

# INFLUÊNCIA DE DESCARGAS DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO FOTOSSINTÉTICAS SOBRE A OCORRÊNCIA DE CIANOBACTÉRIAS NOS CORPOS RECEPTORES

## **Baptista Bina** <sup>(1)</sup>

Biólogo – Universidade Federal de Juiz de Fora; Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental – Universidade de São Paulo/EESC; Doutorado em Ecologia e Manejo da Vida Silvestre – Universidade Federal de Minas Gerais – Pós-Doutorando – Universidade Federal de São Carlos. Pesquisa em “Tratamento de Esgotos Sanitários – Cianobactérias em Lagoas de Estabilização na Região Central do Estado de São Paulo”.

## **Fernanda Igual Morales** <sup>(2)</sup>

Bióloga; Mestrado no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana. ambos na Universidade Federal de São Carlos

## **Nemésio Neves Salvador Batista** <sup>(3)</sup>

Professor Titular do Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de São Carlos.

Endereço: Rodovia Washington Luís (SP-310), km 235, Caixa Postal 676, CEP 13565-905 – Bairro Monjolinho – São Carlos-SP, Brasil, Tel: +55(16) 3351-9690/6829; Fax: +55(16) 3361-2081

E-mail: baptistabina@gmail.com

## **RESUMO**

Descargas do excesso de nutrientes d'águas residuárias de esgotos sanitários acabam se concentrando em corpos receptores, trazendo diversos impactos negativos e ainda contribuindo para o crescimento e a multiplicação de espécies de cianobactérias, o que diminui a diversidade de animais, plantas e outros seres vivos. Advém, então, um problema: algumas dessas cianobactérias são tóxicas e liberam materiais orgânicos, ficando prejudicado o uso d'água pela população do entorno. Cianobactérias são um dos primeiros organismos procariotos, autótrofos, que realizam fotossíntese do planeta, com liberação de oxigênio igual à de algas e plantas superiores. Durante esse processo, as cianobactérias liberam toxinas, o que as tornam impróprias para o consumo de outras espécies. O estudo foi realizado em quatro lagoas de estabilização fotossintéticas na região central do Estado de São Paulo. O presente trabalho consistiu na identificação da presença e na contagem de cianobactérias nas lagoas de estabilização fotossintéticas de Analândia, Charqueada, Guariba e Ipeúna. As amostras foram coletadas mensalmente junho/2012 a abril/2013, os resultados de identificação demonstraram a ocorrência de 16 espécies em 12 gêneros. Também se observou elevada densidade (células/mL) nas lagoas fotossintéticas de Santa Lúcia, Brotas e Analândia, e menor em Guariba e Charqueada, sendo estas últimas pertencentes à Sabesp.

Palavras-chave: Cianobactérias, esgoto, rios.

## **INTRODUÇÃO**

A degradação da qualidade das águas superficiais naturais, as quais são importantes para a sobrevivência das espécies, bem como para muitos processos de produção de bens e produtos da vida moderna – dentre os quais, a produção d'água de abastecimento público – tornou-se um dos problemas ambientais gravíssimos. As descargas do excesso de nutrientes vindos com a água residuária tratada de esgoto sanitário de origem urbana, despejadas nos rios receptores, acabam se concentrando nesses rios. Seu potencial efeito depende da capacidade de diluição desses ecossistemas, bem como da concentração de poluentes que já estão presentes nos corpos receptores. Dois tipos de ameaças grandes e duradouros de poluição podem ser reconhecidos em nível global: por um lado, a poluição orgânica que origina à elevada carga orgânica em ecossistemas aquáticos e, em longo prazo, para a eutrofização. A eutrofização é o processo pelo qual os organismos beneficiários se tornam mais produtivos através do aumento da entrada de nutrientes inorgânicos. Num sentido estrito, o termo refere-se apenas aos nutrientes e não necessariamente à produção de uma resposta (BEETON e EDMONDSON, 1972).

Segundo Brasil (2011), a legislação brasileira não permite que a água residuária lançada cause ou possua potencial para provocar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos, requerendo testes de toxicidade com espécies representativas de pelo menos dois níveis tróficos. Entretanto, Dupont e Lobo (2012) ressaltam que as águas residuárias produzidas pelas atividades de uma universidade podem apresentar elevado potencial de toxicidade, em função da sua complexidade de composição. É um fato bem conhecido que a água poluída pode reduzir a qualidade d'água e, portanto, restringir o uso de corpos d'água para usos múltiplos.

Lagoas de estabilização (ou lagoas de oxidação) são lagoas construídas de forma simples, nas quais os esgotos entram em uma extremidade e as águas residuárias saem em outra extremidade oposta, e têm sido empregadas para o tratamento de uma variedade d'águas residuárias, desde águas residuárias de domésticas a resíduos industriais complexos há mais de 300 anos. A primeira construção registrada de uma lagoa de estabilização foi em San Antonio, Texas, nos Estados Unidos, em 1901. Atualmente, quase sete mil lagoas de estabilização são utilizadas naquele país para o tratamento d'águas residuárias (EIFAC, 1980). Estas são usadas para tratar uma variedade de águas residuárias, desde esgotos sanitários a resíduos industriais complexos, e funcionam sob uma ampla gama de condições climáticas, de tropicais a árticas. Lagoas de estabilização podem ser utilizadas solitárias ou em combinação com outros processos de tratamento d'águas residuárias de esgoto. Tem-se aumentado o entendimento dos mecanismos de operação da lagoa e diferentes tipos de lagoas têm sido desenvolvidos para a situação específica de aplicação.

O tipo mais comum de lagoa é a lagoa de estabilização fotossintética. Porém, existem outros termos que são comumente aplicados são: lagoa de oxidação, lagoa de esgoto (ou lagoa de tratamento d'águas residuárias), laguna e lagoa de estabilização ou facultativa. As lagoas fotossintéticas têm geralmente de 1,2 a 2,5 m de profundidade, com uma camada aeróbica sobrepondo uma camada anaeróbia, muitas vezes contendo depósitos de lodo. São sistemas de lagoas em que a qualidade d'água residuária melhora entre o seu tempo de detenção habitual é de 5 a 30 dias. Portanto, a fermentação anaeróbia por bactérias anaeróbicas ocorre na zona do fundo, a estabilização aeróbia por bactérias aeróbicas ocorre na zona superior e nas profundidades intermediárias

ocorre a estabilização por bactérias facultativas. A chave para a operação da lagoa de estabilização fotossintética é a produção de oxigênio por microalgas fotossintéticas (algas e cianobactérias) e reaeração da superfície, sendo o resultado a produção de sais minerais, o alimento das microalgas e cianobactérias e do dióxido de carbono. O oxigênio produzido na presença de luz pelas microalgas e cianobactérias existentes nas lagoas é utilizado pelas bactérias aeróbicas (respiração) para a estabilização do material orgânico na zona superior. Microalgas e cianobactérias presentes na lagoa d'águas residuárias, representam um dos mais sérios problemas de desempenho associados com lagoas fotossintéticas. Essas lagoas encontram a aplicação mais difundida e são usadas para o tratamento d'águas residuárias brutas, geralmente em cidades de pequenas comunidades, e para o tratamento d'águas residuárias primário ou secundário, para pequenas ou grandes cidades.

