

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA VEGETAL

STÉFANO ZORZAL DE ALMEIDA

**ECOLOGIA DE ALGAS PERIFÍTICAS EM UMA
LAGOA COSTEIRA COM MÚLTIPLOS USOS
(LAGOA JUARA, SERRA, ES)**

VITÓRIA
2011

STÉFANO ZORZAL DE ALMEIDA

**ECOLOGIA DE ALGAS PERIFÍTICAS EM UMA LAGOA
COSTEIRA COM MÚLTIPLOS USOS (LAGOA JUARA, SERRA,
ES)**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Biologia Vegetal, na área de concentração Fisiologia Vegetal.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Valéria de Oliveira Fernandes

Co-orientadora: Prof^a. Dr^a. Camilla Rozindo Dias Milanez.

VITORIA
2011

STÉFANO ZORZAL DE ALMEIDA

**ECOLOGIA DE ALGAS PERIFÍTICAS EM UMA LAGOA
COSTEIRA COM MÚLTIPLOS USOS (LAGOA JUARA, SERRA,
ES)**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Biologia Vegetal, na área de concentração Fisiologia Vegetal.

COMISSÃO EXAMINADORA

Prof^a. Dr^a. Valéria de Oliveira Fernandes
Universidade Federal do Espírito Santo
Orientadora

Prof^a. Dr^a. Camilla Rozindo Dias Milanez
Universidade Federal do Espírito Santo
Co-orientadora

Prof. Dr^o. Camilo Dias Junior
Universidade Federal do Espírito Santo
Membro Interno

Prof^a. Dr^a. Carla Ferragut
Instituto de Botânica (SP)
Membro externo

Dados Internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP)
(Biblioteca Central da Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil)

A447e Almeida, Stéfano Zorzal de, 1984-
Ecologia de algas perifíticas em uma lagoa costeira com múltiplos usos (lagoa Juara, Serra, ES) / Stéfano Zorzal de Almeida. – 2011.
78 f. : il.

Orientadora: Valéria de Oliveira Fernandes.
Coorientadora: Camilla Rozindo Dias Milanez.
Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Humanas e Naturais.

1. Perifíton. 2. Peixe - Criação. 3. Biomassa. 4. Juara, Lagoa (ES). I. Fernandes, Valéria de Oliveira. II. Milanez, Camilla Rozindo Dias. III. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro de Ciências Humanas e Naturais. IV. Título.

CDU: 57

À minha família e amigos.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Maria de Lourdes e Aristides (*in memoriam*), e minha irmã, Soraya, pela apoio que sempre me deram.

A Prof^a Dr^a Valéria de Oliveira Fernandes pela confiança, amizade, oportunidade, orientação e ensinamentos da mais alta valia.

A Prof^a. Dr^a. Camilla Rozindo Dias Milanez, pela co-orientação.

Ao LATEAC (Laboratório de Taxonomia e Ecologia de Algas Continentais), sob a coordenação da Dr^a Valéria de Oliveira Fernandes, pelo fornecimento de toda a estrutura para o desenvolvimento deste trabalho e por ser minha segunda casa.

Aos integrantes do LATEAC, novos e velhos (me desculpem as palavras), que me ajudaram desde o início do experimento até a confecção final dessa dissertação e agüentaram minhas maluquices: Adriano, Bruna D'angela, Bruno Bona, Caio, Danilo, Juliana Santiago, Karol, Larissa, Lorena BAH, Paula, Raissa, Rany, Sâmia, Thais Almeida, e o resto da galera. À esse monte de gente: Muito Obrigado!

A todos os professores, estagiários, mestrandos e funcionários do Setor de Botânica, principalmente à minha querida amiga Beth, por que os seus cafés e risadas fizeram toda diferença, e ao grande Ricardo pelas incontáveis e preciosas ajudas no programa.

A CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pela concessão da bolsa de mestrado.

À Associação de Pescadores da lagoa Juara e todos os pescadores que acompanharam as coletas, pela boa vontade em ajudar nesta pesquisa.

Ao Laboratório de Ciências Ambientais (LCA/UENF) e Laboratório do Departamento de Oceanografia e Ecologia/UFES pelo auxílio na infraestrutura, material e metodológico para a análise de nutrientes. Em especial para os

professores Marina (UENF) e Renato (UFES) por ceder o espaço e Bruna e Eduardo pelos auxílios nas análises.

À Fernanda pelas ajudas (e pelos ouvidos) nas análises estatísticas.

Aos membros da banca: Professores Dr^o. Camilo e Dr^a. Carla.

Aos membros suplentes da banca: Professoras Dr^a. Maria do Carmo e Dr^a. Denise.

São muitos os que merecem agradecimento. Não me lembrarei de todos, mas sempre serei grato. MUITO OBRIGADO!

“Desconfie do destino e acredite em você. Gaste mais horas realizando que sonhando, fazendo que planejando, vivendo que esperando... Porque, embora quem quase morre esteja vivo, quem quase vive, já morreu...”

Luiz Fernando Veríssimo

RESUMO

Lagoas costeiras são corpos d'água rasos, geralmente orientados paralelos à costa e que frequentemente são impactados por ações antrópicas. A lagoa Juara (Serra, ES, Brasil) é um ambiente costeiro raso que tem múltiplos usos, como recreação, pesca e piscicultura intensiva. Apresenta tributários que veiculam efluentes domésticos sem tratamento. O presente estudo objetivou avaliar as respostas das algas perifíticas em duas estações amostrais sujeitas a diferentes impactos antrópicos. Três estruturas experimentais contendo substrato artificial (lâminas de vidro) foram implantadas em dez/2009 em duas estações amostrais: TR – na região de piscicultura intensiva (tanque rede) e; ED – próximo a desembocadura do córrego Laranjeiras, veiculador de efluentes domésticos, e da sede da Associação de Pescadores. Foram realizadas coletas em cada uma das estruturas experimentais após 21, 26 e 31 dias de colonização do substrato. Foram avaliadas: transparência, condutividade elétrica, pH, turbidez, sólidos totais em suspensão, alcalinidade, oxigênio dissolvido, temperatura da água, nitrogênio total, nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal, fósforo total, ortofosfato e silicato. O perifíton raspado foi analisado através dos seguintes atributos: densidade (total e por classe), riqueza (total e por classe), biovolume (total e por classe), diversidade, equitabilidade, abundância, dominância, pigmentos fotossintetizantes (clorofila *a* e *b* e carotenóides), feofitina, peso seco e peso seco livre de cinzas. As duas estações amostrais apresentaram características eutróficas, sendo que ED apresentou maiores de condutividade elétrica, turbidez, sólidos totais suspensos, alcalinidade total, nitrogênio total, nitrato, nitrogênio amoniacal e ortofosfato. Foram registrados em TR valores maiores para temperatura d'água, transparência da água e silicato. Densidade e biovolume total não apresentaram diferenças significativas entre as estações amostrais. As classes Bacillariophyceae foram significativamente maiores na estação TR para densidade e biovolume. A densidade e biovolume das classes Coscinodiscophyceae e Cyanophyceae foram significativamente maiores em ED. Riqueza (total e por classe), diversidade, clorofila *b*, carotenóides, feofitina, peso seco e peso seco livre de cinzas não apresentaram diferença significativa entre as estações amostrais. Clorofila *a* foi maior na estação ED. Diferentes impactos causaram respostas diferentes na comunidade de algas perifíticas, principalmente no que diz a sua composição.

Palavras-chave: Perifíton; piscicultura; efluente doméstico; biomassa; estrutura da comunidade.

ABSTRACT

Coastal lagoons are shallow water bodies, usually oriented parallel to the coast and are often impacted by human activities. Juara lagoon (Serra, Brazil) is a shallow coastal environment that has multiple uses such as recreation, fishing and intensive aquaculture. Displays tributaries that convey untreated effluents. This study aimed to evaluate periphyton responses in two sampling sites subject to different human impacts. Three experimental structures containing artificial substrates (glass plates) were implanted at two sampling sites in Dec/2009: TR - within the intensive fish (net cage); and ED - near the mouth of the Laranjeira creek, disseminator of wastewater, and the headquarters of the Associação de Pescadores. Plants were sampled in each of the experimental structures after 21, 26 and 31 days of succession. Were evaluated: transparency, conductivity, pH, turbidity, total suspended solids, alkalinity, dissolved oxygen, water temperature, total nitrogen, nitrate, nitrite, ammonia nitrogen, total phosphorus, orthophosphate and silicate. The periphyton scrapings was analyzed by the following attributes: density (total and per class), richness (total and per class), biovolume (total and per class), diversity, evenness, abundance, dominance, photosynthetic pigments (chlorophyll a and b and carotenoid) pheophytin, dry weight and ash-free dry weight. The two sampling sites showed eutrophic characteristics, with ED had higher electrical conductivity, turbidity, total suspended solids, total alkalinity, total nitrogen, nitrate, ammonia nitrogen and orthophosphate. TR were recorded higher values for water temperature, water transparency and silicate. Density and total biovolume showed no differences between sampling sites. Bacillariophyceae were significantly higher at station TR for density and biovolume. Coscinodiscophyceae and Cyanophyceae density and biovolume were significantly higher in ED. Richness (total and per class), diversity, chlorophyll b, carotenoids, pheophytin, dry weight and ash-free dry weight showed no significant difference between the sampling stations. Chlorophyll a was higher at station ED. Impacts caused different responses in different periphytic community, especially in terms of their composition.

Keywords: periphyton, fish farming, municipal sewage, biomass, community structure.

