalgas, a proporção de bicarbonato e de carbonato na quantidade de carbono inorgânico total aumenta (Wetzel, 2001). O motivo deste aumento não ser refletido na água tratada se deve, provavelmente, ao consumo de bicarbonatos ocorrido durante o processo de neutralização de íons H⁺ liberados na água. A Figura 10, apresenta os valores de bicarbonatos, que obtiveram diferença significativa (P<0,05).

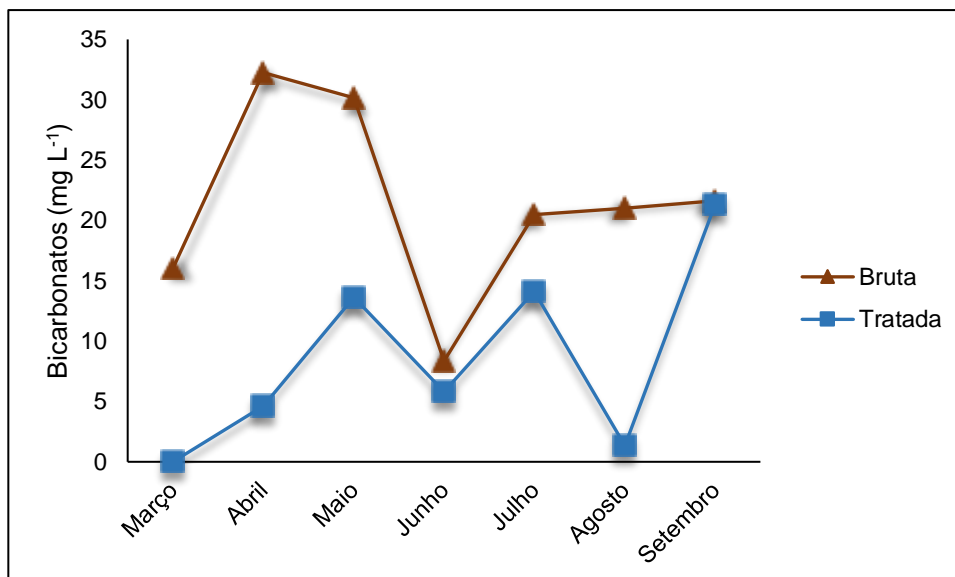


Figura 10 - Valores de bicarbonatos na água bruta e tratada.

A análise de carbono inorgânico apresenta a mesma tendência, com a água da saída do sistema ATS[®] contendo uma menor concentração quando comparada à água bruta. Esta tendência evidencia a atividade de assimilação do carbono inorgânico pelo perifíton formado no sistema.

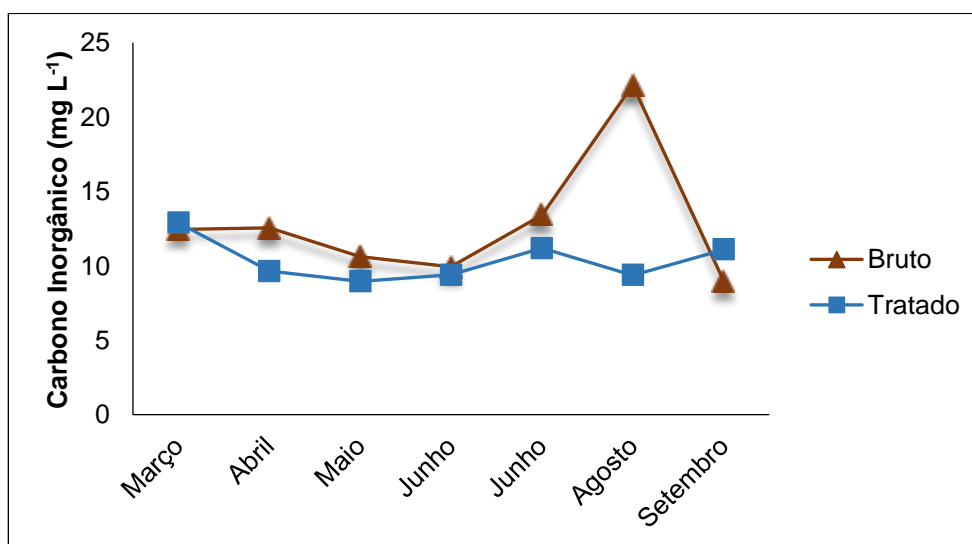


Figura 11 – Concentração de carbono inorgânico

Segundo Holland et al. (2012) o CO₂ livre é a forma de carbono dominante quando o pH for menor que 6,3. O bicarbonato (HCO₃⁻) se torna dominante quando o pH está entre a faixa de 6,3 a 10,2 e o carbonato (CO₃²⁻) torna-se a espécie de

carbono dominante quando o pH for maior que 10,2 . Esta analogia é exibida na Figura 12.

Lampert e Sommer (2007) relatam que a partir do aumento do pH, acima de cerca de 8,5, o CO₂ livre se torna um componente cada vez menor do sistema de carbono inorgânico e apenas os organismos que são capazes de utilizar o HCO₃⁻ dominam.

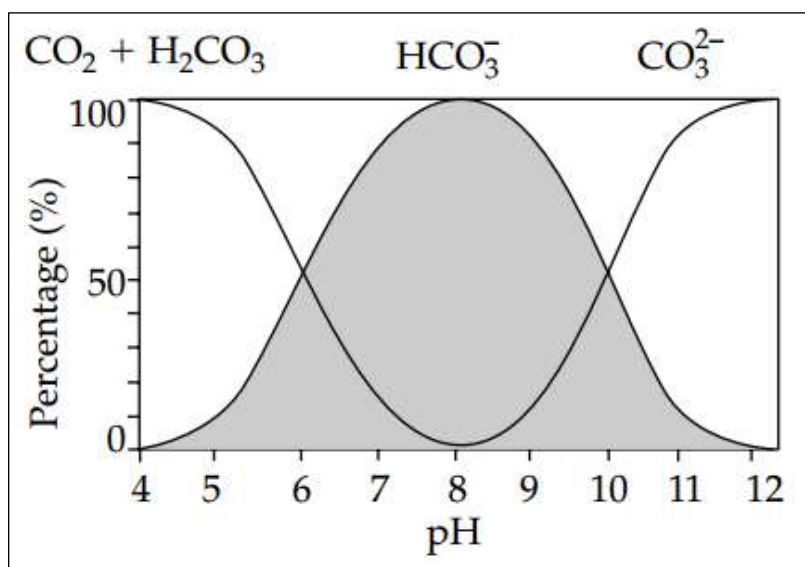


Figura 12 - Proporções relativas das formas de carbono em diferentes valores de pH.

Fonte: Lampert e Sommer (2007).

Este fato pode explicar por que os resultados obtidos para o carbonato ($P < 0,05$), foram superiores na água tratada do que na água bruta. A Figura 13 apresenta os resultados médios de carbonatos durante o período de funcionamento do sistema ATS®.

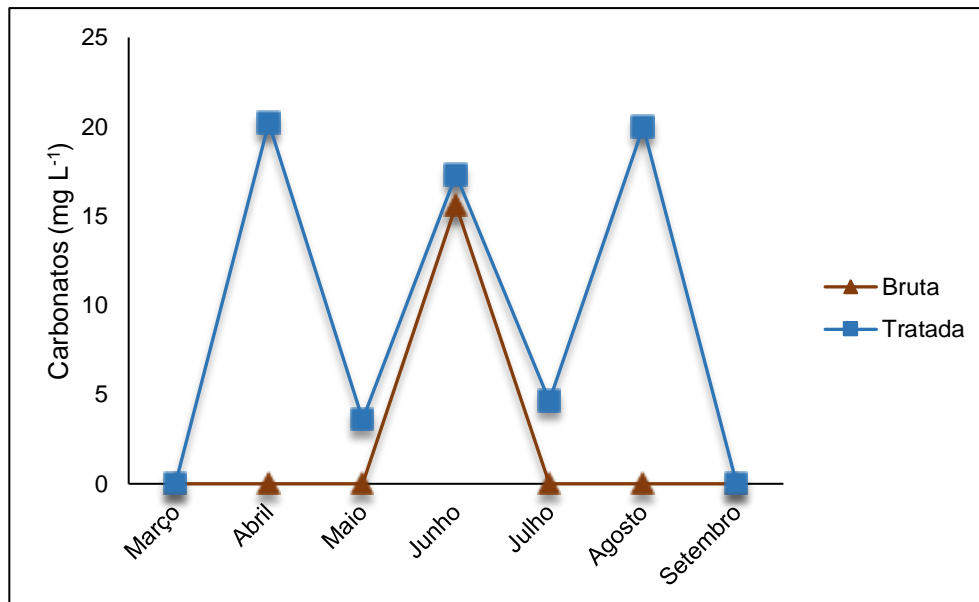


Figura 13 - Resultados do íon carbonato CO_3^{2-}

Vilar (2015) investigou o efeito do pH e fonte de carbono inorgânico em parâmetros relacionados ao crescimento da cianobactéria *C. raciborskii*. Com relação ao balanço pH/carbono inorgânico dissolvido, foi possível observar uma acentuada elevação do pH, com amplitude de variação de 6,8 a aproximadamente 12,0, sobretudo sob condições de aeração. A partir de um determinado tempo de cultivo aerado foi possível observar um aumento dessas variáveis, coincidindo com a fase de desaceleração do crescimento da cianobactéria. O fato foi explicado pela elevada concentração de carbonato proveniente da dissociação do CO_2 no meio sob $pH > 9,5$, associada à ausência de mecanismos fisiológicos bem como transportadores de membrana para a utilização dessa fonte de carbono inorgânico.