As lagoas de estabilização fotossintéticas também são usadas em aplicações industriais, na sequência de lagoas aeradas ou lagoas anaeróbicas, para proporcionar a estabilização adicional antes da descarga. A lagoa de estabilização fotossintética é a mais fácil de operar e manter, mas há limites definidos para o seu desempenho. Valores de  $DBO_5$  d'águas residuárias variam de 20 a 60 mg/L e os níveis de sólidos suspensos geralmente variarão de 30 a 150 mg /L. As lagoas de estabilização fotossintéticas requerem também uma área muito grande de terra para manter cargas de  $DBO_2$  em uma extensão sustentável. Uma vantagem, em que os esgotos sanitários de processamento de alimentos sazonais são recebidos durante o verão, é que cargas orgânicas admissíveis são geralmente muito maiores no verão do que no inverno. A lagoa em contenção total e a lagoa de descarga controlada são formas de lagoas fotossintéticas. A lagoa em contenção total é aplicável em climas cujas perdas por evaporação excedem a chuva. Lagoas de descarga controlada têm longos tempos de detenção hidráulica e as águas residuárias são descarregadas uma ou duas vezes por ano, quando a qualidade d'água residuária é satisfatória.

Do grupo das microalgas, as cianobactérias são comumente conhecidas como algas verde-azuis ou simplesmente algas azuis. Tal como algas, cianobactérias são capazes de assimilar compostos orgânicos simples ou utilizam o dióxido de carbono como principal fonte para crescer em um meio completamente inorgânico. Cianobactérias produzem oxigênio como um subproduto da fotossíntese, proporcionando assim uma fonte de oxigênio para outros organismos nas lagoas de estabilização fotossintéticas. A capacidade de cianobactérias para utilizar contos do nitrogênio atmosférico apresenta expressiva e ampla distribuição, tanto no ambiente terrestre quanto no aquático. As cianobactérias aparecem em números muito grandes como florações, quando as condições ambientais são adequadas (ALTENBURGER *et al.*, 2000). As bactérias anaeróbicas são viáveis dentro da faixa de temperatura de 10°C a 40°C, com o intervalo de 35°C a 40°C sendo ideal para as cianobactérias (ARCHIBALD, 1972, PATRICK, 1948).

A fotossíntese é o processo pelo qual os organismos são capazes de crescer utilizando a energia radiante solar para alimentar a fixação de  $CO_2$  atmosférico e, posteriormente, apresenta o poder redutor para converter o  $CO_2$  em compostos orgânicos. A fotossíntese é geralmente associada com plantas verdes; no entanto, algumas bactérias, bem como microalgas e cianobactérias, realizam a fotossíntese. Em lagoas de estabilização d'águas residuárias, os organismos fotossintéticos de interesse são as microalgas, as cianobactérias e as bactérias roxas de enxofre (ADAMS, 1957).

Recentemente, o uso de microalgas e cianobactérias em tratamento d'águas residuárias, esses organismos se tornaram mais importantes para a purificação biológica d'águas residuárias, uma vez que são

capazes de acumular nutrientes para as plantas, metais pesados, pesticidas, hidrocarbonetos, substâncias altamente tóxicas orgânicas e inorgânicas, e matérias radioativas em suas células/corpos, eliminando-as a partir de ambientes aquáticos (KALESH e NAIR, 2005, JOTHINAYAGI e, ANBAZHAGAN, 2009, ALP *et al*, 2011, ALP *et al*, 2011). Estações de tratamento biológico d'águas residuárias com microalgas e cianobactérias têm particularmente ganhado importância nos últimos 50 anos e é hoje amplamente aceite que estações de tratamento d'águas residuárias de microalgas e cianobactérias são tão eficazes como as estações de tratamento d'águas residuárias convencionais. Estas características específicas têm feito das estações de tratamento d'águas residuárias de algas uma significativa alternativa de baixo custo para as estações de tratamento d'águas residuárias caro e complexo, especialmente para a purificação d'águas residuárias de grandes cidades.

Além disso, as microalgas e cianobactérias colhidas a partir de lagoas de estabilização fotossintéticas são amplamente usadas como suplemento de nitrogênio e fósforo para fins agrícolas, e podem ser submetidas à fermentação, a fim de obter energia a partir do metano. A radiação também é um tipo importante de poluição: um pouco de água contém materiais naturalmente radioativos e outros se tornam radioativos através da contaminação. Muitas microalgas e cianobactérias podem absorver e acumular muitos minerais radioativos em suas celas até mesmo de maiores concentrações na água (PALMER, 1969). MacKenthun enfatizou que *Spirogyra* pode acumular rádio fósforo, por um fator de 850 mil vezes ao da água (MACKENTHUN, 1969). Considerando-se todas essas habilidades de microalgas e cianobactérias para purificar as águas eutrofizadas de muitos tipos, é válido ressaltar que avanços na tecnologia de microalgas e cianobactérias em estações de tratamento d'águas residuárias são esperados para que essa tecnologia se torne ainda mais comum em anos futuros.

Tratamento d'águas residuárias, que é aplicado para melhorar ou modernizar a qualidade de uma água residuária, envolve processos físicos, químicos e biológicos em fases primária, secundária ou terciária. O tratamento primário remove materiais que flutuam facilmente e se sedimentam por gravidade. Isto inclui os processos físicos de separação, floculação, remoção de areia e sedimentação. O tratamento secundário é normalmente realizado por processos biológicos e remove a matéria orgânica solúvel e os sólidos suspensos deixados do tratamento primário. O tratamento terciário ou avançado é um processo de purificação em que os nitratos e fosfatos, bem como as partículas finas, são removidos (DROSTE, 1997). No entanto, o custo inicial, bem como o custo operacional de estação de tratamento d'águas residuárias, incluindo estágios primários, secundários ou avançados, é muito caro (OSWALD, 1988). Além disso, estudos mostraram que as microalgas e cianobactérias podem ser utilizadas com sucesso para tratamento d'águas residuárias, por causa de sua habilidade de bioacumulação (OSWALD, 1988a).