SUMÁRIO

1 – INTRODUÇÃO	12
2 – HIPÓTESES	16
3 – OBJETIVOS	16
3.1 - Objetivo Geral	16
3.2 - Objetivos específicos	16
4 – METODOLOGIA	17
4.1 - Área de estudo	17
4.2 – Estações amostrais	17
4.3 – Montagem do experimento e substrato	19
4.4 - Periodicidade das coletas	20
4.5 - Variáveis climatológicas	21
4.6 - Variáveis limnológicas	21
4.6.1 - Em campo.....	21
4.6.2 - Em laboratório.....	21
4.7 – Variáveis bióticas	22
4.7.1 - Análise qualitativa.....	23
4.7.2 - Análise quantitativa.....	23
4.7.3 – Biovolume.....	25
4.7.4 – Quantificação de pigmentos fotossintetizantes.....	25
4.7.5 - Peso seco (PS) e Peso seco livre de cinzas (PSLC).....	27
4.8 - Análise estatística	27
4.9 – Consideração sobre os artigos	28
5 – REFERÊNCIAS	29
Artigo 1: MUDANÇAS NA ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE ALGAS PERIFÉRICAS EM UMA LAGOA COSTEIRA SUBMETIDA DIFERENTES IMPACTOS ANTRÓPICOS (LAGOA JUARA, SERRA, ES, BRASIL)	35
RESUMO.....	36
INTRODUÇÃO.....	37
ÁREA DE ESTUDO.....	38
MÉTODOS.....	38

RESULTADOS.....	40
DISCUSSÃO.....	42
AGRADECIMENTOS.....	45
LITERATURA CITADA.....	45
TABELAS.....	50
FIGURAS.....	55

Artigo 2: BIOMASSA DE ALGAS PERIFÍTICAS EM DUAS REGIÕES DISTINTAS DE UMA LAGOA COSTEIRA TROPICAL (LAGOA JUARA, SERRA, ES, BRASIL).....	59
RESUMO.....	59
INTRODUÇÃO.....	60
MATERIAL E MÉTODOS.....	61
Área de Estudo.....	61
Desenho experimental e estações amostrais.....	61
Amostragem, variáveis limnológicas e bióticas.....	61
Tratamento estatístico.....	62
RESULTADOS.....	63
Variáveis limnológicas.....	63
Variáveis bióticas.....	63
DISCUSSÃO.....	64
CONCLUSÃO.....	66
AGRADECIMENTOS.....	66
REFERÊNCIAS.....	67
TABELAS.....	71
FIGURAS.....	74
CONCLUSÕES GERAIS.....	79

1 - INTRODUÇÃO

Lagoas costeiras são corpos d'água rasos, normalmente orientados paralelo à costa, podendo estar ligados ao oceano, no mínimo intermitentemente, através de uma ou mais conexões restritas (KJERFVE, 1994).

A origem dessas lagoas pode variar, desde o isolamento de enseadas ou braços de mar, através de cordões de areia, até o fechamento de desembocaduras de rios, além daquelas formadas em depressões entre faixas de areias que constituem a restinga. Sua formação iniciou a partir do Pleistoceno, se entendendo até dois mil anos atrás, no Holoceno (ESTEVES, 1998). Em tempo geológico, são ambientes de curta vida, a qual está diretamente ligada à sua eficiência de filtração e à taxa de mudança relativa do nível do mar, respondendo à atividade tectônica, mudança global e até mesmo à atividades antropogênicas (KJERFVE, 1994).

Esse tipo de ecossistema pode ocupar até 13% da área costeira do mundo todo, sendo que na América do Sul chega a representar 12,2% da costa, os quais representam 10,3% das lagoas costeiras do mundo (BARNES, 1980). Quanto ao tamanho pode variar de pequenos corpos d'água até grandes lagoas, como a laguna dos Patos no Brasil, com superfícies maiores que 10.200 km² (ESTEVES, 1998). A profundidade desses ambientes varia, em geral, entre 1-3 metros, quase sempre sendo menor que 5 metros (KJERFVE, 1994); algumas lagoas costeiras, como a lagoa Juparanã (Linhares, ES) pode chegar a profundidades de até 25 metros (ESTEVES, op. cit.).

As lagoas costeiras podem apresentar valores altos de produtividade primária líquida por unidade de área (até 300 g C m⁻² ano⁻¹), comparáveis com a produção de estuários (300 g C m⁻² ano⁻¹) e menores apenas do que os valores de produtividade de zonas de ressurgência (500 g C m⁻² ano⁻¹) (KNOPPERS, 1994).

O aporte de nutrientes para as lagoas costeiras ocorre via atmosfera, rios, carreamento do solo e escoamento de águas subterrâneas. Ainda há um aporte adicional, que é a fixação de nitrogênio por algumas espécies de

cianobactérias. Fontes internas podem ocorrer através da regeneração pelágica e bentônica de nutrientes (KNOPPERS, 1994). Este recurso tem papel importante, tanto direta quanto indiretamente, na qualidade, quantidade e distribuição (espacial e sazonal) do perifíton (LOWE, 1996).

Dentre os produtores primários em ecossistemas aquáticos destacam-se as algas perifíticas. O termo perifíton foi definido por Wetzel (1983) no 1º Workshop Internacional sobre Comunidades Aderidas aos Substratos em Ecossistemas Aquáticos, como sendo “uma complexa comunidade de microorganismos (algas, bactérias, fungos e animais), detritos orgânicos e inorgânicos aderidos ou associados a substratos inorgânicos ou orgânicos, vivos ou mortos”. As algas que o compõem, também chamadas de ficoperifíton, podem contribuir com cerca de 95% a 99% da comunidade (WETZEL, 1990).

A comunidade de algas perifíticas pode contribuir de forma significativa para a produção primária de lagoas costeiras, visto que são ambientes rasos, onde a zona eufótica pode atingir o sedimento (TUNDISI e MATSUMARA-TUNDISI, 2008). A contribuição do ficoperifíton pode chegar a cerca de 92% da produção algal do sistema, como apresentado por Vadeboncoeur e Steinman (2002) ao analisarem a produtividade primária em 27 lagos de diferentes tamanhos e graus de trofia, com a maior produtividade tendo ocorrido principalmente em ambientes mais rasos e oligotróficos, devido a maior penetração de luz.

Essa comunidade tem também outras importantes funções ecológicas e ampla utilização pelo homem. Diversas características conferem ao perifíton vantagens como bioindicador em estudos ambientais, destacando-se: curto ciclo de vida dos organismos, modo de vida sésil, respondendo rapidamente a mudanças ambientais, capacidade de converter compostos inorgânicos em orgânicos, além de uma grande riqueza de espécies, servindo como um grande banco de informações (LOWE e PAN, 1996). Muitos estudos utilizam principalmente a diatomoflora perifítica como bioindicadora (STEVENSON et al., 2008; SALOMONI et al., 2006, dentre outros).

A comunidade perifítica assume uma posição pivotante na interface entre os componentes abióticos e bióticos dos ecossistemas aquáticos, tornando a interação entre esses fatores um tanto quanto complexa. Dois grupos de

fatores influenciam o desenvolvimento do perifíton: os recursos, os quais podem limitar o crescimento e desenvolvimento da comunidade, como a baixa disponibilidade de luz, nutrientes (principalmente inorgânicos) e/ou espaço, tendo importante papel na estrutura do perifíton; e os distúrbios, como abrasão, turbulência e herbivoria, os quais compõem o segundo grupo, podendo causar a perda de biomassa do perifíton, principalmente por ação física (LOWE, 1996).

As lagoas costeiras são áreas de rápida acumulação de sedimentos finos, ricos em material orgânico autóctone e alóctone, devido à baixa energia proveniente de marés, ondas e correntezas. Esses ambientes interceptam o material transportado da interface terra-mar e acumulam a maioria dos sedimentos fluviais e elementos químicos associados no sedimento (LOUREIRO et al., 2009).

É muito comum no Brasil a ocorrência de lagoas costeiras próximas a centros urbanos, implicando não só na importância social pelo seu uso, mas também pelos problemas ambientais causados pela ação antrópica (FARIA e ESTEVES, 2000). O processo de eutrofização (aumento da concentração de nutrientes nos ecossistemas aquáticos, aumentando sua produtividade) está diretamente relacionado com o aumento da população, industrialização e utilização de fertilizantes na agricultura. A eutrofização artificial é um processo dinâmico, onde ocorrem profundas alterações qualitativas e quantitativas nas comunidades aquáticas, nas condições físicas e químicas do meio e na produtividade, trazendo prejuízos aos ecossistemas aquáticos, como as lagoas costeiras (ESTEVES, 1998).

Os estudos sobre a comunidade ficoperifítica no estado do Espírito Santo são ainda recentes e se iniciaram em 2002, na lagoa da UFES, com as contribuições de Semionato (2002), que avaliou a variação temporal da estrutura da comunidade ficoperifítica em substrato artificial, e de Martins (2002), que avaliou a estrutura do fitoplâncton e do ficoperifíton em substrato natural; Cetrangolo (2004) avaliou a variação espacial e temporal da comunidade ficoperifítica em substrato natural e Sartori (2005) avaliou a variação temporal da comunidade ficoperifítica em substrato artificial próximo ao ponto de captação da água, ambas as pesquisas no reservatório Duas

Bocas (Cariacica); Martins (2006) avaliou a ecofisiologia da comunidade ficoperifítica sob diferentes condições ambientais no rio Santa Maria da Vitória (Santa Maria de Jetibá); Cavati (2006) comparou a variação temporal e espacial da comunidade ficoperifítica na lagoa Juparanã e no rio Pequeno (Linhares); Cavati (2008) analisou a ecofisiologia da comunidade epilítica em diferentes escalas temporais em um reservatório raso (Lagoa de Captação, Vitória); Costa (2010) analisou a variação temporal da estrutura e dinâmica da comunidade ficoperifítica em substrato artificial na lagoa Mãe-ba (Guarapari-Anchieta); Zorzal (2010) analisou a influência da predação por tilápias em substrato artificial (bambu) em tanques de piscicultura e Gonçalves (2010) avaliou a seletividade do perifiton à diferentes substratos em um reservatório artificial (Lagoa de Captação, Vitória).

Como pode ser observado, poucas destas pesquisas foram realizadas em lagoas costeiras. Não há registros de estudos ecológicos na lagoa Juara anteriores a este. É um ambiente muito utilizado pela população, seja para recreação quando para pesca artesanal e piscicultura intensiva (cultivo de tilápia em tanques-rede). Diversos impactos antrópicos podem ser observados na lagoa, como o lançamento de efluentes domésticos *in natura* através dos córregos que nela deságuam e efluentes agrícolas em áreas adjacentes representando potencial fonte difusa de poluição (eutrofização) devido aos adubos e fertilizantes, além do desmatamento.

Desta forma, a presente pesquisa visa avaliar a ecofisiologia de algas perifíticas na Lagoa Juara, de modo a ampliar o seu conhecimento e propiciar o entendimento de sua dinâmica, fornecendo subsídios para estratégias de manejo desse ecossistema.

2 - HIPÓTESES

H1 = Há variação espacial das características em regiões da lagoa Juara explicada pelas diferentes ações antrópicas às quais o sistema está submetido.

H2 = Haverá diferentes respostas da comunidade de algas perifíticas (riqueza, composição, densidade, pigmentos e biovolume) com maiores valores de biomassa e espécies indicadoras de maior trofia na região próxima a associação de pescadores que recebe efluentes domésticos *in natura* e representa zona de acúmulo de material orgânico na lagoa.

3 - OBJETIVOS

3.1 - Geral

Avaliar as respostas ecológicas das algas perifíticas na Lagoa Juara (Serra, ES), utilizada para múltiplos fins, através dos seus principais atributos e biomassa.