Espécies adaptadas à utilização do carbonato comumente ocorrem em lagos alcalinos, sendo considerados extremas alcalihalofílicas. Nestes ambientes por consequência de processos erosivos de rochas calcáreas, ocorre a elevação do pH (Mikhodyuk *et al.*, 2008; Chi *et al.*, 2013). A água bruta do Lago Dourado apresenta em média um pH mais alcalino (Tabela 2), ficando ainda maior em épocas de floração de algas, como ocorrido no mês de junho, onde a média do pH da água bruta foi superior a 10,0. Este fato converge com a ideia apresentada por Vilar (2015), uma vez que no presente estudo só ocorreu a formação de carbonatos (Figura 13) quando o pH da água bruta atingiu média superior a 9,5, no mês de junho (Tabela 2). Em tese poderiam existir espécies adaptadas à

utilização do carbonato devido aos níveis elevados de pH da água do lago, fato não confirmado através das análises realizadas.

5.4.3 Metais

Uma análise de metais dissolvidos na água foi realizada na tentativa de verificar alguma alteração que poderia fornecer indicativos ou explicar a baixa concentração de nutrientes existentes no lago. Os resultados obtidos por ICP (plasma por acoplamento indutivo), estão na Tabela 3, referente ao teor de metais na entrada do lago e na saída para a captação da companhia de abastecimento

Tabela 3 - Análise de metais existentes no Lago Dourado

Metais	Resultado (mg L ⁻¹)	
	Entrada	Saída
Alumínio	0,35	0,59
Antimônio	<0,005	<0,005
Bário	<0,200	<0,200
Cádmio	<0,001	0,001
Cálcio	12,35	10,98
Chumbo	0,005	0,007
Cobalto	<0,001	<0,001
Cobre	<0,02	<0,02
Cromo Total	<0,050	<0,050
Ferro	0,12	0,65
Magnésio	3,71	2,91
Manganês	<0,02	<0,02
Níquel	<0,02	<0,02
Potássio	3,72	2,70
Prata	<0,001	<0,001
Sódio	7,24	5,43
Zinco	0,13	0,10

Através dos resultados apresentados na Tabela 3, não foi possível atribuir a alguma concentração dos elementos a responsabilidade dos baixos níveis de nutrientes.

Uma alteração que chamou a atenção foi o ferro, que obteve um aumento em suas concentrações no Lago Dourado. Sabe-se que o ferro é considerado um inibidor do crescimento de algas quando as concentrações são extremamente altas (Aguilera *et al.*, 2006). Como exemplo pode ser citado o Rio Tinto, localizado no sudoeste da Espanha, caracterizado por um ambiente extremo, seu pH tem média de 2,2 e suas águas possuem altas concentrações de metais pesados entre eles o ferro com uma concentração de $2,3 \text{ g L}^{-1}$, devido a tais características sua cadeia alimentar é muito restrita e exclusivamente microbiana (López-Archilla *et al.*, 2001).

As elevadas concentrações de ferro podem causar sintomas nas plantas superiores, coloração característica bronze nas folhas, principalmente causada pelo estresse oxidativo. Como consequência, altas concentrações de ferro afetam o teor de clorofila e, portanto, a produtividade primária (De Dorlodot *et al.*, 2005).

No presente estudo as características da água do Lago Dourado com uma concentração relativamente baixa de ferro e um pH mais alcalino, refutam as teorias citadas, mostrando que a baixa concentração dos nutrientes não tem a ver com a relação de metais em suas águas.

5.5 Caracterização da biomassa do sistema ATS®

5.5.1 Lipídios

O teor total de lipídios não variou significativamente entre os canais, no entanto apresentou variação significativa, entre as coletas, quando analisado de forma sazonal ($P < 0,05$). A Tabela 4, apresenta os valores médios obtidos em cada canal, nas três coletas realizadas.

Tabela 4 - Concentração de lipídios do perifíton colhido.

	1° Coleta		2° Coleta		3° Coleta	
	(%)	s(±)	(%)	s(±)	(%)	s(±)
Canal 1	8,08	0,72	7,89	0,37	4,82	1,15
Canal 2	5,30	0,52	5,82	0,54	5,22	0,05
Canal 3	5,41	0,81	4,94	1,00	5,61	0,33
Média	6,26	1,57	6,22	1,51	5,22	0,39

Através dos resultados pode-se notar uma baixa concentração de lipídios no perifíton colhido. Mulbry et al. (2010) analisaram a produção de lipídios, usando unidades ATS® de pequena escala (cada uma contendo 1 m² de área de cultivo). As unidades operaram de abril de 2007 a abril de 2008 em três afluentes da costa oeste da Baía de Chesapeake em Maryland, no rio Bush, no rio Patapsco e no rio Patuxent. O teor de lipídios (%) no material colhido foi consideravelmente baixo, $0,34 \pm 0,14$, $0,51 \pm 0,19$ e $0,65 \pm 0,21\%$ do peso seco respectivamente para cada rio. Os resultados obtidos para o teor de lipídios no estudo em três rios da bacia de Chesapeake são inferiores aos resultados apresentados no presente trabalho. A nível de comparação em ambos os estudos foram utilizadas águas naturais, com unidades operando de forma contínua em um ambiente exposto às intempéries.

Antes da caracterização da biomassa do perifíton, esperava-se que o teor de lipídios poderia ser maior do que o encontrado, em um sistema usando águas naturais com limitações de nitrogênio. Estudos realizados por Li *et al.* (2008) e Converti *et al.* (2009) destacam que a variação de temperatura e da concentração de nitrogênio pode ter forte influência no teor de lipídios, também afetando a produtividade da biomassa. Maiores produções de biomassa são conseguidas quando o nitrogênio não é limitado. Em contraste, a produtividade de lipídios, é geralmente maior quando as culturas são limitadas por nitrogênio. No entanto, nossos resultados não podem ser comparados com o mesmo sistema com mais nitrogênio até o momento.

Hill *et al.* (2011) mostraram que um dos motivos para uma baixa concentração de lipídios possa ser devido ao excesso de carbono armazenado na célula, fixado em irradiações mais elevadas. Podendo diluir os ácidos graxos encontrado em

plastídios e membranas citoplasmáticas. Outro fato apresentado pelo mesmo autor revela que a limitação de nutrientes tem sido associada a concentrações reduzidas de ácidos graxos, mostrando que a geração é sensível à variação nos recursos abióticos.

5.5.2 Ácidos Graxos

A composição dos ácidos graxos foi semelhante em todas as coletas, não apresentando diferença significativa (Tabela 5). Relativo à média geral, maiores concentrações de ácidos saturados (53,72%) foram observadas do que insaturados (45,59%), apresentando diferenças sazonais em suas concentrações.

Tabela 5 - perfil de Ácidos Graxos da biomassa do perifíton

Identificação (ácido)		%1 ^a Coleta	%2 ^a Coleta	%3 ^a Coleta
mirístico	C14:0	5,82	3,33	5,66
pentadecanóico	C15:0	0,53	0,49	0,83
palmítico	C16:0	26,96	34,02	47,26
palmitoléico	C16:1	4,41	4,18	3,71
heptadecanóico	C17:0	0,62	1,10	0,97
esteárico	C18:0	6,63	7,32	6,77
oleico	C18:1	13,09	6,44	6,30
linoléico	C18:2	6,79	7,18	4,80
linolênico	C18:3	8,70	16,13	5,43
araquídico	C20:0	0,00	1,08	0,64
araquidônico	C20:4	0,00	0,00	0,38
eicosapentaenóico	C20:5	7,09	1,92	0,93
docasanóico	C22:0	0,00	0,00	0,89
docosahexaenóico	C22:6	4,85	0,00	0,00
Total de saturados		40,87	51,82	68,47
Total de insaturados		60,51	49,53	26,72

O perfil dos ácidos graxos ajuda na identificação de melhores finalidades de sua utilização. Os lipídios microalgais muitas vezes são direcionados como

matéria-prima para a produção sustentável de biodiesel (Chisti, 2007). No entanto as propriedades dependem das características estruturais dos ácidos graxos contidos nos lipídios como o comprimento da cadeia, número de duplas ligações ou insaturação e ramificação da cadeia (Schenk *et al.*, 2008).

Um exemplo de que o perfil dos ácidos graxos que compõem os óleos pode afetar as propriedades físicas do biodiesel é citado por Nascimento *et al.* (2013), os autores explicam os óleos constituídos por ácidos saturados têm maior viscosidade e CFPP elevado. O ponto de enchimento do filtro frio (CFPP) é a temperatura mais baixa, expressa em graus Celsius, na qual um determinado volume de combustível diesel ainda passa através de um dispositivo de filtração padronizado em um tempo específico, quando resfriado sob certas condições, um CFPP elevado irá obstruir os motores do veículo com mais facilidade. Por outro lado, quando se têm um aumento no grau de insaturações, ocorre a diminuição do número de cetanos, causando um atraso na ignição, além de favorecer os processos de oxidação do biodiesel.