Dentre as vantagens da utilização de microalgas e cianobactérias no tratamento de esgotos sanitários relativamente a outros sistemas de tratamento d'águas residuárias, é que há uma relação simbiótica entre bactérias e microalgas e cianobactérias, em ecossistemas aquáticos. Microalgas e cianobactérias auxiliam a oxidação bacteriana aeróbica da matéria orgânica, produzindo oxigênio via fotossíntese, enquanto o CO<sub>2</sub> liberado e os nutrientes em uso na oxidação aeróbica contribuem para o crescimento da biomassa microalgas e cianobactérias. Considerando amônia, CO<sub>2</sub> e ortofosfato como principais fontes de nutrientes, Oswald (1995) determinou que a razão da liberação de oxigênio é de 1,5gO<sub>2</sub>/L g de biomassa das microalgas e cianobactérias (OSWALD, 1988b). Grobbelaar *et al.* (1990) relataram a razão de liberação de oxigênio de 1,9gO<sub>2</sub>/L g de biomassa das microalgas e cianobactérias (GROBBELAAR *et al.*, 1990). A maioria do nitrogênio em células de

microalgas e cianobactérias ligada às proteínas que compõem 45 a 60% de peso seco e o fósforo são essenciais para a síntese de ácidos nucleicos, fosfolípidos e ésteres de fosfato. As microalgas e cianobactérias, utilizando nitrogênio e fósforo em crescimento, podem remover a carga de nutrientes d'águas residuárias de umas poucas horas a uns poucos dias (LOVAIE e DE LA NOÛE, 1985).

Lagoas facultativas são projetadas para fins tais como a diminuição do tempo de retenção de resíduos, de conseguir um tratamento eficaz ou cultura de microalgas. Fotossíntese das microalgas e cianobactérias e decomposição bacteriana são os principais mecanismos de lagoas de algas-bacterianas. Os processos, incluindo oxidação, sedimentação, adsorção e desinfecção, nas lagoas, são resultados de relação simbiótica entre populações de microalgas e bactérias (RICH e LOW, 1980).

Existem três zonas principais nessas lagoas: duas zonas superiores, com oxigênio, enquanto condições anaeróbicas prevalecem no fundo. Fotossíntese das microalgas e difusão atmosférica são fonte principal de oxigênio. Esgotos sanitários são estabilizados por bactérias aeróbicas na zona superior e por bactérias facultativas em profundidades intermediárias, enquanto são degradados por bactérias anaeróbicas na zona profunda [53]. O zooplâncton controla o crescimento excessivo de bactérias e florações de microalgas cianobactérias através da predação ou pastoreio, bem como contribui para a produção de CO<sub>2</sub> para a fotossíntese das microalgas e cianobactérias.

Qualidade d'água residuária aceitável é a vantagem mais importante de lagoas de estabilização facultativas, embora baixos custos de operação e manutenção também se mostrem vantajosos. No entanto, existem algumas desvantagens, como altos custos da terra, problema de odor em carga elevada de d'águas residuárias e perda de nitrogênio para a atmosfera, limitando o reuso de nutrientes por sedimentação de fosfato e também limitando o potencial de irrigação por aumento da salinidade durante o período de alta taxa de evaporação (NRC, 1979). Embora a temperatura afete em grande medida o tempo de retenção d'águas residuárias, lagoas de estabilização fotossintéticas são amplamente utilizadas em diferentes regimes climáticos. Por exemplo, existem mais de três mil lagoas de estabilização fotossintéticas na Alemanha e na França, e sete mil nos Estados Unidos(NRC, 1979)..

Tratamentos d'águas residuárias de cidades com lagoas de alta taxa de microalgas e cianobactérias foram propostos pela primeira vez por Oswald e Golouke (1963), e depois foram usados em muitas partes do mundo (OSWALD e GOLUEKE, 1963). Alta taxa de lagoa de microalgas e cianobactérias envolve um processo geralmente raso (20-50 cm) e está equipado com arejamento mecânico e mistura por meio de rodas de pás. Alto nível de oxigênio resultante da fotossíntese e aeração permite os tempos de baixa retenção nessas lagoas de estabilização. As taxas de remoção de alta taxa de lagoas de microalgas e cianobactérias são quase similares às taxas dos métodos de tratamento convencionais, mas essas lagoas também podem ser mais eficientes, com menor tempo de retenção. Na verdade, demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5</sub>) de até 90% e mais de 80% de nitrogênio e de fósforo é tratada em lagoas de microalgas e cianobactérias de alta taxa em poucos dias. No entanto, é necessário mais tempo para o tratamento de demanda bioquímica de oxigênio de até 90%, utilizando técnicas convencionais de lodo ativado e biofiltração, que são métodos de tratamento secundário altamente caros, perfazendo entre cinco e oito horas, durante as quais a menor razão de nitrogênio e de fósforo pode ser removida. Além disso, os custos de construção e de energia são altamente inferiores e a exigência de terra é a metade do necessário para lagoas facultativas (ESEN e PUSKAS, 1991). É um fato bem conhecido que apenas uma pequena quantidade de nitrogênio e de fósforo é removida em técnicas de filtração

de lodo e de bioativos. Além disso, técnicas de filtração de lodo e de bioativos necessitam de produtos químicos caros e sistemas complexos.

### OBJETIVO

Este estudo teve por objetivo determinar os gêneros e espécies da comunidade de cianobactérias ocorrentes nas lagoas de estabilização fotossintéticas e nos corpos receptores de quatro cidades da região central do Estado de São Paulo, visando identificar a atual situação das possíveis alterações causadas pelo despejo d'águas residuárias domésticas, com consequente eutrofização dos rios.

### MATERIAIS E MÉTODOS

A tabela seguinte apresenta informações sobre a localização geográfica das quatro ETEs objeto do presente estudo, as quais possuem sistema de tratamento tipo Australiano.

Tabela 1. Estações de Tratamento de Esgotos e os corpos d'água receptores

Cidade	Código do ponto	Localização	Corpos d'água receptores
Analândia	LF1	S 22°08'36,9'' e W 47°39'81,5''	Rio Corumbataí, Classe 2
Charqueada	LF4	S 22°35'24,5'' e W 47°42'20,3''	Rio Corumbataí, Classe 2
Ipeúna	LF5	S 22°26'52,6'' e W 47°42'46,8''	Córrego das Lavadeiras, Classe 2
Guariba	LF7	S 27°21'04,2'' e W 48°09'4,85'',	Córrego do Guariba, Classe 4

Foi estabelecida uma rede de quatro lagoas de estabilização fotossintéticas com um ponto de amostragem para cada lagoa, tendo sido coletadas cianobactérias em onze campanhas, nos meses de junho de 2012 a abril de 2013. As subamostras foram examinadas em câmaras de sedimentação de Utermohl (Utermohl, 1958) em microscópio invertido. As amostras de cianobactérias para contagem total foram coletadas com balde de aço inox AISI 316L de 5 litros ou com um coletor tipo copo, acoplado a um cabo telescópico retrátil de 2 litros, diretamente na subsuperfície d'água residuária. Com base nesses dados a densidade total foi utilizada com a seguinte equação (APHA, 2012):

$$D \text{ (cel/mL)} = \frac{C \times A_t}{A_f \times F \times V}$$

Sendo: D = densidade total das espécies de algas e cianobactéria (cel mL<sup>-1</sup>); C = número de células das espécies contadas; A<sub>t</sub> = área total do fundo da câmara de sedimentação (mm<sup>2</sup>); A<sub>f</sub> = área contada do campo da câmara de contagem (mm<sup>2</sup>); F = número de campos contados; V = volume da amostra sedimentada (mL).