3.2 - Específicos

- Avaliar a variabilidade espacial das algas perifíticas em duas (2) regiões da lagoa Juara, através dos atributos da comunidade: riqueza de táxons, densidade, abundância, dominância, equitabilidade e diversidade; além da avaliação da biomassa através do biovolume, peso seco, peso seco livre de cinzas, pigmentos fotossintetizantes e feofitina.
- Caracterizar as estações amostrais com base nas variáveis limnológicas.
- Correlacionar os dados bióticos com as variáveis limnológicas.
- Discutir acerca da qualidade da água das regiões avaliadas da lagoa Juara, através dos dados abióticos e bióticos, relacionando-a com os múltiplos usos deste ecossistema, especialmente aqüicultura.

4 - METODOLOGIA

4.1 - Área de estudo

A lagoa Juara compreende uma área de 2,9 km² e está localizada na bacia do rio Jacaraípe (área de 220 km²), no município de Serra-ES, Brasil (PMS, 2010). O clima dessa região é tropical quente e úmido, com temperatura média anual de 24°C, com amplitude de 18 °C a 34 °C, apresentando um regime pluviométrico unimodal, com faixas anuais de precipitação que variam de 900 a 1200 mm (PMS, 2010). O período chuvoso compreende de outubro a janeiro, enquanto o período seco compreende entre junho e agosto (SIAG, 2010).

A vegetação do entorno é composta por mata ciliar e plantações de *Eucalyptus* sp. Seus tributários são os córregos Juara, Cavada, Doutor Robson, Castelo, Cachoeira do Putiri, Independência, Roncador, São Domingos, Laranjeiras e Quibebe (PMS, 2010). Apresenta ligação com o mar através do rio Jacaraípe, com 4,5 km de extensão.

A lagoa é utilizada para lazer e recreação e pesca. Em 2000 foram implantados cerca de 150 tanques-rede na lagoa para o cultivo de tilápias (*Oreochromis* sp.) e fundada a Associação de Pescadores da lagoa Juara. Em janeiro/2009 havia cerca de 90 TR nos quais os peixes eram alimentados com ração de 2 a 4 vezes por dia, dependendo da idade dos peixes, caracterizando mais um uso para a lagoa: piscicultura intensiva. Alguns córregos tributários atravessam aglomerados urbanos, veiculando elevada carga orgânica proveniente de efluentes domésticos sem tratamento para a lagoa, como é o caso do córrego Laranjeiras, que deságua em uma região que se assemelha a uma pequena baía, próxima à sede da Associação de pescadores e muito utilizada pela população para lazer e recreação.

4.2 - Estações amostrais

Em função da ausência de dados ecológicos na lagoa, foi realizada uma “coleta-piloto” com o objetivo de coletar amostras de água em 10 estações

amostrais para verificar se haveria um gradiente de concentração de nutrientes na lagoa. Paralelamente, foram observados e registrados, em campo, os impactos antrópicos em toda a extensão do ambiente, assim como obtidas informações junto à comunidade local. Duas estações foram então selecionadas, com base nos dados obtidos: a estação TR situada na região de interseção de dois “braços” da lagoa, onde estão localizados os tanques rede para a criação de tilápias (piscicultura *in situ*), a 40° 14' 15" W e 20° 06' 17" S. e a estação AP localizada próximo a sede da Associação de Pescadores, responsável pelo manejo dos tanques de piscicultura; esta região é utilizada para a recreação primária (contato direto) e secundária (barcos de passeio e pesca) dos moradores e visitantes. Localiza-se a 40° 12' 43" W e 20° 07' 40" S. Nesta região há a desembocadura do córrego Laranjeiras, o qual carrega efluentes domésticos *in natura*. A estação AP apresentou as maiores concentrações de nutrientes na “coleta-piloto”. A distância entre as duas estações é de aproximadamente 3,7 km e ambas estão representadas na Figura 1.

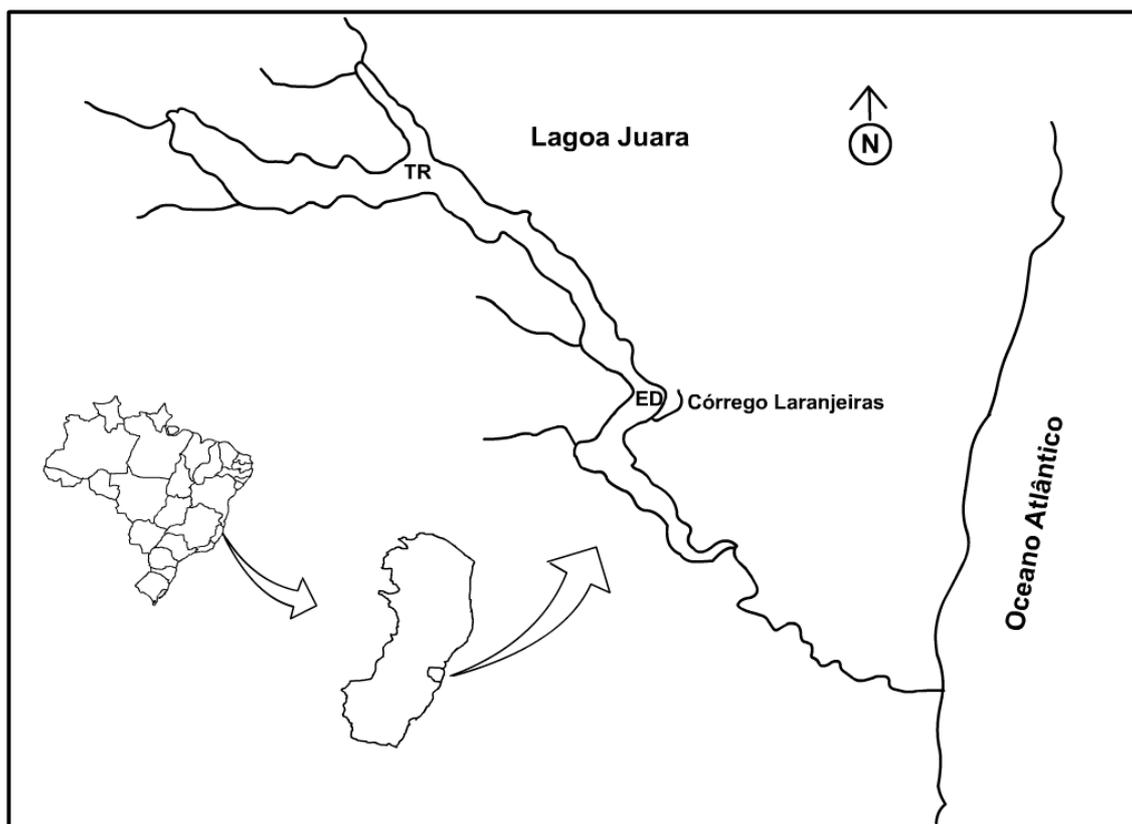


Figura 1: Localização do Município da Serra no Espírito Santo, onde está localizada a lagoa Juara. Estações amostrais em destaque (TR e AP).

4.3 - Montagem do experimento e substrato

Foram confeccionadas estruturas experimentais (Figura 2), as quais serviram de suporte para os substratos artificiais (lâmina de vidro). Cada estrutura foi composta por um suporte de borracha circular (pneus), onde foram encaixadas 50 lâminas de vidro para microscopia (7,6 cm x 2,6 cm), em posição vertical e espaçadas paralelamente de 2 em 2 cm.

Os substratos artificiais (lâminas de vidro) foram selecionados para a colonização das algas perifíticas por serem de material inerte, fácil coleta, fácil remoção do perifíton, fácil determinação da área e possibilidade de determinação do tempo de colonização, conforme recomendou Pompêo e Moschini-Carlos (2003). Cada suporte de borracha foi numerado para se identificar as lâminas de vidro, as quais permaneceram submersas a 20 cm de profundidade. As estruturas experimentais foram sustentadas por flutuadores

(garrafas de politereftalato de etileno amarradas em um aro de polietileno de alta densidade), permanecendo fixas no sedimento através de cordas e âncoras. Em cada estação amostral, foram implantadas 3 estruturas experimentais ($n = 3$).

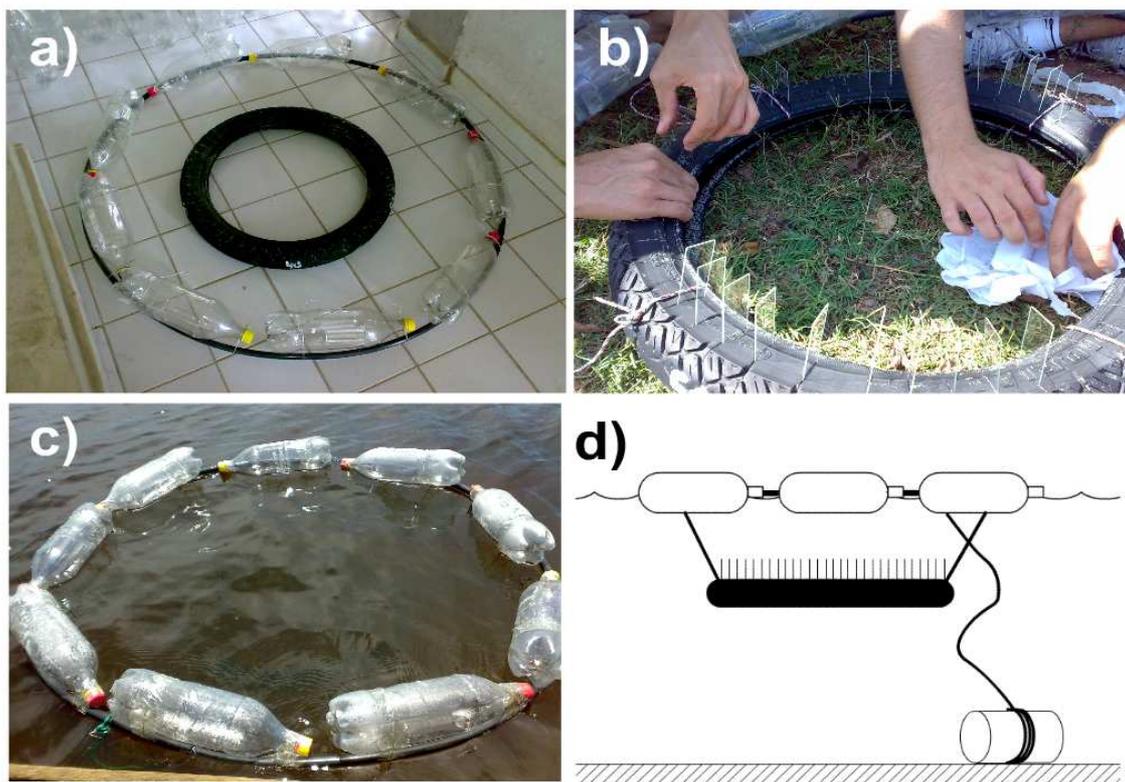


Figura 2: Estrutura experimental: a) suporte de borracha amarrado no flutuador; b) lâminas de vidro no suporte de borracha; c) estrutura experimental implantada em uma das estações amostrais; d) Perfil da estrutura experimental.