Ácidos graxos insaturados têm a tendência de aumentar suas proporções em microalgas sob condições ótimas de cultivo na fase exponencial de crescimento, enquanto condições mais estressantes como a estagnação de crescimento típica da fase estacionária, favorece a síntese de ácidos graxos saturados ou diminui a tendência a novas insaturações Yang *et al.* (2013). Diversos fatores influenciam a síntese de ácidos graxos em microalgas, porém existe uma concordância de que os ácidos saturados são sintetizados em maior quantidade perante condições de estresse como por exemplo reserva energética, enquanto que em condições de crescimento pleno os insaturados tem a concentração aumentada (Stephenson *et al.*, 2010). A composição de ácidos graxos encontrada no presente estudo condiz com os argumentos expostos acima, mostrando uma maior síntese de ácidos graxos insaturados no verão (1º coleta) sob melhores condições de crescimento, e uma maior quantidade de ácidos graxos saturados (3º coleta) quando o cultivo ocorreu no período de inverno.

A Figura 14 apresenta o cromatograma da fração lipídica para as três coletas de biomassa realizadas. A similaridade apresentada entre os perfis, provavelmente indique que o mesmo gênero de microalgas esteja se desenvolvendo no sistema ATS no Lago Dourado.

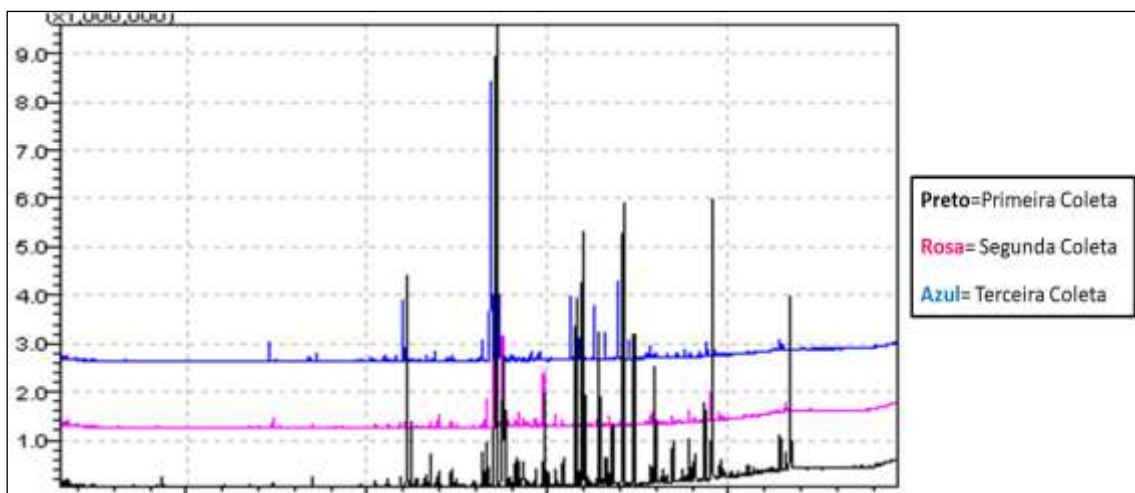


Figura 14 - Cromatogramas das frações lipídicas nas três coletas de perifíton realizadas.

Para a produção em grande escala, o biodiesel necessariamente precisa ser competitivo com os combustíveis fósseis convencionais (Spolaore et al., 2006), e para tanto, a quantidade e composição lipídica é imprescindível para que se alcance competitividade e qualidade. Inicialmente o perifíton coletado não apresentou este potencial.

5.5.3 Teor de Cinzas

O peso seco em cinzas da massa colhida (Tabela 6), foi determinado de forma a avaliar as frações de materiais orgânicos e inorgânicos na matriz de perifíton. A porcentagem de matéria orgânica em média foi de 63,10 %.

Tabela 6 - Teor de cinzas da biomassa do perifíton

	1° Coleta		2° Coleta		3° Coleta	
	(%)	s(±)	(%)	s(±)	(%)	s(±)
Canal 1	21,79	0,85	39,19	0,17	42,65	0,30
Canal 2	28,36	0,03	36,73	0,24	46,60	0,06
Canal 3	38,49	0,12	35,67	0,40	42,53	0,51
Média	29,55	8,41	37,20	1,80	43,93	2,31

No que diz respeito à composição bioquímica bruta, os níveis de cinzas de toda a biomassa neste estudo foram altos, em média de 36,90%. O que pode ser observado foi uma tendência de aumento no teor de cinzas com a chegada do inverno, elevando a média especificamente neste período para 43,93%, podendo ser explicado pelos maiores níveis de turbidez encontrados na água bruta nesta época do ano.

Segundo Adey *et al.* (2013) o perifíton derivado de sistemas ATS[®], geralmente apresenta teores elevados de cinzas. A cinza é uma combinação de biogênese (por exemplo, devido à presença de diatomáceas) e material exógeno, como por exemplo outros materiais refratários e minerais originários a partir de partículas em suspensão, presentes na água que abastece o sistema, que acabam ficando presas no perifíton. Outro estudo realizado por Mulbry *et al.* (2008) mostra que mesmo um sistema ATS[®] cultivado em água limpa, utilizando esterco líquido como nutriente, tende a ter um conteúdo relativamente elevado de cinzas (~ 20%).

Calahan *et al.* (2015) ratificam que o conteúdo de cinzas tende a ser alto (25-75%) em sistemas ATS[®], porém, explicam que muito disso é provável ser de origem exógena em vez de biogênica. Os autores explicam que como o teor de cinzas nunca foi uma preocupação, otimizações simples nas operações provavelmente resolveriam esta questão.

Uma das desvantagens de se usar o perifíton de sistemas ATS[®] como matéria-prima de bioenergia, derivado dos sistemas e práticas de cultivo e colheita atuais, é que a biomassa geralmente pode ter maior conteúdo de cinzas (Yun *et al.*, 2015). Segundo o mesmo autor uma solução para o problema seria o uso de fontes de água limpa, favorecendo o crescimento de espécies de algas que podem ajudar a reduzir a cinza biogênica, enquanto que as melhorias no cultivo, planejamento e operação do sistema de colheita, ajudariam a aumentar a produtividade do perifíton e reduzir a cinza exógena. Tais melhorias não foram uma prioridade com os sistemas ATS[®] historicamente focados apenas no tratamento e limpeza de águas, mas a preocupação com a qualidade da biomassa colhida como matéria-prima bioenergética pode proporcionar este incentivo.

Como visto o teor de cinzas só recentemente se tornou uma consideração para a produção de biomassa em sistemas ATS[®]. Calahan *et al.* (2015) explicam que sua possível redução não recebeu atenção significativa, podendo haver métodos de operação de baixo custo que reduzam a entrada de material indesejável como

lagoas de sedimentação a montante ou métodos de colheita que ajudem a remover as cinzas exógenas como a lavagem do perifíton.

Experimentos com esta finalidade foram desenvolvidos pela SNL - Sandia National Laboratories nos Estados Unidos e demonstraram que amostras de perifíton com 52% de teor de cinzas, de um sistema de água doce na Flórida, poderiam ser reduzidas pela lavagem simples, a cerca de 23% de cinzas, teor que se aproxima do nível de cinzas biogênicas para esses consórcios. Este nível de redução de cinzas foi realizado sem perda significativa de conteúdo de biomassa (Pate *et al.*, 2016).

5.5.4 Análise Elementar

Os resultados de nitrogênio e carbono foram conseguidos através do analisador elementar Perkin Elmer PE-2400 CHNS, já o fósforo foi medido através do método de extração de fósforo em fertilizantes descrito pela Aoac (1990) e posterior leitura no ICP. Por meio dos resultados médios obtidos para cada coleta, pode-se afirmar que o carbono apresentou uma ligeira queda entre a primeira coleta, ocorrida no verão, e a terceira coleta, no inverno. Os outros elementos apresentaram discretas tendências sazonais.

5.5.4.1 Nitrogênio e fósforo

Relativo aos nutrientes sua remoção foi melhor refletida quando calculada com base em suas concentrações no perifíton colhido. Através da análise elementar pode-se notar uma média geral de 3,72% de nitrogênio na biomassa perifítica. O sistema atingiu um índice de remoção médio de $0,16 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de N (Tabela 7).

Tabela 7 - Índice de nitrogênio no perifíton colhido

	1º Coleta		2º Coleta		3º Coleta	
	(%)	s(±)	(%)	s(±)	(%)	s(±)
Canal 1	3,93	0,13	3,20	0,04	3,87	0,02
Canal 2	4,35	0,29	3,37	0,33	3,90	0,65
Canal 3	2,68	0,04	4,34	0,19	3,86	0,06
Média	3,65	0,87	3,64	0,61	3,87	0,01

Por outro lado, o fósforo contido no perifíton colhido apresentou, através de análise no ICP, concentrações baixas, com média geral de 1,99 mg g⁻¹ (Tabela 8).