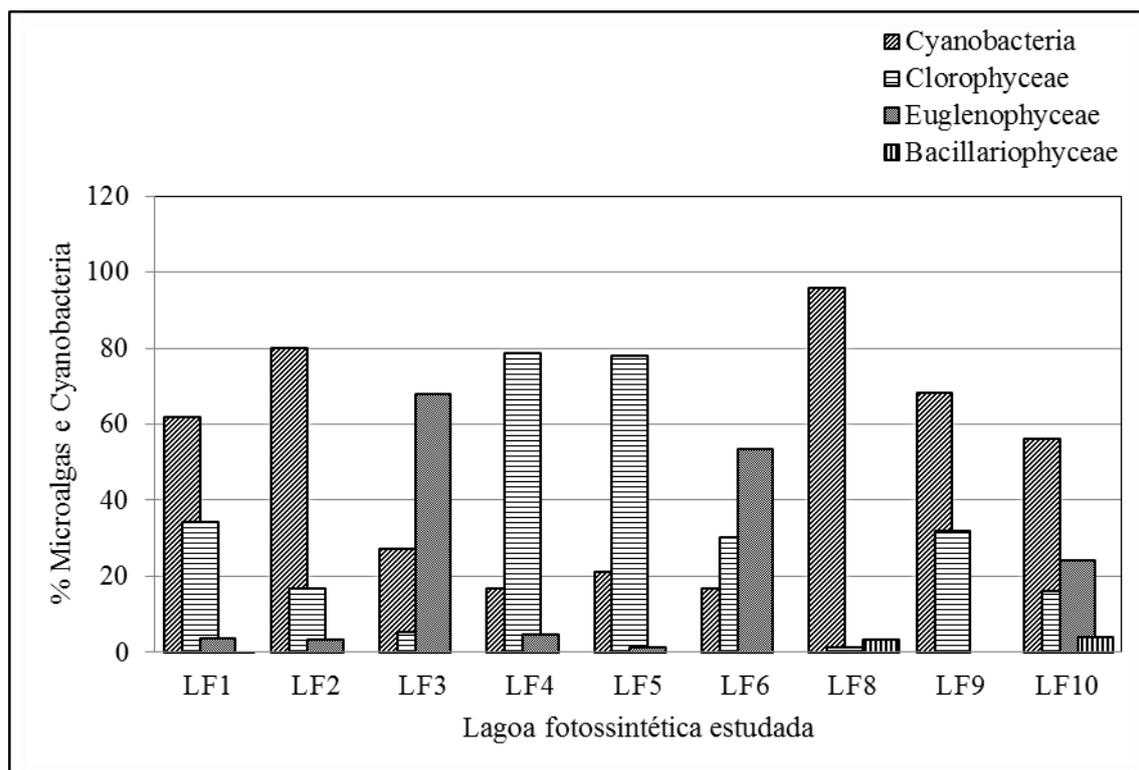
A amostragem para identificação das cianobactérias foi feita em arrasto horizontal, desde 0,5 m de profundidade até a superfície, com uma rede de plâncton de malha de 20 µm de abertura. Todas as amostras foram acondicionadas em frascos plásticos de polietileno de 250 mL e fixadas com uma solução de 800 mL água e 200 mL de formaldeído, resultando numa concentração final na amostra de 4%. As subamostras foram examinadas por observação das características morfológicas com auxílio de microscópio óptico.

## RESULTADOS

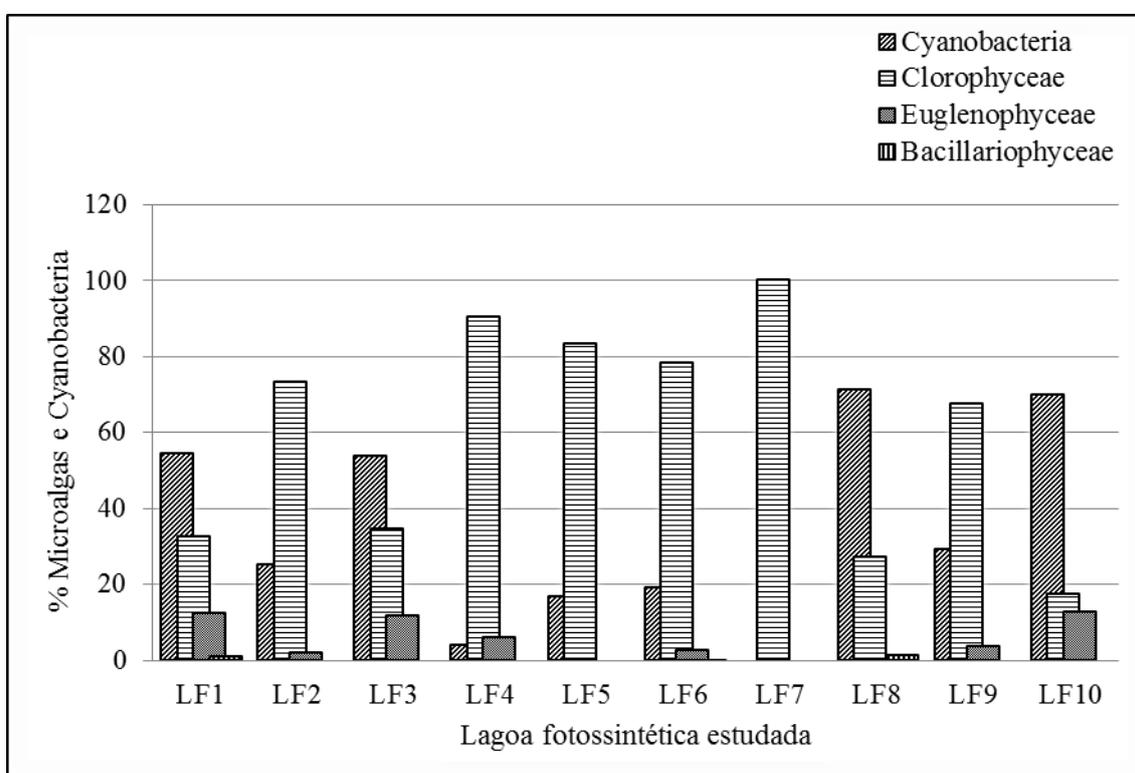
Na Tabela 1 podem ser visualizadas as espécies das algas e cyanobacteria coletadas e identificadas, durante o período de maio a dezembro de 2012.

Tabela 1. Número de espécies de algas e cyanobacteria encontradas na análise qualitativa nas dez lagoas de estabilização fotossintéticas estudadas.