4.4 - Periodicidade das coletas

O experimento foi implantado no dia 18 de dezembro de 2009 e mantido nas estações amostrais até o dia 18 de janeiro de 2010 (31 dias). Foram realizadas coletas (no horário entre 9:00 e 12:00) nos 21^o, 26^o e 31^o dia após a implantação do experimento, em cada uma das estruturas experimentais. As

amostragens neste período representam os estágios mais maduros da comunidade perifítica (Pompêo & Moschini-Carlos, 2003).

4.5 - Variáveis Climatológicas

Os dados climatológicos de temperatura média (diária) e precipitação pluviométrica (diária acumulada), dos meses de dezembro de 2009 e janeiro de 2010, foram obtidos no Serviço de Informação Agrometeorológicas do Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural (SIAG, 2010).

4.6 - Variáveis limnológicas

As variáveis limnológicas em cada estação amostral foram determinadas em tréplica (n=3), a 20 cm de profundidade (onde estavam os substratos) e na água imediatamente circundante ao experimento.

4.6.1 - Em campo:

A profundidade da coluna d'água (m) foi medida utilizando profundímetro Speedtech. A transparência (m) foi avaliada utilizando-se o Disco de Secchi. O oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) e temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) foram determinados utilizando-se o medidor Multiparâmetros YSI 85. Através deste mesmo equipamento, foram também determinadas a salinidade e a condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$). O pH foi determinado utilizando-se o potenciômetro digital portátil Alfakit At 300.

4.6.2 - Em laboratório:

A turbidez (NTU) foi determinada com o turbidímetro Alfakit Plus. Para determinar os Sólidos Totais Suspensos (STS – mg.L^{-1}) foi utilizada a metodologia descrita em APHA (2005). A alcalinidade total foi determinada através do método da acidimetria, utilizando o programa ALCAGRAN, segundo

Carmouze (1994). A concentração dos nutrientes da “coleta-piloto” foi determinada no Laboratório de Ciências Ambientais (LCA) da Universidade Estadual Norte Fluminense (UENF). Para tal, as amostras foram coletadas a 0,2 metro de profundidade e congeladas em frascos de polietileno e transportadas em caixa térmica contendo gelo até o referido laboratório. Foram determinadas as concentrações de:

- Nitrogênio total (APHA, 2005);
- Nitrogênio amoniacal (GRASSHOFF et al., 1983);
- Nitrato (AMINOT E CHAUSSEPIED, 1983);
- Nitrito (AMINOT E CHAUSSEPIED, 1983);
- Fósforo total (APHA, 2005);
- Ortofosfato (AMINOT E CHAUSSEPIED, 1983);
- Silicato (AMINOT E CHAUSSEPIED, 1983).

A determinação da concentração dos nutrientes durante o experimento foram realizadas no laboratório do Departamento de Oceanografia e Ecologia e nos laboratórios da Botânica, de acordo com as seguintes metodologias:

- Nitrogênio total (VALDERRAMA, 1981)
- Nitrogênio amoniacal (KOROLEFF, 1976)
- Nitrato (MACKERETH et al., 1978)
- Nitrito (GOLTERMAN et al., 1978)
- Fósforo Total (VALDERRAMA, 1981);
- Ortofosfato (STRICKLAN & PARSONS, 1960);
- Silicato (GOLTERMAN et al., 1978).

Foi calculada a razão molar NT:PT (nitrogênio total:fósforo total) a partir dos dados obtidos da análise de nutrientes.

4.7 - Variáveis bióticas

De cada estrutura experimental foram retiradas, através de sorteio prévio, 10 lâminas de vidro, as quais foram acondicionadas em frascos de polietileno contendo água da torneira (câmaras úmidas) para evitar a desidratação do

perifíton. O perifíton foi isolado do substrato através de raspagem com estilete, pincel macio e jatos de água da torneira, sendo posteriormente homogeneizado (amostra integrada) em um volume de 500 ml, o qual foi dividido em quatro alíquotas que foram utilizadas para análise qualitativa, quantitativa, pigmentos, peso seco/peso seco livre de cinzas. O volume utilizado em cada alíquota foi relacionado ao volume total e à área das 10 lâminas para determinar a área presente em cada alíquota.

4.7.1 - Análise qualitativa

As amostras qualitativas foram fixadas com solução formalina 4% e foram analisadas em microscópio óptico Olympus CX 41 equipado com câmara clara, retículo micrometrado e câmara fotográfica. Os táxons foram esquematizados, medidos, fotografados e identificados utilizando bibliografia especializada. Os Sistemas de Classificação utilizados para Classes foram Round et al. (1990) para Bacillariophyceae e Coscinodiscophyceae, Van den Hoek et al. (1995) para Zygnemaphyceae, Komárek e Anagnostidis (1999; 2005) para Cyanophyceae, e Round (1965; 1971) para as demais Classes.

4.7.2 - Análise Quantitativa

As amostras quantitativas foram fixadas com solução de lugol acético 5% e sedimentadas em câmaras, segundo Utermöhl (1958) em microscópio invertido Nikon Eclipse TS 100, com o tempo de sedimentação segundo Lund et al. (1958). A contagem foi realizada através de campos aleatórios (UEHLINGER, 1964) até que a espécie predominante atingisse pelo menos 100 indivíduos, atingindo uma precisão de pelo menos 20% (Lund et al., op. cit.). Simultaneamente, o número de campos contados seguiu a metodologia proposta por Bicudo (1990), onde o número mínimo de campos contados foi determinado pelo gráfico de estabilização da curva obtida com a adição de novas espécies com o aumento dos números de campos. Para a determinação da densidade de algas foi utilizada a fórmula proposta em Apha (2005):

$$\text{Ind/cm}^2 = \frac{\text{n}^\circ \text{ de organismos contados} \times \text{área do fundo da câmara} \times \text{volume da amostra}}{\text{área do campo} \times \text{vol. da câmara} \times \text{área raspada} \times \text{n}^\circ \text{ de campos contados}}$$

A partir da densidade, foram determinadas as espécies dominantes, ou seja, aquelas cuja a ocorrência superou 50% do número total de indivíduos em cada amostra, e abundantes, aquelas cuja ocorrência numérica superou o valor médio do número total de indivíduos de cada amostra (LOBO & LEIGHTON, 1986).

Foram calculadas a diversidade específica (H') e a equitabilidade (J'). A diversidade específica foi calculada através do índice de diversidade de Shannon e Weanner (1963), expressa em bits ind^{-1} , pela fórmula:

$$H' = -\sum_{i=1}^n p_i \log_2 p_i$$

$$p_i = n_i/N$$

Onde:

H' = diversidade específica;

n_i = densidade da espécie i ;

N = densidade total da amostra.

A equitabilidade (J') foi calculada através da fórmula proposta por Pielou (1975, *apud* LEGENDRE e LEGENDRE, 1983):

$$J' = H'/H'_{\max}$$

Onde:

J' = eqüitabilidade;

H' = diversidade da amostra;

H'_{\max} = diversidade máxima da amostra ($H'_{\max} = \text{Log}_2 S$);

S = número de espécies da amostra.

A riqueza de táxons foi determinada através do número de táxons presentes nas amostras.

4.7.3 - *Biovolume*

O biovolume foi calculado a partir das espécies quantificadas, considerando suas dimensões médias dos indivíduos, utilizando modelos geométricos aproximados de suas formas, segundo Hillebrand et al (1999) e Sun e Liu (2003). Foram medidos, no mínimo, 10 indivíduos por táxon, com exceção daqueles cuja freqüência foi rara (medindo-se o máximo de indivíduos possível). Posteriormente, foi calculada a média do volume de cada táxon. O biovolume foi calculado a partir da multiplicação do volume médio pela densidade de cada táxon, sendo os resultados expressos em $\text{mm}^3 \text{cm}^{-2}$.

4.7.4 - *Quantificação de Pigmentos Fotossintetizantes*

Os pigmentos fotossintetizantes foram extraídos utilizando acetona 90% a frio, segundo Apha (2005). As amostras foram filtradas em microfiltro de fibra de vidro GF-1 (25 mm), sendo a extração feita com acetona 90% por 24 horas,

sob refrigeração, após maceração dos filtros. As amostras foram centrifugadas e o sobrenadante lido em espectrofotômetro (espectrofotômetro FEMTO 700 PLus). Clorofilas (a e b) e carotenóides foram calculados a partir das fórmulas propostas por Parsons et al (1984) e feofitina foi determinada, após acidificação, segundo Lorenzen (1967), modificadas para perifíton, com os resultados expressos em $\mu\text{g}/\text{cm}^2$:

- $Cl\ a = 11,85 A_{665} - 1,54 A_{647} - 0,08 A_{630}$
- $Cl\ b = 21,03 A_{647} - 5,43 A_{665} - 2,66 A_{630}$
- $Cp = 7,60 (A_{480} - 1,49 A_{510})$

$$\mu\text{g cm}^{-2} = \frac{C_x \times v}{AR \times p}$$

Onde:

A_x = absorvância no comprimento de onda x, sendo A_{665} , A_{647} e A_{630} corrigidos com $1 \times A_{750}$, A_{510} corrigido com $2 \times A_{750}$ e A_{480} corrigido com $3 \times A_{750}$;

C_x = valo obtido com as fórmulas Cl a, Cl b e Cp;

v = volume de acetona;

AR = área raspada;

p = passo óptico da cubeta.

- Feopigmentos

$$Feo = \frac{26,73 [(1,7 A_{665ac}) - A_{665}] \times v}{A \times p}$$

Onde:

A_{665ac} = leitura no comprimento de onda 665 depois da acidificação com HCL 0,1N, corrigido de $1 \times A_{750}$, também acidificado.

A_{665} = leitura no comprimento de onda 665, corrigido de $1 \times A_{750}$;

v = volume de acetona;

A = área raspada;

p = passo óptico da cubeta.

4.7.5 - *Peso seco (PS) e Peso seco livre de cinzas (PSLC)*

Para a determinação do PS, o material perifítico raspado foi filtrado, em baixa pressão, em microfiltro de fibra de vidro GF-1 (47 mm), previamente calcinados e pesados, posteriormente secos em estufa à 60°C. Os microfiltros foram pesados novamente e a diferença entre o peso final (P1) e o peso inicial (P0) foi dividida pela área raspada (correspondente ao volume filtrado), com os resultados expressos em g m^{-2} (APHA, 2005).