Tabela 8 - Concentração de fósforo contido na biomassa do perifíton colhido

	1º Coleta	2º coleta	3º coleta
Concentração média de fósforo (mg g ⁻¹)	2,32	2,28	1,38

Liu et al. (2016), utilizando uma água residual sintética com uma concentração final de 47,2 mg de NO₃⁻ - N L⁻¹ e 11.6 mg PO₄³⁻ - P L⁻¹, obtiveram um teor de nitrogênio na biomassa de algas de 3,3 – 6,4% de peso seco. Referente ao fósforo os autores atingiram uma taxa de recuperação de (90-99%). As taxas de remoção de fósforo do sistema ATS aumentaram de 60 ± 5% para 86 ± 21% após o aumento da vazão de 2 para 8 L min⁻¹. Devido provavelmente à maior produção de biomassa em uma maior taxa de fluxo, produzindo maior quantidade de perifíton que absorveu e/ou adsorveu o fósforo das águas.

Outro estudo, desenvolvido por D'aiuto et al. (2015), apresentou baixas taxas de remoção de nutrientes. Os autores operaram um sistema ATS[®] de 1,2 m de largura por 234 m de comprimento, recebendo escoamento de água bombeada do canal de drenagem de um pomar cítrico, no sul da Flórida. A remoção média de nitrogênio e fósforo para este estudo foi de 0,18 g m⁻² d⁻¹ e 0.02 g m⁻² d⁻¹ respectivamente. No entanto a seção até os primeiros 30 metros atingiu uma taxa de remoção de 0,49 g m⁻² d⁻¹ para o nitrogênio e 0.05 g m⁻² d⁻¹ para o fósforo. Os autores justificaram as baixas taxas de remoção de nutrientes devido as menores concentrações influentes que foram de 0,025 mg PO₄³⁻ L⁻¹ e 0,43 mg NO₃⁻ L⁻¹. O presente estudo apresentou taxas de remoção de nutrientes similares, uma vez

que nossas concentrações influentes foram ainda mais baixas (0,01 mg L⁻¹ para o fósforo, item 5.4.1). As taxas de remoção de nutrientes encontradas em nosso trabalho foram de 0,16 g m⁻² d⁻¹ de nitrogênio e 0,008 g m⁻² d⁻¹ de fósforo.

Mulbry *et al.* (2010) determinaram as taxas de remoção de nutrientes usando pequenas unidades ATS (cada uma contendo 1 m² de área de cultivo) localizadas ao longo de três rios (Bush, Patapsco e Patuxent) na baía de Chesapeake. No melhor dos casos (rio Patuxent de maio a outubro de 2007), as taxas diárias de remoção de 250 mg N e 45 mg P m⁻² são equivalentes a taxas de remoção de 380 kg N e 70 kg P ha⁻¹ em uma temporada de 150 dias. Para o presente estudo, utilizando-se o rendimento médio da biomassa (4,46 g m⁻² d⁻¹) com um índice médio de 3,72% de nitrogênio, chegamos a uma remoção aproximada de 1,66 kg N ha⁻¹ d⁻¹. Referente ao fósforo utilizando-se o mesmo rendimento da biomassa e com média de concentração de 1,99 mg g⁻¹ é equivalente a uma remoção de 0,088 Kg P ha⁻¹d⁻¹.

Kangas e Mulbry (2014), mostraram que a remoção de nitrogênio aumenta com taxas de fluxo crescentes até 125 L min⁻¹, declinando a taxas mais elevadas. Nossa taxa de fluxo de aproximadamente 2 L min⁻¹ pode não ter sido ideal para a absorção de nitrogênio. Talvez, exercendo uma taxa de fluxo maior, a porcentagem de nitrogênio no perifíton elevasse. Pode-se notar que o aperfeiçoamento do fluxo e da turbulência pode levar ao aumento do crescimento e à absorção de nutrientes em um sistema ATS[®].

Algumas teorias ajudam a entender baixos níveis de nutrientes encontrados em biomassas de perifíton. Hill *et al.* (2011) dizem que ambientes com alta luminosidade e baixas taxas de nutrientes, podem produzir algas que são deficientes não apenas em nitrogênio e fósforo, mas também em ácidos graxos essenciais. O efeito negativo do aumento da luz pode ser atribuído à diluição do nitrogênio celular e do fósforo pelo excesso de carbono fixado em elevadas irradiações. Os efeitos de diluição parecem ser acentuados à medida que as concentrações de nutrientes dissolvidos diminuem (Fanta *et al.*, 2010).

Uma questão importante relacionada a melhoria da qualidade da água no que tange a captura de nutrientes, especificamente o nitrogênio, sabe-se que o perifíton, se caracteriza como uma comunidade bentônica incluindo bactérias, fungos, algas, detritos entre outros (D'aiuto *et al.*, 2015). Também é conhecido que a adaptabilidade ao ambiente faz com que as cianobactérias possam

predominar mesmo em ambientes pobres em nutrientes, pela capacidade de algumas espécies de fixação de nitrogênio do ar atmosférico na forma metabolizável de amônio (NH_4^+) (Libânio, 2016). Dessa forma, para próximos estudos deve ser analisado se o percentual de nitrogênio contido no perifíton possa ser decorrente desta adaptabilidade das cianobactérias.

Com relação a possível utilização, uma destinação adequada para o perifíton seco, seria a conversão em fertilizantes, devido a acumulação de nutrientes. Mulbry *et al.* (2008) demonstraram que o componente orgânico existente no perifíton atrasa a lixiviação dos nutrientes, aumentando ainda mais o valor do produto fertilizante. A biomassa de algas secas é consideravelmente mais fácil de se utilizar porque os nutrientes são concentrados e estabilizados, os agentes patogênicos são eliminados, sendo facilmente moída para diferentes formulações. Estudos focados no uso da biomassa seca como fertilizante orgânico demonstraram equivalência a um fertilizante orgânico comercial em relação ao conteúdo de nutrientes (Mulbry *et al.*, 2005).

5.5.4.2 Carbono

O dióxido de carbono é um dos gases de efeito estufa mais importantes, estando associado à mudança climática e ao aquecimento global. Tecnologias que consigam capturar o CO_2 da atmosfera, criando um saldo negativo de CO_2 , são chamadas de tecnologias de emissão negativa. Neste sentido as microalgas podem desempenhar um papel importante na estabilização da concentração atmosférica de CO_2 ao capturar esse poluente dos gases de combustão ou diretamente do ar (Moreira e Pires, 2016).

A Tabela 9, apresenta os níveis de carbono existentes na biomassa do perifíton colhido. Uma tendência sazonal pode ser percebida, quando se analisa a queda nas taxas de carbono de período do verão, primeira coleta, para o período de inverno, terceira coleta, porém a diferença não foi significativa ($P > 0,05$).

Tabela 9 - Concentração média de carbono na biomassa do perifíton

	1° Coleta		2° Coleta		3° Coleta	
	(%)	s(±)	(%)	s(±)	(%)	s(±)
Canal 1	31,63	0,94	26,17	0,28	25,15	0,51
Canal 2	33,56	1,50	27,37	0,31	23,07	0,73
Canal 3	28,16	0,17	31,79	0,67	24,60	0,47
Média	31,11	2,73	28,44	2,88	24,27	1,07

Zhao e Su (2014) relatam que a temperatura ideal para o crescimento de microalgas varia entre 15 e 26 °C e a ocorrência de baixas temperaturas no meio de cultura é desfavorável para a atividade enzimática, levando a redução na taxa de fotossíntese. Fato que pode explicar a menor concentração de carbono durante o período de inverno para o presente estudo.

Existem outros fatores que podem ajudar a entender esta redução. Rahaman et al. (2011) explicam que as baixas concentrações de CO₂ na água, essencialmente, do CO₂ capturado da atmosfera, que possui concentração estimada em 0,03-0,06% (v/v), podem limitar o crescimento das microalgas. Além da concentração de CO₂, Moreira e Pires (2016) relatam que outros parâmetros podem afetar o crescimento do perifíton e, conseqüentemente, as taxas de fixação de CO₂ e sua produtividade. Os fatores mais importantes são a temperatura e a intensidade da luz, que no período de inverno foram menores no presente estudo.

Swarnalatha *et al.* (2015) relatam que a importância da mitigação biológica de CO₂ recebeu muita atenção recentemente, especialmente no cultivo de microalgas, uma vez que o CO₂ é uma fonte de carbono essencial para o crescimento de microalgas e indiretamente utilizado como uma maneira alternativa de mitigar o CO₂. Segundo Cheah et al. (2015) o sequestro de carbono através da bioconversão de CO₂ é o mecanismo natural para o cultivo de microalgas. As microalgas são capazes de bioconverter o CO₂ atmosférico e também o CO₂ dos gases de combustão, levando à redução da emissão de gases de efeito estufa. Essa mitigação de CO₂ pode ser uma ferramenta no combate ao efeito estufa.

5.5.5 Proteínas

Referente aos níveis de proteína um método comum para determinar a proteína bruta utiliza o fator de conversão histórico de 6,25 vezes o valor do % N. Esse fator tende a superestimar a proteína na maioria das biomassas segundo Templeton e Laurens (2015). Os autores expõem ainda que os fatores de conversão de nitrogênio para proteína, relativos às microalgas, foram relatados recentemente e um fator médio geral de 4,78 pode ser utilizado com confiança como uma estimativa razoável do teor de proteína da biomassa de algas, sendo este fator utilizado no presente estudo.