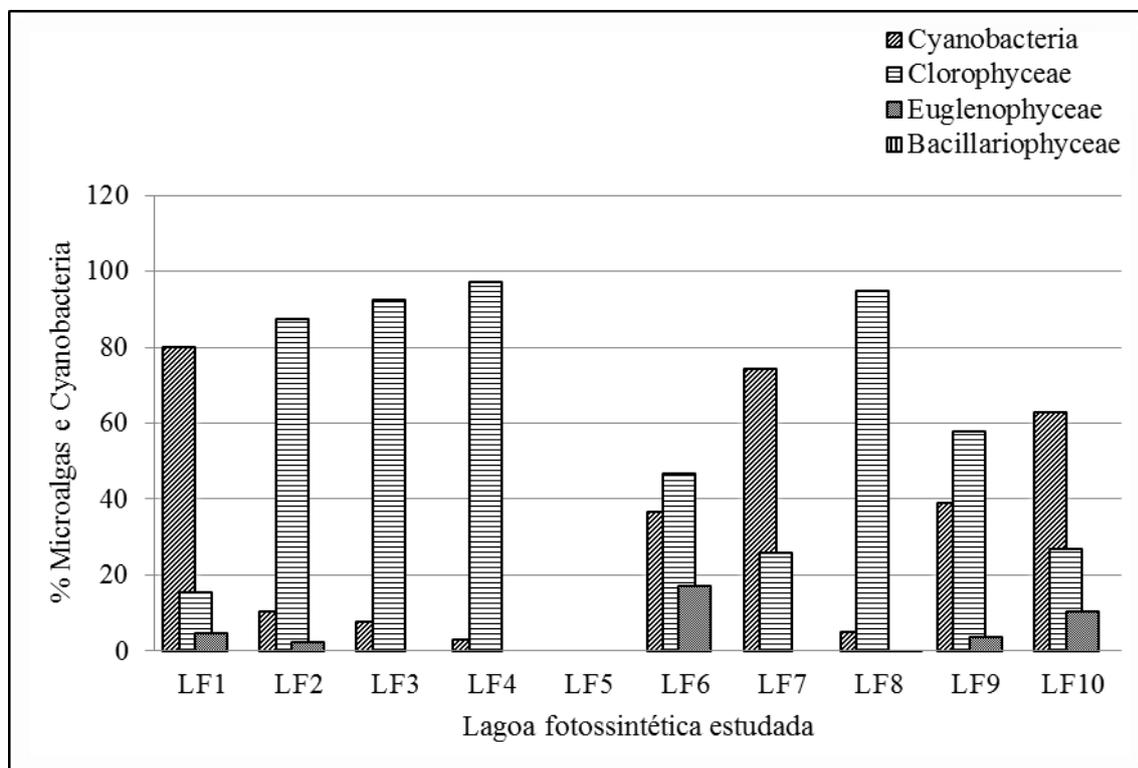
Taxa de Microalgas e Cyanobacteria	LF1	LF4	LF5	LF7
<i>Aphanocapsa elachista</i> W. et G. S. West	-	+	-	-
<i>Aphanocapsa</i> sp	+	+	+	+
<i>Lyngbya</i> sp	+	+	+	+
<i>Merismopedia glauca</i> (Ehren.) Nägeli	+	+	-	+
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmermann	+	+	+	+
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing	+	+	-	-
<i>Microcystis</i> sp	+	+	-	+
<i>Phormidium</i> sp	+	+	+	-
<i>Planktolyngbya limnetica</i> (Lemm.) Kom-Le-et Cronberg	-	+	-	-
<i>Planktothrix planktonica</i> (Elenkin) Anagnostidis & Kom.	-	+	-	-
<i>Pseudanabaena moliniformis</i> Komarék & Kling	+	-	+	+
<i>Pseudanabaena</i> sp	-	-	+	+
<i>Raphidiopsis curvata</i> F.E. Fritsch & M. F. Rich	+	-	-	+
<i>Spirulina</i> sp	-	-	+	-
<i>Synechococcus</i> sp	+	+	+	+
<i>Synechocystis aquatilis</i> Sauvageau	-	+	+	+



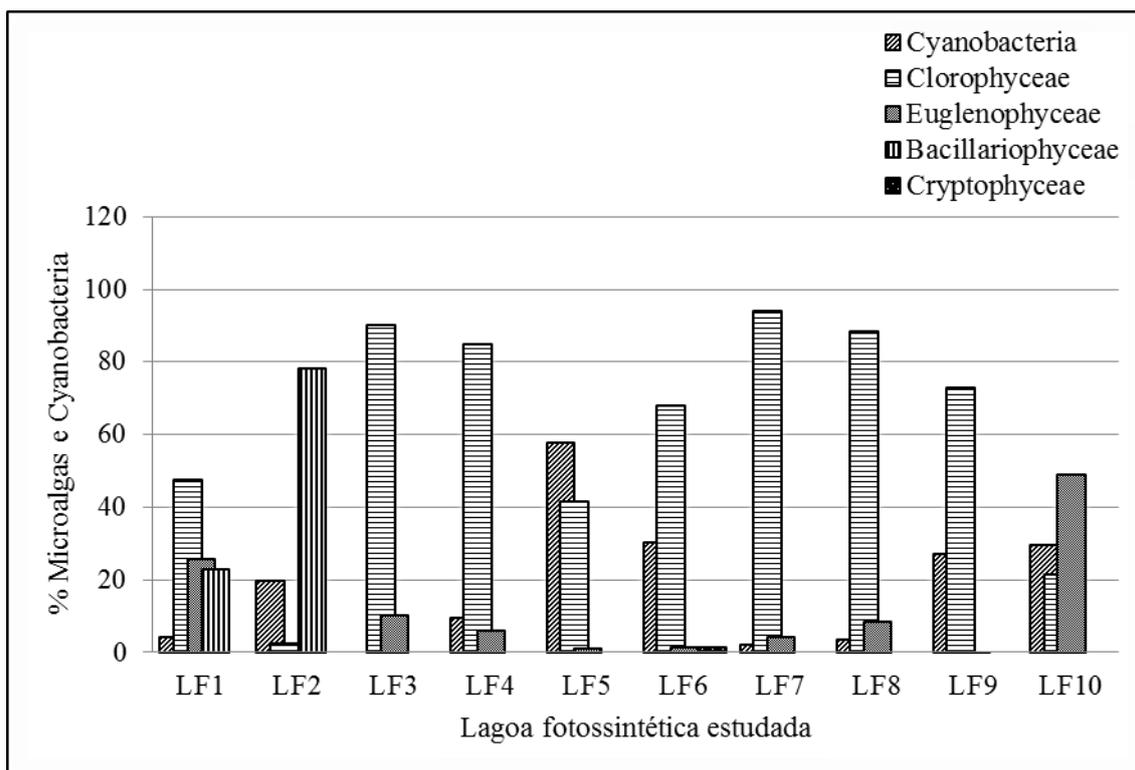
**Figura 1** – Densidades percentuais de algas e cyanobacteria presentes em nove lagoas de estabilização facultativas fotossintéticas, 28 a 30 de maio.