Os filtros contendo material perifítico seco foram incinerados em mufla à 550°C por 3 horas, com posterior pesagem (P2) para a determinação do PSLC, segundo APHA (2005), e os resultados expressos em %:

$$\text{PSLC} = \text{PS} - \text{Cinzas}$$

$$\text{Cinzas} = \text{P2} - \text{P0}$$

4.8 - **Análise estatística**

Os resultados obtidos foram avaliados com o uso da estatística descritiva, analisando-se a amplitude de variação dos dados, a dispersão em torno da média e correlação de Pearson através do programa STATISTICA 7.0 para Windows (STATSOFT, 2004) e EXCEL 2007 para Windows. Ainda utilizando este programa, foram aplicados os testes ANOVA ($\alpha = 0,05$, para testar a diferença dos dados abióticos) e Kruskal-Wallis (para os dados bióticos). A análise dos componentes principais (ACP), a análise de correspondência

canônica (CCA – TER BRAAK, 1986) e o teste de Monte Carlo foram utilizados para avaliar espacialmente a relação entre as variáveis abióticas e bióticas. Para realização das análises, foi utilizado o programa PC-ORD 4.0 (MCCUNE E MEFFORD, 1999).

4.9 – Consideração sobre os artigos

A presente dissertação foi dividida em dois artigos. O primeiro artigo “MUDANÇAS NA ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE ALGAS PERIFÍTICAS EM UMA LAGOA COSTEIRA SUBMETIDA DIFERENTES IMPACTOS ANTRÓPICOS (LAGOA JUARA, SERRA, ES, BRASIL)” trata da estrutura da comunidade de algas perifíticas, e segue a formatação da revista *Journal of Tropical Ecology* (Anexo 1).

O segundo artigo “BIOMASSA DE ALGAS PERIFÍTICAS EM DUAS REGIÕES DISTINTAS DE UMA LAGOA COSTEIRA TROPICAL (LAGOA JUARA, SERRA, ES, BRASIL)” trata da biomassa das algas perifíticas, e segue a formatação da revista *Hydrobiologia* (Anexo 2).

5 - REFERÊNCIAS

AMINOT, A.; CHAUSSEPIED, M. **Manuel des analyses chimiques en milieu marin**. Brest: Centre National pour l'Éxploration des Océans, 395 p., 1983.

APHA – **American Publication Health Association, Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater**. GREENBERG, A. E.; CLESCERI, L. S.; EATON, A. D. (Eds.). 21^o Ed. USA: Washington D. C., 2005.

BARNES, R. S. K. **Coastal lagoons: The natural history of a neglected habitat**. Cambridge: Cambridge University Press, 1980. 106 p.

BICUDO, D.C. Considerações sobre metodologias de contagem de algas do perifiton. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 3, n. 1, p. 459-475, 1990.

CARMOUZE, J. O metabolismo dos ecossistemas aquáticos – Fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas. São Paulo: Edgard Blücher, 1994. 254 p.

CAVATI, B. **Algas perifíticas em dois ambientes do baixo rio Doce (lagoa Juparanã e rio Pequeno, Linhares-ES): variação espacial e temporal da comunidade**. 2006. 96p. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2006.

_____. **Algas epilíticas em um reservatório tropical raso (Vitória, ES): estrutura e dinâmica em diferentes escalas temporais**. 2008. 170p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2008.

CETRANGOLO, C. **Variação temporal e espacial da comunidade ficoperifítica em um reservatório de abastecimento doméstico no Estado do Espírito Santo (reservatório Duas Bocas – Cariacica)**. 2004. 77p. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2004.

COSTA, A. G. **Estrutura e dinâmica da comunidade de algas perifíticas na lagoa Mãe-Bá, Guarapari-ES**. 2010. 132p. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2010.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2^o Ed. Rio de Janeiro: Ed. Interciência, 1998. 602p.

FARIA, B. M.; ESTEVES, F.A. Carbono orgânico nas lagoas costeiras do norte fluminense: origem, degradação e transferência para a cadeia trófica. In: ESTEVES, F.A.; LACERDA, L.D. (Eds.) **Ecologia de restinga e lagoas costeiras**. NUPEM/UFRJ: Macaé, p. 261-275, 2000.

GOLTERMAN, HL., CLYMO, RS., E OHNSTAD, MAM. 1978. **Methods for chemical analysis of freshwater**. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 213 p.

GONÇALVES, J. S. **Avaliação da seletividade das algas perifíticas em diferentes substratos em escalas temporais em um reservatório artificial eutrófico (Vitória – ES)**. 2010. 86p. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2010.

GRASSHOFF, K.M.; EHRHARDT, K.; KREMLING, K. **Methods of seawater analysis**. 2. Ed. Basel: Verlag Chermie. 419p. 1983.

HILLEBRAND, H. et al. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **Journal of Phycology**, v. 35, p. 403-424, 1999.

KJERFVE, B. Coastal lagoon processes. In: KJERFVE, B. (Ed.). **Coastal lagoon processes**. Amsterdam: Elsevier Oceanography Series, n.60, 1994. 577p.

KNOPPERS, B. Aquatic primary production in coastal lagoons. In: KJERFVE, B. (Ed.). **Coastal lagoon processes**. Amsterdam: Elsevier Oceanography Series, n.60, 1994. 577p.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Chroococcales. In: Ettl, A. et al. (Orgs.). **Süßwasserflora von Mitteleuropa: Cyanoprokariota**. Stuttgart: Gustav Fischer Verlag. v. 19, 1999. 548p.

_____. Oscillatoriales. In: BÜDEL, B. et al (Orgs.). **SüBwasserflora von Mitteleuropa**: Cyanoprokariota. Stuttgart: Spektrum Akademischer Verlag. v. 19, n. 2, 2005. 759p.

KOROLEFF, F. 1976. Determination of nutrients. In: GRASSHOFF, K. (Ed.). **Methods of sea water analysis**. Verlag. Chemie Weinheim., p. 117-181.

LEGENDRE, L. & LEGENDRE, P. **Numerical Ecology**. Elsevier Sci. Publ. 419 p., 1983.

LOBO, E. & LEIGHTON, G. Estructuras comunitarias de las fitocenosis planktonicas de los sistemas de desembocaduras y esteros de rios de la zona central de Chile. **Rev. Biol. mar**, v. 22, n. 1, p. 1 – 29. 1986.

LORENZEN, C. J. Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. **Limnology and Oceanography**, v. 12, p. 343-346, 1967.

LOUREIRO, D.D.; FERNANDEZ, M.A.; HERMS, F.W.; LACERDA, L.D. Heavy metal inputs evolution to an urban hypertrophic coastal lagoon, Rodrigo de Freitas Lagoon, Rio de Janeiro, Brazil. **Environ Monit Assess**. v. 159, p. 577-588, 2009.

LOWE, R. L. Periphyton patterns in lakes. In: STEVENSON, J. R.; BOTHWELL, M. L.; LOWE, R. L. (Eds.). **Algal ecology**: freshwater benthic ecosystems. New York: Academic Press. p. 57-76. 1996.

LOWE, R. L.; PAN, Y. Benthic algal communities as biological monitors. In: STEVENSON, J. R.; BOTHWELL, M. L.; LOWE, R. L. (Eds.). **Algal ecology**: freshwater benthic ecosystems. New York: Academic Press. p. 705-739. 1996.

LUND, J. W.; KIPLIND, C.; LECREN, E. D. The inverted microscope method of estimating algal number and the statistical basis of estimating by counting. **Hydrobiologia**, v. 11, p. 143 – 170, 1958.

MACKERETH, F.J.H., HERON, J. E TALLING, J.F. 1978. **Water analysis: Some revised methods for limnologists**. Freshwater Biological Association. Scientific Association. Kendall: Titus Wilson & Son Ltd, 117 p.

MARTINS, F. C. O. **Estrutura das comunidades perifíticas (em substrato natural) e fitoplanctônica na lagoa da UFES (Vitória, ES) e utilização destas comunidades como bioindicadoras da qualidade da água.** 2002. 65p. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2002.

_____. **Respostas ecofisiológicas da comunidade perifítica (in situ) a diferentes condições ambientais no rio Santa Maria da Vitória, ES.** 2006. 133p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2006.

McCune, B. & M. J. Mefford, 1999. **PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data**, Version 4.0. MjM Software Design, Gleneden Blach, Oregon.

PARSONS, T. R.; TAKAHASHI, M.; HARGRAVE, B. **Biological Oceanographic Process.** 3. Ed. Oxford: Pergamon Press Ltd, 1984. 330p.

PMS – **Prefeitura municipal da Serra.** Disponível em <www.serra.es.gov.br. 2010>.

POMPÊO, M. L. M.; MOSCHINI-CARLOS, V. **Macrófitas aquáticas e perifíton: aspectos ecológicos e metodológicos.** São Carlos: Ed. RiMa, 2003. 134p.

ROUND, F. E. **The biology of the algae.** London: Edward Arnold Ltd, 1965. 269 p.

_____. The taxonomy of the Chlorophyta, 2. **Brit. Phycology Journal**, v. 6, n. 2, p. 235-264, 1971.

ROUND, F. E.; CRAWFORD, R. M.; MANN, D. G. **The Diatoms. Biology and morphology of the genera.** New York: Cambridge University Press, 1990. 129p

SALOMONI, S.E.; ROCHA, O.; CALLEGARO, V.L.; LOBO, E.A. Epilithic diatoms as indicators of water quality in the Gravataí river, Rio Grande do Sul, Brazil. **Hydrobiologia.** v. 559, p. 233-246, 2006.

SARTORI, G. **Variação temporal da comunidade perifítica em substrato artificial no ponto de captação do reservatório Duas Bocas (Cariacica, ES)**. 2005. 56p. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2005.

SEMIONATO, S. **Variação temporal da comunidade perifítica (em substrato artificial) e sua utilização como bioindicador da qualidade da água na lagoa da UFES (Vitória, ES)**. 2002. 60p. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2002.

SHANNON, C. E. & WEANNER. **The mathematical Theory of communication**. – Univ. Illinois Press, Urbana, Ill. 125p. 1963.

SIAG. **Serviço de Informações Agrometeorológicas. Incaper** (Instituto capixaba de pesquisa, assistensia técnica e extensão rural). Disponível em: <<http://www.incaper.es.gov.br>>. Acesso em: 15 de março de 2010.

StatSoft, Inc. (2004). **STATISTICA** (data analysis software system), version 7.

STEVENSON, R.J.; PAN, Y.; MANOYLOV, K.M.; PARKER, C.A.; LARSEN, D.P.; HERLIHY, A.T. Development of diatom indicators of ecological conditions for streams of the western US. **Journal of North American Benthological Society**, v. 27, n. 4, p. 1000-1016, 2008.

STRICKLAND, JDH. E PARSONS, TR. 1960. **A Manual of Sea Water Analysis**. Bulletin No. 25. Fisheries Research Board, Canada.

SUN, J., LIU, D. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area of phytoplankton. **Journal of Phytoplankton Research**, v. 25, n. 2, p. 1331-1346, 2003.

TER BRAAK, C. J. F., 1986. Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. **Ecology** 67: 1167–1179.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de texto, 2008. 631p.