A Tabela 10, apresenta os valores de proteínas obtidos para cada canal nas três coletas realizadas. Os resultados não apresentaram diferença significativa entre as médias de cada coleta ($P > 0,05$).

Tabela 10 - Níveis de proteínas por canal e média em cada coleta

	1º Coleta		2º Coleta		3º Coleta	
	(%)	s(±)	(%)	s(±)	(%)	s(±)
Canal 1	18,80	0,64	15,32	0,23	18,49	0,13
Canal 2	20,81	1,38	16,13	1,58	18,64	3,11
Canal 3	12,83	0,23	20,74	0,94	18,47	0,32
Média	17,48	4,15	21,79	0,67	18,53	0,09

Analisando a composição bioquímica de isolados de microalgas de água doce de Alberta no Canadá, Tibbetts et al. (2015) encontraram um percentual que variou de 13 a 15 % de proteínas. Dados os seus relativamente baixos níveis de proteínas, toda a biomassa produzida para o referido estudo, poderia ser considerada como uma espécie de “farinha de algas”, com um valor de mercado semelhante ao do trigo e outros subprodutos de grãos de cereais. Contrastando com os "Alimentos" de algas ricos em proteínas de maior valor de mercado, como os produzidos a partir de culturas oleaginosas terrestres, como por exemplo a soja, canola e o milho. Segundo o mesmo autor, por esta razão, com este teor de proteínas seria mais propenso encontrar uma destinação em alimentos para animais ruminantes (gado e ovelha por exemplo), cujas rações possuem preço relativamente mais baratos, em vez de alimentos para animais monogástricos

(aves, suínos e peixes por exemplo), com rações de maior valor. Além disso, os animais ruminantes estão melhor equipados para digerir o material de parede celular de algas nestes produtos relativamente não processados do que os animais monogástricos (Sousa et al., 2008). Devido a semelhança dos níveis de proteínas, a biomassa do perifíton encontrada para o presente estudo poderia encontrar a mesma destinação.

Segundo Garcia et al. (2012) as proteínas poderiam ajudar também no desenvolvimento do setor de biocombustíveis, devido a produtividade e qualidade das proteínas de algumas microalgas, este setor poderia se beneficiar através da produção e comercialização de concentrados de proteínas de algas ricas em aminoácidos para compensar os altos custos associados à produção de algas industriais, especialmente, se unido a uma estratégia de biorremediação.

5.5.6 Carboidratos

Uma grande variedade de espécies de microalgas tem paredes celulares rígidas contendo grandes quantidades de carboidratos. Uma mudança na variação da composição estrutural de carboidratos das diversas espécies acontece à medida que a quantidade de luz solar, nutrientes e períodos de colheita também mudam (Noseda *et al.*, 1999; Skriptsova *et al.*, 2010). As condições de cultivo apresentadas no presente trabalho proporcionaram um índice médio geral de 65,09% de carboidratos no perifíton colhido, o índice médio encontrado para cada coleta é apresentado na Tabela 11.

Tabela 11 - Percentual médio de carboidratos em cada coleta realizada

Carboidratos		
	(%) Média	s(±)
1° Coleta	74,21	19,88
2° Coleta	57,70	10,32
3° Coleta	63,38	11,76

Segundo Potts et al. (2012), Independentemente da função biológica, se os carboidratos podem ser liberados da biomassa de algas, existe potencial para produzir biocombustíveis (etanol e butanol) através da fermentação.

A utilização de microalgas como matéria prima para produção de biocombustíveis possui vantagens específicas que incluem a absorção de nutrientes de águas eutróficas, injeção de O₂ nessas águas, baixa competição com culturas terrestres, alta taxa de crescimento e o potencial de absorção de CO₂ (Singh e Olsen, 2011).

Adey et al. (2013) avaliaram o potencial para geração de biocombustíveis da biomassa de algas cultivadas em um sistema ATS e fizeram uma comparação com outras matérias-primas para biocombustíveis. Utilizando dados do departamento de agricultura dos Estados Unidos, que relataram médias de colheita de milho de cerca de 973 g m⁻² d⁻¹, e um rendimento de fermentação de etanol de 0,40 L m⁻² ano⁻¹. Através do teor de carboidratos medido na biomassa colhida, aproximadamente 24%, presumindo um rendimento equivalente de etanol a partir da fermentação de carboidratos de algas. Os autores chegaram a previsão de que uma instalação ATS com telas 3D poderia produzir cerca de 2,24 L m⁻² ano⁻¹ de etanol, ou cerca de 5,6 vezes mais do que para matéria-prima de milho. O índice de carboidratos encontrado para o presente estudo, com média aproximada de 65%, apresenta um potencial ainda maior para esta finalidade.

Os altos índices de carboidratos encontrados em nosso trabalho possivelmente se explicam pelos baixos níveis de nutrientes existentes nas águas do Lago Dourado durante o período de realização do estudo. Segundo Cai et al. (2013) as microalgas possuem rotas metabólicas que se adaptam as formas de nitrogênio disponíveis no meio, afim de promover a assimilação e fixação deste nutriente. Se a microalga cresce em condições limitadas de nitrogênio verifica-se um desvio da rota de síntese proteica dando preferência à síntese de carboidratos e lipídeos.

Outro estudo que apresenta inclinação semelhante é apresentado por Dragone et al. (2011) que avaliaram a acumulação de amido em *Chlorella vulgaris* P12 sob diferentes concentrações iniciais de nitrogênio e ferro. Os autores observaram que o aumento no teor de amido (acima de 41%, em relação à massa seca da biomassa) ocorreu em condições de depleção de nitrogênio, entretanto, o crescimento celular foi muito mais lento do que o observado nos cultivos suplementados com nitrogênio. Portanto, foi proposto um processo de cultivo em duas etapas, a primeira para obtenção de biomassa (maiores concentrações de nitrogênio e ferro) e a segunda para o aumento do teor de amido (meio livre de

nitrogênio e ferro por poucos dias de cultivo). Os autores concluíram que microalgas com elevados teores de amido semelhantes a *C. vulgaris* P12, se constituem como matéria-prima muito promissora para a produção de bioetanol.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados ao término deste trabalho indicam que foi possível atingir o objetivo central proposto, o desenvolvimento de um sistema em escala piloto para testes, avaliações e caracterizações do perifíton formado, mostrando que a tecnologia Algae Turf Scrubber pode ser consistente na redução do potencial de eutrofização quando aplicada diretamente nas águas do Lago Dourado.

A avaliação de crescimento e produtividade no sistema revelou que o material particulado contido na massa líquida foi um obstáculo importante para o crescimento do perifíton, contudo, a taxa de crescimento média obtida de $4,46 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ficou próxima de trabalhos semelhantes na literatura, legitimando o potencial do sistema ATS para produção de perifíton. Os níveis de nutrientes encontrados nas águas do Lago dourado mostraram-se inferiores aos da literatura, entretanto foi possível chegar a um índice de remoção médio de $0,16 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e $0,008 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para o nitrogênio e fósforo respectivamente, que equivalem a uma remoção aproximada de $1,66 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ e $0,088 \text{ Kg P ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$.

As composições médias de carbono (27,97%), nitrogênio (3,73%), proteínas (17,81%) e carboidratos (65%) evidenciam sua potencial utilização como uma ferramenta de crédito de carbono no sequestro de CO_2 atmosférico, como fertilizante para agricultura, nutrição animal e produção de combustíveis via fermentação respectivamente. As baixas concentrações de lipídios e as características da composição dos ácidos graxos não apresentaram potencialidade para a produção de biodiesel.

Os resultados obtidos neste trabalho demonstram que o sistema pode ser uma forma de evitar o processo de eutrofização no Lago Dourado, pelo consumo de nutrientes, sendo possível prever um sistema em escala real que desenvolva a tecnologia e possa servir de subsídio.

6.1 Trabalhos futuros

As informações aqui apresentadas podem ser usadas como pontos comparativos para futuras modificações no sistema. São necessários mais trabalhos para determinar os intervalos de colheita ótimos e o fluxo ideal, o que

pode aumentar a produção de biomassa, e aumentar a captura geral de nutrientes.

As futuras modificações do nosso sistema ATS® poderão incluir:

- Mecanismos de decantação do material particulado,
- Aumento de taxas de fluxo variáveis para investigar como a turbulência e a taxa de fluxo influenciam na eficiência de remoção de nutrientes e a produção de biomassa,
- Sistema de lavagem do perifíton formado na tentativa de diminuir a concentração de cinzas exógenas,
- Otimizar e realizar proteção do sistema adutor de água bruta;
- Utilizar diferentes substratos para verificação de melhor produtividade.

7. REFERÊNCIAS

ABDEL-RAOUF, N.; AL-HOMAIDAN, A.; IBRAHEEM, I. Microalgae and wastewater treatment. **Saudi Journal of Biological Sciences**, v. 19, n. 3, p. 257-275, 2012. ISSN 1319-562X.