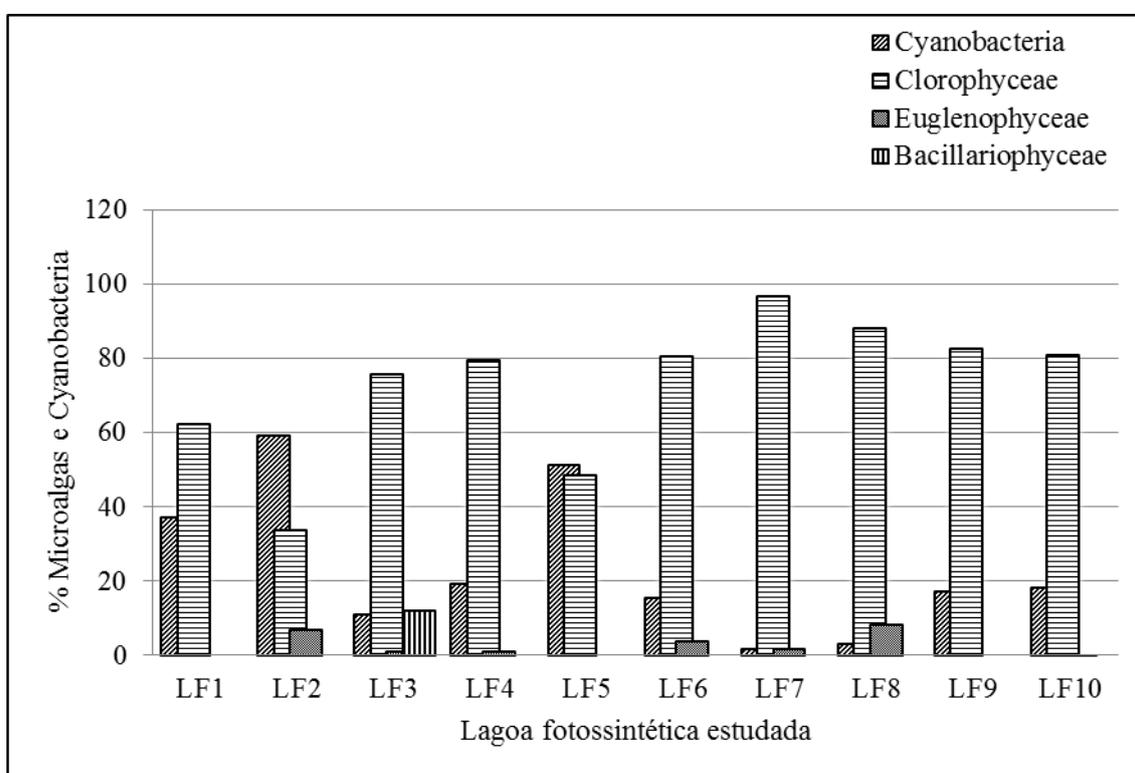
**Figura 2** – Densidades percentuais de algas e cyanobacteria presentes em dez lagoas de estabilização facultativas fotossintéticas, 27 a 29 de junho.



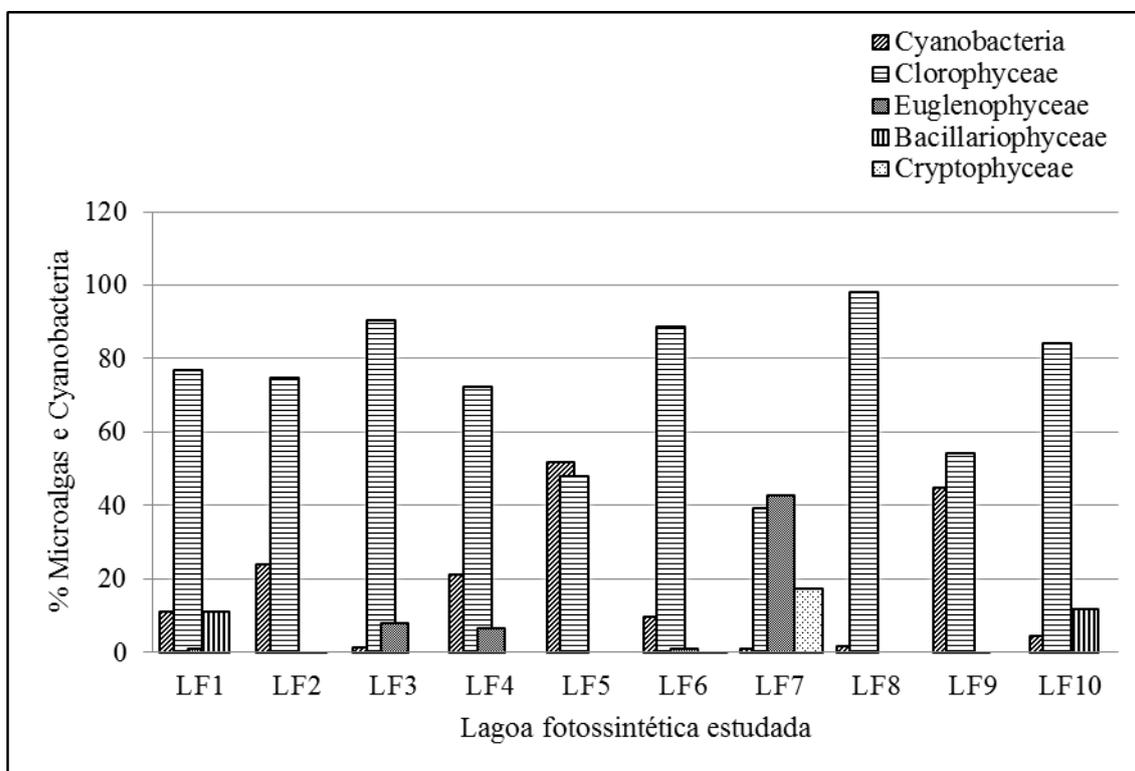
**Figura 3** – Densidades percentuais de algas e cyanobacteria presentes em dez lagoas de estabilização facultativas fotossintéticas, 24 a 26 de julho.