UEHLINGER, V. Étude statistique des méthodes de dénombrement planctonique. **Arch. Sci.**, 1964, 17(2): 121-123

UTERMÖHL, H. Zur vervollkommung der quantitativen phytoplankton: methodik. **Mitt. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol.**, v. 9, p. 1-38. 1958.

VADEBONCOUER, Y.; STEINMAN, A.; Periphyton function in lakes ecosystems. **The Scientific World Journal**, v. 2, 2002.

VALDERRAMA, JC. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters. **Marine Chemistry**, v. 10, p. 109-122.

VAN DEN HOECK, C.; MANN, D.G.; JAHNS, H. M. **Algae**: an introduction to phycology. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. 623p.

WETZEL, R. G. Opening remarks. In: _____. (Ed.). **Periphyton of freshwater ecosystems**. The Hague: Dr. W. Junk Publishers, 1983. p. 339-346.

_____. Land-water interfaces: metabolic and limnological regulators. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, v. 24, p. 6-24, 1990.

ZORZAL, S.. **Estrutura e dinâmica da comunidade ficoperifítica: influência da herbivoria em tanques de piscicultura em curto intervalo de tempo**. 2010. 68p. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2010.

ARTIGO 1

VARIAÇÃO ESPACIAL NA ESTRUTURA DA COMUNIDADE FICOPERIFÍTICA EM UMA LAGOA COSTEIRA TROPICAL (LAGOA JUARA, SERRA, ES, BRASIL): AVALIAÇÃO EM PEQUENA ESCALA

ESTRUTURA DAS ALGAS PERIFÍTICAS DA LAGOA JUARA

Palavras-chave: Efluente doméstico; lagoa tropical rasa; nutrientes; perifiton; piscicultura intensiva.

STÉFANO ZORZAL DE ALMEIDA^{1,2}

VALÉRIA DE OLIVEIRA FERNANDES¹

¹UFES - Universidade Federal do Espírito Santo/Brasil

² Avenida Fernando Ferrari, 514 – Goiabeiras Vitória - ES, 29075-910, Brasil – stefanozorzal@gmail.com

RESUMO

A presente pesquisa visou avaliar a comunidade perifítica em duas regiões submetidas a diferentes impactos antrópicos na lagoa Juara, ecossistema costeiro com múltiplos usos. Três estruturas experimentais contendo substratos artificiais (lâmina de vidro) foram implantadas em dez/2009 em duas estações amostrais: TR - região de piscicultura intensiva (tanques-rede) e ED - próxima ao lançamento de efluentes domésticos. Foram realizadas coletas, em cada estrutura experimental, após 21, 26 e 31 dias de colonização. Foram avaliadas: transparência, condutividade elétrica, pH, turbidez, sólidos totais em suspensão, alcalinidade, oxigênio dissolvido, temperatura da água, nitrogênio total, nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal, fósforo total, ortofosfato e silicato. A comunidade ficoperifítica foi analisada quanto aos seguintes atributos: densidade, riqueza, abundância, dominância, diversidade e equitabilidade. As estações amostrais mostraram diferenças significativas para as variáveis abióticas, exceto pH, oxigênio dissolvido, nitrito e fósforo total; no entanto, ambas apresentaram características eutróficas. Riqueza, equitabilidade e diversidade mostraram-se pouco sensível quanto aos diferentes impactos. Oito táxons abundantes mostraram-se potencialmente indicadores de regiões impactadas na lagoa Juara. A estação ED apresentou um maior grau de trofia, devido principalmente ao efluente doméstico, confirmado pela maior representatividade de Cyanophyceae e maiores valores de variáveis abióticas indicadoras de poluição.

INTRODUÇÃO

Perifiton é uma “complexa comunidade de microorganismos (algas, bactérias, fungos e animais), detritos orgânicos e inorgânicos aderidos ou associados a substratos inorgânicos ou orgânicos, vivos ou mortos” (Wetzel 1983). As algas que o compõem, também chamadas de ficoperifiton, podem contribuir com até 99% da comunidade (Wetzel 1990).

As algas perifíticas podem contribuir significativamente para a produção primária de ambientes rasos onde a zona eufótica pode atingir o sedimento, como é o caso de algumas lagoas costeiras (Tundisi & Matsumara-Tundisi 2008). Essa contribuição pode chegar a 92% da produção algal do sistema, como observado por Vadeboncoeur & Steinman (2002) ao analisarem a produtividade em 27 lagos com diferentes graus de trofia.

A comunidade perifítica é regulada por diversos fatores dentre os quais: temperatura (Van der Grinten et al. 2005; Murakami & Rodrigues 2009), luz (Hill & Fanta 2008; Vadeboncoeur et al. 2008) e nutrientes (Engle & Melack 1993; Smith & Lee 2006; Ferragut & Bicudo 2010). Nos últimos séculos, o aumento da urbanização e da prática agrícola tem aumentado o aporte de nutrientes em lagos rasos por todo o mundo, causando mudanças na estrutura e dinâmica biológica desse ambiente (Jeppesen et al 2005), devido ao processo de eutrofização, que pode limitar a utilização do corpo d’água, devido ao gosto e odor desagradável, potencial presença de toxinas e anoxia (Molica & Azevedo 2009), inviabilizando para usos como a piscicultura intensiva.

As mudanças na estrutura da comunidade, frente a um gradiente ambiental, têm sido muitas vezes negligenciadas nos estudos (Blanco et al. 2008) e a avaliação dessa dinâmica pode revelar que alterações ambientais existem ou que as condições da qualidade da água são propícias para o desenvolvimento de problemas (Porter et al. 2008). Estudos sobre a influência de impactos antrópicos na estrutura da comunidade perifítica ainda são escassos.

O presente trabalho objetiva avaliar a estrutura da comunidade de algas perifíticas em uma lagoa costeira tropical com múltiplos usos, em duas estações amostrais sujeitas a diferentes impactos antrópicos em uma escala temporal de curto prazo.

ÁREA DE ESTUDO

A lagoa Juara está localizada na bacia do rio Jacaraípe (área de 220 km²), no município de Serra-ES, Brasil, e compreende uma área de 2,9 km² (PMS 2010). O clima dessa região é tropical quente e úmido, com temperatura média anual de 24°C e amplitude de 18 °C a 34 °C, apresentando um regime pluviométrico unimodal, com faixas anuais de precipitação que variam de 900 a 1200 mm (PMS 2010). O período chuvoso compreende de outubro a janeiro, enquanto o período seco é bem definido em agosto (SIAG 2010).

Seus principais tributários são os córregos Juara, Cavada, Doutor Robson, Castelo, Cachoeira do Putiri, Independência, Roncador, São Domingos, Laranjeiras e Quibebe. Apresenta ligação com o mar através do rio Jacaraípe, com 4,5 km de extensão. A vegetação do entorno é composta por mata ciliar e monoculturas de *Eucalyptus* sp. (PMS 2010).

A lagoa é utilizada para múltiplos fins como lazer e recreação, pesca artesanal e desde 2000 vem sendo desenvolvida piscicultura intensiva (tanques-rede) com cultivo de tilápias (*Oreochromis* sp.). O número de tanques-rede varia no decorrer do tempo, sendo que no mês da coleta (dez/2009) havia um total de 90 na lagoa. Através dos córregos que nela deságuam há um aporte de nutrientes provenientes de regiões urbanizadas e de áreas agrícolas, sendo o córrego Laranjeiras, o qual deságua próximo a Associação de Pescadores, o principal veiculador de elevada carga orgânica (efluentes domésticos “in natura”).

MÉTODOS

As amostragens foram realizadas no 21º, 26º e 31º dia de colonização das algas perifíticas, a partir da implantação das estruturas experimentais, período que é citado em literatura como representante da fase madura do processo sucessional (Pompêo e Moschini-Carlos 2003).

As variáveis climatológicas, morfométricas e limnológicas avaliadas foram: temperatura média diária do ar e precipitação diária acumulada durante o experimento (SIAG 2010), profundidade (profundímetro Speedtech), velocidade do vento (anemômetro Instrutherm AD-250), transparência da água (disco de Secchi), condutividade elétrica, temperatura da água e oxigênio dissolvido (medidor multiparâmetros YSI

85), pH (potenciômetro digital portátil Alfakit At 300), turbidez (turbidímetro Alfakit Plus V1.25), sólidos totais suspensos (APHA 2005), alcalinidade total (Carmouze 1994), nitrogênio total e fósforo total (Valderrama, 1981), nitrato (Mackereth et al. 1978), nitrito e silicato (Golterman et al. 1978), nitrogênio amoniacal (Koroleff 1976), ortofosfato (Stricklan & Parsons 1960).

Os substratos colonizados foram coletados de forma aleatória, armazenados em câmaras úmidas refrigeradas e o material perifítico foi removido através de raspagem e jatos de água. Em cada amostragem foram retirados 10 substratos (lâminas de vidro), os quais foram todos raspados em uma única amostra integrada, da qual posteriormente foram retiradas alíquotas de volume conhecido para as análises biológicas.

As amostras para a análise quantitativa das algas perifíticas foram fixadas em solução de lugol acético 5% e foram analisadas em microscópio invertido Nikon Eclipse TS 100 (x400), segundo Utermöhl (1958), e o tempo de sedimentação segundo Lund et al. (1958). O limite de contagem se deu através da curva da rarefação de espécies (Bicudo 1990) e até o táxon mais comum alcançar 100 indivíduos. As amostras para a análise qualitativa foram fixadas em solução formalina 4% e analisadas em microscópio óptico Olympus CX 41 equipado com câmara clara. As algas foram esquematizadas, fotografadas e identificadas através de bibliografia especializada.

Foram consideradas espécies dominantes aquelas cuja ocorrência superava 50% do número total de indivíduos da amostra e espécies abundantes aquelas cuja ocorrência superou o valor médio do número total de indivíduos da amostra (Lobo & Leighton 1986). Também foram calculados o índice de diversidade de Shannon & Weanner (1963) e a equitabilidade, segundo Pielou (1975, *apud* Legendre & Legendre 1983). Foram consideradas espécies descritoras aquelas cuja densidade representou pelo menos 5% da densidade total.

Os dados foram analisados através de análise univariada exploratória, através da média, mínimo, máximo, erro padrão e coeficiente de variação. Para avaliar a diferença significativa entre as médias das variáveis limnológicas foi utilizada one-way ANOVA ($\alpha = 0,05$) e para as médias das variáveis bióticas foi utilizado o teste de Mann-Whitney. As relações entre as densidades por classe com as variáveis abióticas foram obtidas através da correlação de Pearson ($p < 0,05$). Todas essas análises foram realizadas através dos programas STATISTICA 7.0 para Windows (StatSoft, 2004) e EXCEL 2007 para Windows. A Análise de Componentes Principais (PCA), feita com uma matriz de correlação, foi utilizada para avaliar

especialmente a relação entre as variáveis ambientais e as algas abundantes. O programa PC-ORD 4.0 (McCune e Mefford, 1999) foi utilizado para realização da PCA.