ADEY, W. H. et al. Algal turf scrubber (ATS) flowways on the Great Wicomico River, Chesapeake Bay: productivity, algal community structure, substrate and chemistry1. **Journal of phycology**, v. 49, n. 3, p. 489-501, 2013. ISSN 1529-8817.

ADEY, W. H.; LOVELAND, K. **Dynamic aquaria: building living ecosystems**. Academic Press, 2011. ISBN 0080469108.

ADEY, W. H.; LUCKETT, C.; SMITH, M. Purification of industrially contaminated groundwaters using controlled ecosystems. **Ecological Engineering**, v. 7, n. 3, p. 191-212, 1996. ISSN 0925-8574.

AGUILERA, A. et al. Eukaryotic community distribution and its relationship to water physicochemical parameters in an extreme acidic environment, Rio Tinto (southwestern Spain). **Applied and environmental microbiology**, v. 72, n. 8, p. 5325-5330, 2006. ISSN 0099-2240.

AOAC. cial Methods of Analysis. **Association of Official Analytical Chemists, Arlington**, 1990.

APHA, A. WEF 2012. **Standard methods for the examination of water and wastewater**, v. 22, 2012.

BAUNILLO, K. E. et al. Investigations on microalgal oil production from *Arthrospira platensis*: towards more sustainable biodiesel production. **RSC Advances**, v. 2, n. 30, p. 11267-11272, 2012.

BECKER, E. Micro-algae as a source of protein. **Biotechnology advances**, v. 25, n. 2, p. 207-210, 2007. ISSN 0734-9750.

BESSA FREITAS, M.; MACHADO DE FREITAS, C. A vigilância da qualidade da água para consumo humano: desafios e perspectivas para o Sistema Único de Saúde. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 10, n. 4, 2005. ISSN 1413-8123.

BHARDWAJ, D. et al. Biofertilizers function as key player in sustainable agriculture by improving soil fertility, plant tolerance and crop productivity. **Microbial Cell Factories**, v. 13, n. 1, p. 66, 2014. ISSN 1475-2859.

BLIGH, E. G.; DYER, W. J. A rapid method of total lipid extraction and purification. **Canadian journal of biochemistry and physiology**, v. 37, n. 8, p. 911-917, 1959. ISSN 0576-5544.

BROUWER, E.; BOBBINK, R.; ROELOFS, J. G. Restoration of aquatic macrophyte vegetation in acidified and eutrophied softwater lakes: an overview. **Aquatic Botany**, v. 73, n. 4, p. 405-431, 2002. ISSN 0304-3770.

CAI, T.; PARK, S. Y.; LI, Y. Nutrient recovery from wastewater streams by microalgae: status and prospects. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 19, p. 360-369, 2013. ISSN 1364-0321.

CALAHAN, D.; BLERSCH, D.; ADEY, W. **Weeds in the algae garden—A source of biomass for the algae-to-biofuels program**: Elsevier 2015.

CARMICHAEL, W. W. et al. Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins. **Environmental health perspectives**, v. 109, n. 7, p. 663, 2001.

CAVALCANTE, D. D. H.; SÁ, M. V. D. C. Effect of photosynthesis on Nile tilapia culture water's alkalinity. **Revista Ciência Agronômica**, v. 41, n. 1, p. 67-72, 2010. ISSN 1806-6690.

CERIONI, É. D. M. et al. LEVANTAMENTO DE ESPÉCIES DE ALGAS PLANCTÔNICAS E ANÁLISE DA ÁGUA DO LAGO DO ZOOLOGICO QUINZINHO DE BARROS-(SOROCABA-SP). **Revista Eletrônica de Biologia (REB)**. ISSN 1983-7682, v. 1, n. 2, p. 18-27, 2008. ISSN 1983-7682.

CHEAH, W. Y. et al. Biosequestration of atmospheric CO₂ and flue gas-containing CO₂ by microalgae. **Bioresource technology**, v. 184, p. 190-201, 2015. ISSN 0960-8524.

CHI, Z. et al. Bicarbonate-based integrated carbon capture and algae production system with alkalihalophilic cyanobacterium. **Bioresource technology**, v. 133, p. 513-521, 2013. ISSN 0960-8524.

CHISTI, Y. Biodiesel from microalgae. **Biotechnology advances**, v. 25, n. 3, p. 294-306, 2007. ISSN 0734-9750.

CHRISTENSON, L.; SIMS, R. Production and harvesting of microalgae for wastewater treatment, biofuels, and bioproducts. **Biotechnology advances**, v. 29, n. 6, p. 686-702, 2011. ISSN 0734-9750.

CODD, G. A. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control. **Ecological engineering**, v. 16, n. 1, p. 51-60, 2000. ISSN 0925-8574.

CONVERTI, A. et al. Effect of temperature and nitrogen concentration on the growth and lipid content of *Nannochloropsis oculata* and *Chlorella vulgaris* for biodiesel production. **Chemical Engineering and Processing: Process Intensification**, v. 48, n. 6, p. 1146-1151, 2009. ISSN 0255-2701.

CYBIS, L. F. et al. Manual para estudo de cianobactérias planctônicas em mananciais de abastecimento público: caso da represa Lomba do Sabão e Lago Guaíba, Porto Alegre, Rio Grande do Sul. **Rio de Janeiro: ABES**, p. 16-24, 2006.

D'AIUTO, P. et al. Algal turf scrubbers: Periphyton production and nutrient recovery on a South Florida citrus farm. **Ecological Engineering**, v. 75, p. 404-412, 2015. ISSN 0925-8574.

DE-BASHAN, L. E.; BASHAN, Y. Immobilized microalgae for removing pollutants: review of practical aspects. **Bioresource technology**, v. 101, n. 6, p. 1611-1627, 2010. ISSN 0960-8524.

DE DORLODOT, S.; LUTTS, S.; BERTIN, P. Effects of ferrous iron toxicity on the growth and mineral composition of an interspecific rice. **Journal of plant nutrition**, v. 28, n. 1, p. 1-20, 2005. ISSN 0190-4167.

DE FIGUEIRÊDO, M. C. B. et al. Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização Evaluation of reservoirs environmental vulnerability to eutrophication. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 12, n. 4, p. 399-409, 2007. ISSN 1413-4152.

DE OLIVEIRA FERNANDES, V. et al. Ecologia de cianobactérias: fatores promotores e consequências das florações. **Oecologia Australis**, v. 13, n. 2, p. 247-258, 2017. ISSN 2177-6199.

DEL CAMPO, J. A.; GARCÍA-GONZÁLEZ, M.; GUERRERO, M. G. Outdoor cultivation of microalgae for carotenoid production: current state and perspectives. **Applied microbiology and biotechnology**, v. 74, n. 6, p. 1163-1174, 2007. ISSN 0175-7598.

DEMIRBAS, A. Use of algae as biofuel sources. **Energy conversion and management**, v. 51, n. 12, p. 2738-2749, 2010. ISSN 0196-8904.

DI BERNARDO, L. Algas e suas influências na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento. In: (Ed.). **Algas e suas influências na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento**: ABES, 1995.

DOUGLAS, G.; ROBB, M.; FORD, P. Reassessment of the performance of mineral-based sediment capping materials to bind phosphorus: a comment on Akhurst et al.(2004). **Marine and Freshwater Research**, v. 59, n. 9, p. 836-837, 2008. ISSN 1448-6059.

ECOPLAN, E. L. **Consolidação do Conhecimento Sobre os Recursos Hídricos da Bacia do Rio Pardinho e Elaboração do Programa de Ações da Sub-Bacia do Rio Pardinho**. Santa Cruz do Sul. 2005

FANTA, S. E. et al. Applying the light: nutrient hypothesis to stream periphyton. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 5, p. 931-940, 2010. ISSN 1365-2427.

GARCIA, J. R.; FERNANDEZ, F. A.; SEVILLA, J. F. Development of a process for the production of l-amino-acids concentrates from microalgae by enzymatic hydrolysis. **Bioresource technology**, v. 112, p. 164-170, 2012. ISSN 0960-8524.

GATTULLO, C. E. et al. Removal of bisphenol A by the freshwater green alga *Monoraphidium braunii* and the role of natural organic matter. **Science of the Total Environment**, v. 416, p. 501-506, 2012. ISSN 0048-9697.

GEORGIANNA, D. R.; MAYFIELD, S. P. Exploiting diversity and synthetic biology for the production of algal biofuels. **Nature**, v. 488, n. 7411, p. 329, 2012. ISSN 1476-4687.

GIBBS, M. M.; HICKEY, C. W.; ÖZKUNDAKCI, D. Sustainability assessment and comparison of efficacy of four P-inactivation agents for managing internal phosphorus loads in lakes: sediment incubations. **Hydrobiologia**, v. 658, n. 1, p. 253-275, 2011. ISSN 0018-8158.

GUSCHINA, I. A.; HARWOOD, J. L. Lipids and lipid metabolism in eukaryotic algae. **Progress in lipid research**, v. 45, n. 2, p. 160-186, 2006. ISSN 0163-7827.

HARUN, R. et al. Bioprocess engineering of microalgae to produce a variety of consumer products. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 14, n. 3, p. 1037-1047, 2010. ISSN 1364-0321.