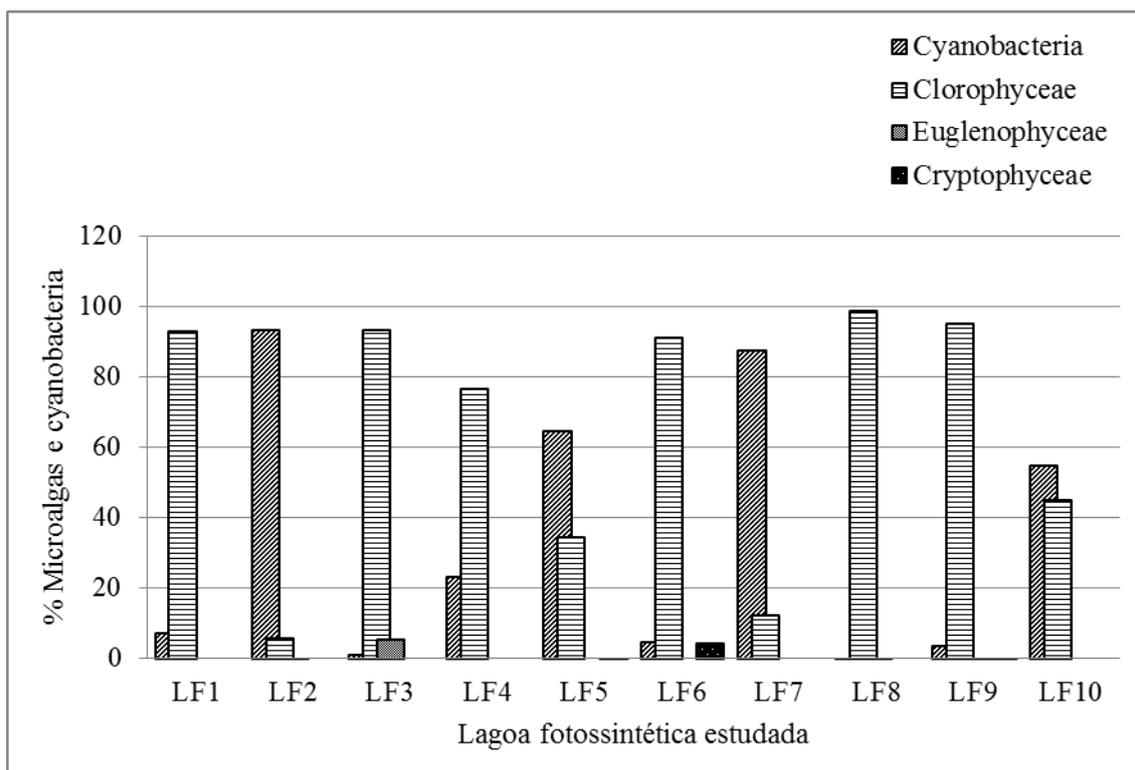
**Figura 4** – Densidades percentuais de algas e cyanobacteria presentes em dez lagoas de estabilização facultativas fotossintéticas, 28 a 30 de agosto.



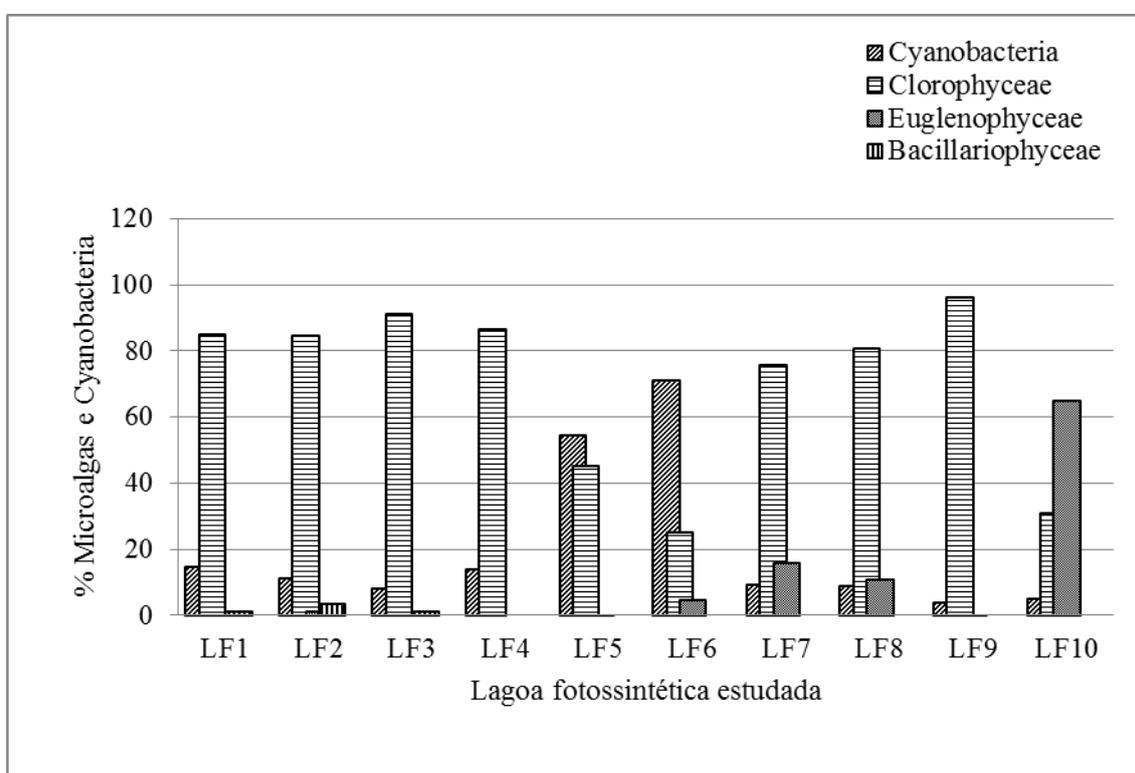
**Figura 5** – Densidades percentuais de algas e cianobacteria presentes em dez lagoas de estabilização facultativas fotossintéticas, 25 a 27 de setembro.



**Figura 6** – Densidades percentuais de algas e cianobacteria presentes em dez lagoas de estabilização facultativas fotossintéticas, 23 a 25 de outubro de 2012.



**Figura 7** – Densidades percentuais de algas e cyanobacteria presentes em dez lagoas facultativas fotossintéticas, 20 a 22 de novembro de 2012.



**Figura 8** – Densidades percentuais de algas e cianobacteria presentes em dez lagoas de estabilização facultativas fotossintéticas, 18 a 20 de dezembro.

### **CONCLUSÃO**

Foram identificados representantes frequentes de diferentes táxons no seston coletado nas dez lagoas fotossintéticas: Cyanobacteria, Chlorophyta, Euglenophyta, Bacillariophyta e Cryptophyta. Os gêneros pertencentes aos táxons Cyanobacteria e Chlorophyta foram predominantes: *Merismopedia* e *Chlorella*, respectivamente. Algas e cianobacteria em lagoas de estabilização de esgotos são de baixa prioridade em relação à água de beber e reservatórios recreacionais, por isso observou-se uma carência bibliográfica sobre o tema quando da revisão da literatura.