RESULTADOS

O experimento foi realizado durante um período caracterizado por elevadas temperaturas (temperatura média de 27,6°C, com mínima de 23,8° e máxima de 29,7°C) e baixa precipitação (precipitação total acumulada de 70,0 mm, com precipitação diária acumulada máxima de 26,2 mm). A profundidade média das estações amostrais (n = 9) foi 2,1 m em TR e 1,2 m em AP.

De maneira geral, houve semelhança entre os valores registrados para a maioria das variáveis limnológicas em ambas as estações amostrais. Maiores valores de transparência, temperatura da água e silicato foram registrados na estação TR. A estação ED apresentou maiores valores de condutividade elétrica, turbidez, sólidos totais suspensos, alcalinidade total, nitrogênio total, nitrato, nitrogênio amoniacal e ortofosfato, além da razão NT:PT. A Tabela 1 apresenta a análise descritiva das variáveis limnológicas e a ANOVA entre as estações.

A média das variáveis bióticas, o erro padrão e o teste de médias (Kruskal-Wallis) são apresentados na Tabela 2. A densidade total foi semelhante entre as duas estações e entre os dias de sucessão, o que não ocorreu com algumas Classes de algas. *Coccinodiscophyceae* apresentou maiores valores no 26° (167,512 10³ ind cm⁻²) e 31° (164,297 10³ ind cm⁻²) dia de sucessão, na estação ED, enquanto o menor valor foi registrados na estação TR, no 31° dia de sucessão (75,353 10³ ind cm⁻²). *Cyanophyceae* também foi mais significativa na estação ED, com maior valor registrado no 31° dia de sucessão (280,381 10³ ind cm⁻²) e menor valor neste dia, na estação TR (94,313 10³ ind cm⁻²). Na estação TR foram registrados os maiores valores de densidade para *Bacillariophyceae* no 21° (214,352 10³ ind cm⁻²) e 26° (224,542 10³ ind cm⁻²) e na estação ED a menor densidade desta Classe, no 21° dia de sucessão (53,682 10³ ind cm⁻²). A densidade das demais classes de algas, riqueza total, diversidade e equitabilidade foram semelhantes entre as estações amostrais e entre os dias de sucessão do perifíton.

As classes Coscinodiscophyceae, Bacillariophyceae, Cyanophyceae e Zygnemaphyceae foram as que mais se correlacionaram com as variáveis abióticas, como apresentado na Tabela 3.

Não houve espécies dominantes nas amostragens. Foram registradas 20 espécies abundantes (Tabela 4), sendo que 5 foram comuns às duas estações amostrais (*Aulacoseira* sp1., *Cyclotella* sp., *Fragilaria* sp., *Sphaerocystis planctonica* e *Synechocystis* sp.), 7 foram abundantes apenas em TR (*Achnantheidium minutissimum*, *Aphanocapsa hosaltica*, *Aulacoseira* sp2., *Gomphonema gracile*, *Gomphonema lagenula*, *Gomphonema parvulum* e *Leptolyngbya angustissima*) e 8 foram abundantes apenas em AP (*Aulacoseira* sp3., *Aulacoseira* sp4., *Eunotia* sp., *Gomphonema* sp., *Leibleinia epiphytica*, *Leptolyngbya faveolarum*, *Phormidium tergestium* e *Stigeoclonium* sp.).

Os táxons descritores e a representatividade nas estações amostrais e dias de sucessão são apresentadas na Tabela 4. A estação TR apresentou um total de 6 espécies descritoras: *Aulacoseira* sp.1, *S. planctônica*, *G. gracile*, *Synechocystis* sp., *A. minutissimum* e *G. parvulum*. Todas foram descritoras em todos os dias da sucessão avaliados, com exceção de *G. parvulum* que não foi representativa no 31º dia de sucessão. A estação ED apresentou um total de 6 espécies descritoras: *Aulacoseira* sp.1, *Cyclotella* sp., *A. hosaltica*, *Synechocystis* sp., *L. epiphytica* e *Eunotia* sp. *Aulacoseira* sp., *Synechocystis* sp. e *L. epiphytica* foram representativas em todos os dias de sucessão. *Cyclotella* sp. e *Eunotia* sp. foram representativa apenas no 26º dia de colonização e *A. hosaltica* apenas no 21º dia de sucessão. Na estação TR, 50% das espécies descritoras pertencem a Classe Bacillariophyceae e na estação ED, 50% das espécies descritoras pertencem a Classe Cyanophyceae.

A PCA resumiu nos dois primeiros eixos 50,1% da variabilidade total dos dados nos dois primeiros eixos. O eixo 1 (34,9%) separou as duas estações amostrais, sendo que TR esteve correlacionada negativamente com o eixo e teve maior correlação com as táxons abundantes *Achnantheidium minutissimum*, *Gomphonema parvulum*, *Gomphonema gracile* e *Leptolyngbya angustissima*. A estação amostral ED esteve correlacionada positivamente com o eixo 1 e teve correlação com os táxons *Aulacoseira* sp1., *Gomphonema* sp., *Leibleinia epiphytica* e *Synechocystis* sp. Os resultados da correlação de Pearson dos táxons abundantes com os eixos da PCA são apresentados na Tabela 5.

DISCUSSÃO

As coletas foram realizadas em um período de baixa precipitação (total acumulado 70 mm), apesar dos dados históricos (1961-1990) mostrarem um total acumulado de 335,9 mm neste mês (INMET 2010).

Ambas as estações amostrais apresentaram condições limnológicas que tendem a eutrofia. A estação ED apresentou maiores valores de nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, nitrato, ortofosfato, condutividade elétrica, turbidez, STS e alcalinidade, em relação à estação TR. O maior valor dessas variáveis está relacionado ao córrego Laranjeiras, que deságua nessa região e recebe esgoto *in natura* em seu curso. Essas variáveis são boas indicadoras da qualidade ambiental para corpos d'água que recebem esse tipo de efluente (Camargo et al. 1995; Henry-Silva & Camargo, 2000; Santos et al. 2008). Regiões com criação intensiva de peixes em tanques rede tendem a lançar restos alimentares e metabólitos diretamente no meio, podendo acarretar no aumento da trofia do ambiente (Alves & Baccarin 2005), como ocorre na estação TR.

A densidade total da comunidade de algas perifíticas foi semelhante entre as estações amostrais e dias de sucessão, apesar da diferença limnológica entre as estações amostrais. Blanco et al. (2008) e DeNicola et al. (2006) desenvolvendo estudos com a comunidade de algas perifíticas em diferentes níveis de enriquecimento de nutrientes também não registraram diferenças entre as densidades. Ferragut & Bicudo (2009), realizando experimento de enriquecimento por fósforo, também não encontraram diferença significativa para a densidade total entre os tratamentos, quando a comunidade estava madura (30º dia de colonização). No entanto, em relação à representatividade numérica das Classes de algas, as autoras registraram diferença marcante entre os tratamentos, assim como o presente trabalho.

A única Classe de algas que apresentou densidade maior na estação TR foi Bacillariophyceae. Fonseca et al. (2009) registraram maior representatividade de Bacillariophyceae nas estações em frente aos locais de instalação de tanques-rede, trabalhando perífiton de substrato natural de dois tributários do reservatório Rosana. Entre as espécies descritoras, metade são pertencentes a essa classe e estão ordenadas na PCA próximas as amostragens desta estação, além de serem exclusivamente descritoras de TR.

Achnantheidium minutissimum é indicadora de boa qualidade de água, muitas vezes pobres em nutrientes (Potamova & Hamilton 2007), com ampla tolerância a vários fatores ambientais, sendo encontrada em altas densidades em ambientes com baixa concentração de nutrientes e conteúdo iônico (Ponader & Potapova 2007). A auto-ecologia da espécie descrita em literatura contradiz o presente estudo, que encontrou a espécie em abundância em um ambiente com condições eutróficas. Essa ecologia, contudo, é

controversa, devido ao confuso estado em que a taxonomia da espécie se encontra (Potamova & Hamilton 2007).

Gomphonema gracile tem uma ampla distribuição, sendo encontrado em ambientes que variam de oligotrófico a eutrófico (Potapova & Charles 2007; Ndiritu et al. 2006; Hoffmann 1999). *G. gracile* foi descritora da região com tanques-rede, onde foram encontradas características eutróficas.

Gomphonema parvulum é encontrada em ambientes moderadamente poluídos (Lobo et al. 1995) a ambientes muito poluídos (Salomoni et al. 2006; Szczepocka 2005), sendo comum em ambientes com altas concentrações de nitrato (Ndiritu et al. 2006), corroborando o fato desta espécie ser descritora da comunidade perifítica.

A estação ED apresentou maiores valores de densidade para as classes Coscinodiscophyceae e Cyanophyceae. A classe Coscinodiscophyceae foi a que mais apresentou correlações significativas com as variáveis abióticas (transparência, condutividade elétrica, turbidez, sólidos totais suspensos, alcalinidade total, oxigênio dissolvido, temperatura da água, nitrogênio total e ortofosfato), tanto positivas quanto negativas. Blanco et al. (2008) trabalhando com diferentes níveis de nutrientes encontrou correlações positivas entre Cyanophyceae e condutividade elétrica ($r = 0,59$), nitrato ($r = 0,59$), amônia ($r = 0,59$) e fósforo total ($r = 0,48$). Os mesmos autores registraram, ainda, que o aumento da concentração de nutrientes promoveu a abundância de Cyanophyceae, principalmente de filamentos como *Leptolyngbya* sp., da mesma forma que a presente pesquisa. DeNicola et al. (2006) registraram que o aumento do fósforo está associado com a abundância de cianobactérias filamentosas. Houve correlação positiva significativa entre ortofosfato e Cyanophyceae na lagoa Juara ($r = 0,71$).

Leibleinia epiphytica foi a Cyanophyceae que melhor descreveu a comunidade perifítica na estação ED, por ser descritora em todos os dias avaliados da sucessão, exclusiva dessa estação amostral e estar ordenada na PCA próxima às amostragens dessa estação. Apesar do pouco conhecimento sobre a ecologia da espécie, as características de Cyanophyceae lhe conferem algumas vantagens em ambientes eutróficos, como adaptabilidade a pouca luz e melhor aproveitamento do fósforo dissolvido (Chorus & Bartram 1999).

O eixo 1 da análise de componentes principais das espécies abundantes separou as duas estações amostrais, com a estação impactada por tanques-rede no lado negativo e a estação impactada por esgoto doméstico no lado positivo. *A. minutissimum*, *G. parvulum*, *G. gracile* e *L. angustissima* são táxons

relacionados à estação TR, que apresentou menores concentrações de nitrogênio total, nitrato, nitrogênio amoniacal e ortofosfato.