HIGGINS, B. T.; KENDALL, A. Life cycle environmental and cost impacts of using an algal turf scrubber to treat dairy wastewater. **Journal of Industrial Ecology**, v. 16, n. 3, p. 436-447, 2012. ISSN 1530-9290.

HILL, W. R.; RINCHARD, J.; CZESNY, S. Light, nutrients and the fatty acid composition of stream periphyton. **Freshwater Biology**, v. 56, n. 9, p. 1825-1836, 2011. ISSN 1365-2427.

HOLLAND, D. P. et al. The impacts of a high CO₂ environment on a bicarbonate user: the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*. **Water research**, v. 46, n. 5, p. 1430-1437, 2012. ISSN 0043-1354.

HUDEK, K. et al. Commercial products from algae. In: (Ed.). **Algal biorefineries**: Springer, 2014. p.275-295.

HYDROSCIENCE. Lago Dourado, Reservatório de Abastecimento em Santa Cruz do Sul, RS – CORSAN. 2015. Disponível em: < <http://hydroscience.com.br/projetos/lago-dourado-reservatorio-de-abastecimento-em-santa-cruz-do-sul-rs-corsan/> >. Acesso em: 07/06/2017.

KANGAS, P. **Ecological engineering: principles and practice**. CRC Press, 2004. ISBN 0203486544.

KANGAS, P.; MULBRY, W. Nutrient removal from agricultural drainage water using algal turf scrubbers and solar power. **Bioresource technology**, v. 152, p. 484-489, 2014. ISSN 0960-8524.

KARDEL, K. et al. Preliminary Development of 3D-Printed Custom Substrata for Benthic Algal Biofilms. **3D Printing and Additive Manufacturing**, v. 2, n. 1, p. 12-19, 2015. ISSN 2329-7662.

KEBEDE-WESTHEAD, E.; PIZARRO, C.; MULBRY, W. W. Treatment of swine manure effluent using freshwater algae: production, nutrient recovery, and elemental composition of algal biomass at four effluent loading rates. **Journal of applied phycology**, v. 18, n. 1, p. 41-46, 2006. ISSN 0921-8971.

KLIGERMAN, D. C.; BOUWER, E. J. Prospects for biodiesel production from algae-based wastewater treatment in Brazil: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 52, p. 1834-1846, 2015. ISSN 1364-0321.

LAMPERT, W.; SOMMER, U. **Limnoecology: the ecology of lakes and streams**. Oxford university press, 2007. ISBN 0199213925.

LI, S. et al. Extreme drought causes distinct water acidification and eutrophication in the Lower Lakes (Lakes Alexandrina and Albert), Australia. **Journal of Hydrology**, v. 544, p. 133-146, 2017. ISSN 0022-1694.

LI, Y. et al. Effects of nitrogen sources on cell growth and lipid accumulation of green alga *Neochloris oleoabundans*. **Applied microbiology and biotechnology**, v. 81, n. 4, p. 629-636, 2008. ISSN 0175-7598.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Átomo, 2008. ISBN 8576700832.

_____. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas, SP: Editora Átomo, 2016. 638 ISBN 978-85-7670-271-9.

LIU, J. et al. Nutrient removal from horticultural wastewater by benthic filamentous algae *Klebsormidium* sp., *Stigeoclonium* spp. and their communities: From laboratory flask to outdoor Algal Turf Scrubber (ATS). **Water research**, v. 92, p. 61-68, 2016. ISSN 0043-1354.

LIU, W.; ZHANG, Q.; LIU, G. Lake eutrophication associated with geographic location, lake morphology and climate in China. **Hydrobiologia**, v. 644, n. 1, p. 289-299, 2010. ISSN 0018-8158.

LÓPEZ-ARCHILLA, A.; MARÍN, I.; AMILS, R. Microbial Community Composition and Ecology of an Acidic Aquatic Environment: The Tinto River, Spain. **Microbial ecology**, v. 41, n. 1, 2001. ISSN 0095-3628.

MAADANE, A. et al. Antioxidant activity of some Moroccan marine microalgae: Pufa profiles, carotenoids and phenolic content. **Journal of biotechnology**, v. 215, p. 13-19, 2015. ISSN 0168-1656.

MACKAY, E. B. et al. Geoengineering in lakes: welcome attraction or fatal distraction? **Inland Waters**, v. 4, n. 4, p. 349-356, 2014. ISSN 2044-205X.

MCCARTHY, J. "The Algal Bowl: Overfertilization of the World's Freshwaters and Estuaries" by David W. Schindler and John R. Vallentyne. 2008.[book review]. **The Canadian Field-Naturalist**, v. 123, n. 2, p. 188, 2009. ISSN 0008-3550.

MEHER, L.; SAGAR, D. V.; NAIK, S. Technical aspects of biodiesel production by transesterification—a review. **Renewable and sustainable energy reviews**, v. 10, n. 3, p. 248-268, 2006. ISSN 1364-0321.

MIKHODYUK, O.; ZAVARZIN, G.; IVANOVSKY, R. Transport systems for carbonate in the extremely natronophilic cyanobacterium *Euhalothece* sp. **Microbiology**, v. 77, n. 4, p. 412-418, 2008. ISSN 0026-2617.

MILLAO, S.; UQUICHE, E. Antioxidant activity of supercritical extracts from *Nannochloropsis gaditana*: correlation with its content of carotenoids and tocopherols. **The Journal of Supercritical Fluids**, v. 111, p. 143-150, 2016. ISSN 0896-8446.

MILLEDGE, J. J. Commercial application of microalgae other than as biofuels: a brief review. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 10, n. 1, p. 31-41, 2011. ISSN 1569-1705.

MONTEIRO, A. J. Eutrofização. **Departamento de Engenharia civil e Arquitetura-Seção de Hidráulica e dos Recursos Hídricos e Ambientais—Qualidade da água e controlo da poluição. Instituto Superior Técnico—Lisboa. 19p**, 2004.

MORAIS, V. S. Previsão de ondas geradas por ventos em águas interiores e sua alteração devido à presença de vegetação aquática em margens de lagos. 2009.

MOREIRA, D.; PIRES, J. C. Atmospheric CO₂ capture by algae: negative carbon dioxide emission path. **Bioresource technology**, v. 215, p. 371-379, 2016. ISSN 0960-8524.

MOTA, S. et al. Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização. 2007. ISSN 1413-4152.

MULBRY, W.; KANGAS, P.; KONDRAD, S. Toward scrubbing the bay: Nutrient removal using small algal turf scrubbers on Chesapeake Bay tributaries. **Ecological Engineering**, v. 36, n. 4, p. 536-541, 2010. ISSN 0925-8574.

MULBRY, W. et al. Treatment of dairy manure effluent using freshwater algae: algal productivity and recovery of manure nutrients using pilot-scale algal turf scrubbers. **Bioresource technology**, v. 99, n. 17, p. 8137-8142, 2008. ISSN 0960-8524.

MULBRY, W. et al. Recycling of manure nutrients: use of algal biomass from dairy manure treatment as a slow release fertilizer. **Bioresource technology**, v. 96, n. 4, p. 451-458, 2005. ISSN 0960-8524.

MULBRY, W. W.; WILKIE, A. C. Growth of benthic freshwater algae on dairy manures. **Journal of Applied Phycology**, v. 13, n. 4, p. 301-306, 2001. ISSN 0921-8971.

NASCIMENTO, I. A. et al. Screening microalgae strains for biodiesel production: lipid productivity and estimation of fuel quality based on fatty acids profiles as selective criteria. **Bioenergy research**, v. 6, n. 1, p. 1-13, 2013. ISSN 1939-1234.

NOSEDA, M. D.; TULIO, S.; DUARTE, M. E. Polysaccharides from the red seaweed *Bostrychia montagnei*: chemical characterization. Sixteenth International Seaweed Symposium, 1999, Springer. p.549-554.

PAERL, H. W. et al. Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on cyanobacteria. **The Scientific World Journal**, v. 1, p. 76-113, 2001.

PALMER, M. et al. River restoration in the twenty-first century: data and experiential knowledge to inform future efforts. **Restoration Ecology**, v. 15, n. 3, p. 472-481, 2007. ISSN 1526-100X.

PAN, G. et al. In-lake algal bloom removal and submerged vegetation restoration using modified local soils. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 2, p. 302-308, 2011. ISSN 0925-8574.

PATE, R. C. et al. **Algal Polyculture Conversion and Analysis**. Sandia National Laboratories (SNL-NM), Albuquerque, NM (United States); Sandia National Laboratories, Livermore, CA. 2016

PHUKAN, M. M. et al. Microalgae *Chlorella* as a potential bio-energy feedstock. **Applied Energy**, v. 88, n. 10, p. 3307-3312, 2011. ISSN 0306-2619.

POTTS, T. et al. The production of butanol from Jamaica bay macro algae. **Environmental Progress & Sustainable Energy**, v. 31, n. 1, p. 29-36, 2012. ISSN 1944-7450.

PULZ, O.; GROSS, W. Valuable products from biotechnology of microalgae. **Applied microbiology and biotechnology**, v. 65, n. 6, p. 635-648, 2004. ISSN 0175-7598.