Em nove das dez lagoas fotossintéticas houve em alguma amostragem que apresentaram o predomínio de cianobacteria, o que pode resultar em elevados valores de densidade, tanto nas lagoas quanto nos corpos receptores podendo causar o risco para dessedentação de animais e para a saúde pública no caso de deficiência de ETAs na remoção de cianotoxinas.

### **RECOMENDAÇÕES**

Desta forma, novos estudos adicionais devem ser realizados a fim de se avaliar em maior detalhe a presença de cianobacteria nas lagoas e nos corpos receptores, correlacionado parâmetros físico-químicos e fatores operacionais das ETEs. A principal preocupação é que a descarga das lagoas de estabilização de esgotos contendo cianobactérias e cianotoxinas pode ter tratamentos inapropriados dos corpos receptores para o aproveitamento em ETAs e conseqüentemente, serem prejudiciais aos seres humanos e ao meio ambiente.

### **REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

1. ARCHIBALD, R.E.M. Diversity in some South Affrication diatom associations and its relation to water quality. *Water Research* 6: 1229-1238, 1972.
2. ALTENBURGER, R., BACKHAUS, T., BOEDEKER, W., FAUST, M.,SCHOLZE, M., GRIMME, L.H. Predictability of the toxicity of multiple chemical mixtures to *Vibrio fischeri*: mixtures composed of similarly acting chemicals. *Environ. Toxicol. Chem.* 19, 2341\_/2347, 2000.
3. APHA (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION). American Water Works Association, and Water Pollution Control Federation. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 22th edition. APHA, Washington, DC. 2012.
4. ALP MT, SEN B, OZBAY O. Heavy Metal Levels in *Cladophora glomerata* which Seasonally Occur in the Lake Hazar. *Ekoloji*, 20 (78): 13-17. doi: 10.5053/ekoloji.783, 2011
5. ALP MT, OZBAY O, SUNGUR M.A. Determination of Heavy Metal Levels in Sediment and Macroalgae (*Ulvasp.* and *Enteromorphasp.*) on the Mersin Coast 2011. *Ekoloji* 21, 82, 47-55 (2012).

6. BEETON, A. M. 1965. Eutrophication of the St. Lawrence Great Lakes. *Limnol. Oceanogr.* 10: 240–254. , AND W. T. EDMONDSON. The eutrophication problem. *J. Fish Res. Bd. Can.* 29: 673–682, 1972.
7. BRASIL – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução Conama n. 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre condições e padrão de lançamento de efluentes complementa e altera a Resolução n. 357 de 7 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – Conama. Brasília, Diário Oficial da União, 16-05-2011
8. CHORUS, I. & BARTRAM, J. editors. Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management. London: E & FN Spon, on behalf of UNESCO, WHO and UNEP ([http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/resources/toxicyanobact/en/](http://www.who.int/water_sanitation_health/resources/toxiccyanobact/en/), accessed 27 May 2014), 1999.
9. DI BERNARDO, L. Algas e suas influências na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento. Rio de Janeiro: ABES, 1995.
10. DUPONT, A. E LOBO, E.A. Evaluation of the efficiency of the sewage treatment plant from the University of Santa Cruz do Sul (UNISC). RS, Brasil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, V. 24, n.2, 119-126, 2012
11. DROSTE, R.L. Theory and Practice of water and wastewater treatment, John Wiley and Sons, New York 1997.
12. ESEN, I. AND PUSKAS, K.,. Algae removal by sandfiltration and reuse of filter material, *Waste Management*; 11:59-65, 1991.
13. EUROPEAN INLAND FISHERIES ADVISORY COMMISSION, WORKING PARTY ON WATER QUALITY CRITERIA FOR EUROPEAN FRESHWATER FISH (EIFAC), Report on combined effects on freshwater fish and other aquatic life of mixtures of toxicants in water. EIFAC Technical Paper 37, FAO, Rome, 1980.
14. GROBBELAAR, J.U., SOEDER, D.J. AND STENGEL,E.,. Modelling algal production in large outdoor cultures and waste treatment systems, *Biomass*; 21:297-314, 1990.
- ŞEN, B. VE NACAR, V. SU KIRLILIĞI VE ALGLER. Fırat HavzasıI. Çevre Sempozyumu Bildiriler Kitabı. 405-21, 1988.
15. JOTHINAYAGI N, ANBAZHAGAN C. Heavy Metal Monitoring of Rameswaram Coast by Some Sargassum species. *American-Eurasian Journal of Scientific Research*; 4 (2): 73-80, 2009.

16. LOVAIE, A. AND DE LA NOÛE, J. Hyperconcentrated cultures of *Scenedesmus obliquus*: A new approach for wastewater biological tertiary treatment, *Water Res*; 19:1437-42, 1985.
17. KALESH NS, NAIR SM The Accumulation Levels of Heavy Metals (Ni, Cr, Sr, & Ag) in Marine Algae from Southwest Coast of India. *Toxicological & Environmental Chemistry* 87(2): 135-146, 2005.
18. MACKENTHUN, K.M. Radioactive wastes. Chapt 8. In *The Practice of Water Pollution Biology*. U.S. Dept. Interior, Fed. Water Pol. Contr. Admin., Div. of Tech. Support. U.S. Printing Office 1969.
19. NRC,. *Microbial Processes: Promising Technologies for Developing Countries*. National Academy Press, Washington D.C.; 198p., 1979
20. OSWALD, W.J. Ponds in twenty first century. *Water Science and Technology*; 31(12):1-8, 1995.
21. OSWALD, W.J. The role of microalgae in liquid waste treatment and reclamation. In: C.A. Lembi and J.R. Waalnd (eds). *Algae and Human Affairs*, Cambridge University Press; 403-31, 1988a.
22. OSWALD, W.J. Microalgae and Wastewater Treatment. In: *Microalgal Biotechnology*, M.A. Borowitzka and L.J. Borowitzka (eds). Cambridge University Press, New York; pp.357-94, 1988b.
23. OSWALD, W.J. AND GOLUEKE, C.G. The high rate pond in waste disposal. *Devel. Indust. Microb.*; 4:112-19, 1963.
24. PALMER, C.M.. A composite rating of algae tolerating organic pollution. *J. Phycology* 5, p 78-82, 1969.
25. PATRICK, R. Factors effecting the distribution of diatoms. *Bot. Rev.* 14: 473-524, 1948.
26. PALMER, C.M. A composite rating of algae tolerating organic pollution. *J. Phycology*; 5: 78-82, 1969.
27. RICH, L.G. *Low Maintenance Mechanically Simple Wastewater Treatment Systems*. McGraw-Hill, New York,; 211, 1980.
28. SIGWORTH, E.A. Control of odor and taste in water supplies. *J. Amer. Water Wks. Assn.* 49: 1507-1521, 1957.
29. SHELEF, G., MORAINÉ, R. AND ORON, G. Photosynthetic Biomass Production from Sewage. *Arch. Hydrobiol. Beih.* 11:3-14, .