QIN, B.-Q. Exploration of conceptual model of nutrient release from inner source in large shallow lake. **CHINA ENVIRONMENTAL SCIENCE-CHINESE EDITION-**, v. 22, n. 2, p. 150-153, 2002. ISSN 1000-6923.

RAHAMAN, M. S. A. et al. A review of carbon dioxide capture and utilization by membrane integrated microalgal cultivation processes. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15, n. 8, p. 4002-4012, 2011. ISSN 1364-0321.

RAJA, R. et al. A perspective on the biotechnological potential of microalgae. **Critical reviews in microbiology**, v. 34, n. 2, p. 77-88, 2008. ISSN 1040-841X.

RAY, N. E.; TERLIZZI, D. E.; KANGAS, P. C. Nitrogen and phosphorus removal by the Algal Turf Scrubber at an oyster aquaculture facility. **Ecological Engineering**, v. 78, p. 27-32, 2015. ISSN 0925-8574.

ROSENBERG, J. N. et al. A green light for engineered algae: redirecting metabolism to fuel a biotechnology revolution. **Current opinion in Biotechnology**, v. 19, n. 5, p. 430-436, 2008. ISSN 0958-1669.

ROSS, G.; HAGHSERESHT, F.; CLOETE, T. E. The effect of pH and anoxia on the performance of Phoslock®, a phosphorus binding clay. **Harmful Algae**, v. 7, n. 4, p. 545-550, 2008. ISSN 1568-9883.

ROTHMAN, N. J.; CANUEL, E. A.; BECK, A. J. Trace metal cycling in an algal flowway system. **Ecological engineering**, v. 52, p. 290-297, 2013. ISSN 0925-8574.

SANCHES, S. et al. Estudo da presença da toxina microcistina-LR em água utilizada em clínica de hemodiálise e validação de um método analítico. **Ecl. Quím., São Paulo**, v. 32, n. 4, p. 43-48, 2007.

SANDEFUR, H. N.; MATLOCK, M. D.; COSTELLO, T. A. Seasonal productivity of a periphytic algal community for biofuel feedstock generation and nutrient treatment. **Ecological engineering**, v. 37, n. 10, p. 1476-1480, 2011. ISSN 0925-8574.

SASSI, P. G. P. Uso de microalgas com potencial para produção de biodiesel e mitigação de impactos ambientais. 2016.

SCHENK, P. M. et al. Second generation biofuels: high-efficiency microalgae for biodiesel production. **Bioenergy research**, v. 1, n. 1, p. 20-43, 2008. ISSN 1939-1234.

SCHINDLER, D. W. et al. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: results of a 37-year whole-ecosystem experiment. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, n. 32, p. 11254-11258, 2008. ISSN 0027-8424.

SCHWENZFEIER, A.; WIERENGA, P. A.; GRUPPEN, H. Isolation and characterization of soluble protein from the green microalgae *Tetraselmis* sp. **Bioresource technology**, v. 102, n. 19, p. 9121-9127, 2011. ISSN 0960-8524.

SHUPING, Z. et al. Pyrolysis characteristics and kinetics of the marine microalgae *Dunaliella tertiolecta* using thermogravimetric analyzer. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 1, p. 359-365, 2010. ISSN 0960-8524.

SIMIONATO, D. et al. Acclimation of *Nannochloropsis gaditana* to different illumination regimes: effects on lipids accumulation. **Bioresource technology**, v. 102, n. 10, p. 6026-6032, 2011. ISSN 0960-8524.

SINGH, A.; OLSEN, S. I. A critical review of biochemical conversion, sustainability and life cycle assessment of algal biofuels. **Applied Energy**, v. 88, n. 10, p. 3548-3555, 2011. ISSN 0306-2619.

SKRIPTSOVA, A. V. et al. Monthly changes in the content and monosaccharide composition of fucoidan from *Undaria pinnatifida* (Laminariales, Phaeophyta). **Journal of Applied Phycology**, v. 22, n. 1, p. 79-86, 2010. ISSN 0921-8971.

SLUITER, A. et al. Determination of ash in biomass. **National Renewable Energy Laboratory**, p. 1-5, 2008.

SMITH, V. H.; SCHINDLER, D. W. Eutrophication science: where do we go from here? **Trends in Ecology & Evolution**, v. 24, n. 4, p. 201-207, 2009. ISSN 0169-5347.

SOARES, D. Avaliação do crescimento celular e da produtividade de lipídeos de microalgas marinhas em diferentes regimes de cultivo. 2010.

SOUSA, I. et al. Microalgae in novel food products. **Food chemistry research developments**, p. 75-112, 2008. ISSN 1604562625.

SPEARS, B. M. et al. **Geo-Engineering in Lakes • A Call for Consensus**: ACS Publications 2013.

SPOLAORE, P. et al. Commercial applications of microalgae. **Journal of bioscience and bioengineering**, v. 101, n. 2, p. 87-96, 2006. ISSN 1389-1723.

STEFFENSEN, D. A. Economic cost of cyanobacterial blooms. In: (Ed.). **Cyanobacterial harmful algal blooms: State of the science and research needs**: Springer, 2008. p.855-865.

STEPHENSON, A. L. et al. Influence of nitrogen-limitation regime on the production by *Chlorella vulgaris* of lipids for biodiesel feedstocks. **Biofuels**, v. 1, n. 1, p. 47-58, 2010. ISSN 1759-7269.

SWARNALATHA, G. et al. The effect of carbon dioxide rich environment on carbonic anhydrase activity, growth and metabolite production in indigenous freshwater microalgae. **Algal Research**, v. 9, p. 151-159, 2015. ISSN 2211-9264.

TECNOGEO. Plano Municipal de Saneamento Básico de Santa Cruz do Sul. 2013. Disponível em: < <http://www.santacruz.rs.gov.br/conteudo/plano-municipal-de-saneamento-basico> >. Acesso em: 08/03/2017.

TEMPLETON, D. W.; LAURENS, L. M. Nitrogen-to-protein conversion factors revisited for applications of microalgal biomass conversion to food, feed and fuel. **Algal Research**, v. 11, p. 359-367, 2015. ISSN 2211-9264.

TIBBETTS, S. M. et al. Biochemical characterization of microalgal biomass from freshwater species isolated in Alberta, Canada for animal feed applications. **Algal Research**, v. 11, p. 435-447, 2015. ISSN 2211-9264.

TORTORA, G. J.; CASE, C. L.; FUNKE, B. R. **Microbiologia-12ª Edição**. Artmed Editora, 2016. ISBN 8582713541.

TREICHEL, M. **Esgoto e adubo causam problemas na água**. Gazeta do Sul 2013

TRINDADE, P. B. C. B.; MENDONÇA, A. S. F. Eutrophication in reservoirs—Case study: reservoir of Rio Bonito (ES). **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 19, n. 3, p. 275-282, 2014. ISSN 1413-4152.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Recursos hídricos no século XXI**. Oficina de Textos, 2011. ISBN 8579750695.

VEIGA, N. Cianobactéria tóxica na água para consumo humano. **Artigo Científico**, 2011.

VILAR, M. C. P. Efeito do balanço pH/carbono inorgânico em parâmetros ecofisiológicos de *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) sob condições experimentais. 2015.

VILMI, A. et al. Freshwater diatoms as environmental indicators: evaluating the effects of eutrophication using species morphology and biological indices. **Environmental monitoring and assessment**, v. 187, n. 5, p. 243, 2015. ISSN 0167-6369.

WAAJEN, G. et al. Geo-engineering experiments in two urban ponds to control eutrophication. **Water research**, v. 97, p. 69-82, 2016. ISSN 0043-1354.

WALTER, T. et al. Microalgae as bioreactor. **Plant Cell Rep**, v. 24, p. 629-41, 2005.

WANG, B. et al. CO₂ bio-mitigation using microalgae. **Applied microbiology and biotechnology**, v. 79, n. 5, p. 707-718, 2008. ISSN 0175-7598.

WENZEL, J. A. **Lago Dourado e piscinões**. 1. 2012. 236.

WETZEL, R. G. **Limnology: lake and river ecosystems**. Gulf Professional Publishing, 2001. ISBN 0127447601.

YANG, Z.-K. et al. Molecular and cellular mechanisms of neutral lipid accumulation in diatom following nitrogen deprivation. **Biotechnology for biofuels**, v. 6, n. 1, p. 67, 2013. ISSN 1754-6834.

YUN, J.-H.; SMITH, V. H.; PATE, R. C. Managing nutrients and system operations for biofuel production from freshwater macroalgae. **Algal Research**, v. 11, p. 13-21, 2015. ISSN 2211-9264.

YUNES, J. et al. Cyanobacterial neurotoxins from Southern Brazilian freshwaters. **Comments on toxicology**, v. 9, n. 2, p. 103-115, 2003. ISSN 0886-5140.

ZHAO, B.; SU, Y. Process effect of microalgal-carbon dioxide fixation and biomass production: a review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 31, p. 121-132, 2014. ISSN 1364-0321.

ZHAO, L. et al. A three-dimensional water quality modeling approach for exploring the eutrophication responses to load reduction scenarios in Lake Yilong (China). **Environmental pollution**, v. 177, p. 13-21, 2013. ISSN 0269-7491.