Ferragut & Bicudo (2009) consideraram a diversidade um atributo da comunidade pouco sensível às alterações na disponibilidade de nutrientes. Utilizando um tratamento controle e dois tratamentos com aumento de fósforo, registraram valores de diversidade de 3,0; 3,3 e 3,1, respectivamente. A diversidade da comunidade perifítica na lagoa Juara também mostrou-se pouco sensível aos impactos, sem diferença significativa entre as estações amostrais, assim como a equitabilidade. Outra variável biótica pouco sensível aos diferentes impactos foi a riqueza de espécies, semelhante nas 2 estações amostrais.

O presente trabalho concluiu que a comunidade perifítica responde de forma diferente aos diferentes impactos. Apesar da densidade total não apresentar diferença, foi observada que as espécies descritoras da comunidade de algas perifíticas são diferentes nos dois impactos avaliados.

AGRADECIMENTOS

À Associação de Pescadores da Lagoa Juara pelo auxílio logístico nas coletas, à Dr^a. Carla Ferragut e Doutorando Eduardo Schettini Costa pelas sugestões e auxílio nas análises de nutrientes e a CAPES/PPGBV pela concessão da bolsa à Stéfano Zorzal de Almeida.

LITERATURA CITADA

ALVEZ, R. C. P. & A. E. BACCARIN, 2005. Efeito da produção de peixes em tanques-rede sobre a sedimentação de materiais em suspensão e de nutrientes no córrego da Arribada (UHE Nova Avanhandava, Baixo Rio Tiete, SP). In Nogueira, M. G., R. Henry & A. Jorcin, A. (org). *Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. Rima, São Carlos. 472 pp.

- APHA – American Publication Health Association, *Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 2005. Greenberg, A. E., L. S. Clesceri & A. D. Eaton (eds). Washington D. C.
- BICUDO, D. C., 1990. Considerações sobre metodologias de contagem de algas do perifiton. *Acta Limnologica Brasiliensia* 3:459-475.
- BLANCO, S., ROMO, S., FERNANDEZ-ALAEZ M. & BÉCARES, E. 2008. Response of epiphytic algae to nutrient loading and fish density in a shallow lake: a mesocosm experiment. *Hydrobiologia* 600:65-76.
- CAMARGO, A. F. M., BINI L. M. & A. SCHIAVETTI, 1995. Avaliação dos impactos provocados pelas descargas de esgotos orgânicos em alguns corpos d'água do município de Rio Claro. *Oecologia Brasiliensis* 1:395-406.
- CARMOUZE, J., 1994. *O metabolismo dos ecossistemas aquáticos – Fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas*. Edgard Blücher, São Paulo. 254 pp.
- CHORUS, I. & BARTRAM, J. 1999. *Toxic Cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management*. E & FN Spon:London, 416pp.
- DENICOLA, D. M., EYTO, E., WEMAERE A. & K. IRVINE, 2006. Periphyton responses to nutrient addition in 3 lakes of different benthic productivity. *Journal of the North America Benthological Society* 25:616-613.
- ENGLE, D. L. & MELACK. J. M. 1993. Consequences of riverine flooding for seston and the periphyton of floating meadows in an Amazon floodplain lake. *Limnology and Oceanography* 38:1500-1520.
- FERRAGUT, C. & BICUDO, D. C. 2009. Efeitos de diferentes níveis de enriquecimento por fósforo sobre a estrutura da comunidade perifítica em represa oligotrófica tropical (São Paulo, Brasil). *Revista Brasileira de Botânica* 32:569-583.
- FERRAGUT, C. & BICUDO, D. C. 2010. Periphytic algal community adaptative strategies in N and P enriched experiments in a tropical oligotrophic reservoir. *Hydrobiologia* 646:295-309.
- FONSECA, I. A., SIQUEIRA, N. S. & RODRIGUES L. 2009. Algas perifíticas a montante e a jusante do local de instalação de tanques-rede em tributários do reservatório de Rosana, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum, Biological Sciences* 31:135-141.
- GOLTERMAN, H. L., CLYMO R. S. & OHNSTAD, M. A. M. 1978. *Methods for chemical analysis of freshwater*. Blackwell Scientific Publications, Oxford. 172 pp.

- HENRY-SILVA, G. G. & CAMARGO, A. F. M. 2000. Impacto do lançamento de efluentes urbanos sobre alguns ecossistemas aquáticos do município de Rio Claro-SP. *PUC-SP Ciências Biológicas e do Ambiente* 2:317-330.
- HILL, W. R & FANTA, S. E. 2008. Phosphorus and light colimit periphyton growth at subsaturating irradiances. *Freshwater Biology* 53:215-225.
- HOFMANN, G. 1994. *Aufwuchs-Diatomeen in Seen und ihre Eignung als Indikatoren der Trophie*. J. Cramer: Stuttgart. 241pp.
- INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. Disponível em <www.inmet.gov.br. 2010>.
- JEPPESEN, E., SONDERGAARD, M., MAZZEO, N., MEERHOFF, M., BRANCO, C. C., HUSZAR V. & SCASSO, F. 2005. Lake restoration and biomanipulation in temperate lakes: relevance for subtropical and tropical lakes. Pp. 341-359 In Reddy, M.V (ed), *Restoration and management of tropical eutrophic lakes*. IBH Publishing Co. Pvt. Ltd., Oxford. 534 pp.
- KOROLEFF, F., 1976. Determination of nutrients. Pp. 117-181 In Grasshoff, K. (ed). *Methods of sea water analysis*. Verlag. Chemie Weinheim. 623 pp.
- LEGENDRE, L. & LEGENDRE, P. 1983. *Numerical Ecology*. Elsevier Science Publish, Oxford. 419 pp.
- LOBO E.A., KATOH K. & ARUGA Y. 1995. Response of epilithic diatom assemblages to water pollution in rivers in the Tokyo Metropolitan area, Japan. *Freshwater Biology* 34: 191–204.
- LOBO, E. & LEIGHTON, G. 1986. Estruturas comunitarias de las fitocenozes plaktonicas de los sistemas de desembocaduras y esteros de rios de la zona central de Chile. *Revista de Biología Marina* 22:1–29.
- LUND, J. W., KIPLIND C. & LECREN, E. D. 1958. The inverted microscope method of estimating algal number and the statistical basis of estimating by counting. *Hydrobiologia* 11:143–170.
- MACKRETH, F. J. H., HERON, J. & TALLING, J. F. 1978. *Water analysis: Some revised methods for limnologists*. Titus Wilson & Son Ltd, Kendall. 120 pp.
- MCCUNE, B. & MEFFORD, M. J. 1999. *PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data*, Version 4.0. MjM Software Design, Gleneden Blach, Oregon.
- MOLICA, R. & AZEVEDO, S. 2009. Ecofisiologia de cianobactérias produtoras de cianotoxinas. *Oecologia brasiliensia* 13:229-246.

- MURAKAMI, E. A. & RODRIGUES, L. 2009. Resposta das algas perifíticas às alterações de temperatura e ao enriquecimento artificial de nutrientes em curto período de tempo. *Acta Scientiarum. Biological Sciences* 31:273-284.
- NDIRITU, G. G. & GICHUKI, N. N. 2006. Distribution of epilithic diatoms in response to environmental conditions in an urban tropical stream, Central Kenya. *Biodiversity and Conservation* 15:3267-3293.
- PMS – Prefeitura municipal da Serra. Disponível em <www.serra.es.gov.br. 2010>.
- PONADER, K. C. & POTAPOVA M. G. 2007. Diatoms from the genus *Achnantheidium* in flowing waters of the Appalachian Mountains (North America): Ecology, distribution and taxonomic notes. *Limnologia* 37:227-241.
- PORTER, S. D., MUELLER, D. K., SPAHR, N. E., MUNN, M. D. & DUBROVSKY, N. M. 2008. Efficacy of algal metrics for assessing nutrient and organic enrichment in flowing waters. *Freshwater Biology* 53:1036-1054.
- POTAPOVA, M. & CHARLES, D. F. 2007. Diatom metrics for monitoring eutrophication in rivers of the United States. *Ecological Indicators* 7:48–70.
- POTAPOVA, M. & HAMILTON, P. B. 2007. Morphological and ecological variation within the *Achnantheidium minutissimum* (Bacillariophyceae) species complex. *Journal of Phycology* 43:561-575.
- SALOMONI, S. E., ROCHA, O., CALLEGARO, V.L. & LOBO, E.A. 2006. Epilithic diatoms as indicators of water quality in the Gravataí river, Rio Grande do Sul, Brazil. *Hydrobiologia* 559:233-246.
- SANTOS, I. R., COSTA, R. C., FREITAS U. & G. FILLMANN, 2008. Influence of effluents from a wastewater treatment plant on nutrient distribution in a coastal creek from southern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 51:153-174.
- SHANNON, C. E. & WEANNER, W. 1963. *The mathematical Theory of communication*. Univ. Illinois Press, Urbana. 125 pp.
- SIAG. Serviço de Informações Agrometeorológicas. Incaper (Instituto capixaba de pesquisa, assistência técnica e extensão rural). Disponível em: <<http://www.incaper.es.gov.br>. 2010>.
- SMITH, S. M. & LEE, K. D. 2006. Responses of periphyton to artificial nutrient enrichment in freshwater kettle ponds of Cape Cod National Seashore. *Hydrobiologia* 571:201-211.
- STATSOFT, INC. (2004). *STATISTICA* (data analysis software system), version 7.

- STRICKLAND, J. D. H. & PARSONS, T. R. 1960. *A Manual of Sea Water Analysis*. Fisheries Research Board, Canadá. 203 pp.
- SZCZEPOCKA, E. 2005. Water quality assessment using diatoms in the Bzura river. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 34:67-79.
- TUNDISI, J. G. & MATSUMURA-TUNDISI, T. M. 2008. *Limnologia*. Oficina de texto, São Paulo. 631pp.
- UTERMÖHL, H., 1958. Zur vervollkommung der quantitativen phytoplankton: methodik. *Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 9:1-38.
- VADEBONCOEUR, Y., PETERSON, G., ZANDEN M. J. V. & KALFF, J. 2008. Benthic algal production across lake size gradients: interactions among morphometry, nutrients and light. *Ecology* 89:2542-2552.
- VADEBONCOEUR, Y. & STEINMAN, A. 2002. Periphyton function in lakes ecosystems. *The Scientific World Journal* 2.
- VALDERRAMA, J. C., 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry* 10:109-122.
- VAN DER GRITEN, E., JANSSEN, A. P. H. M., MUTSERT, K., BARRANGUET, C. & ADMIRAAL, W. 2005. Temperature- and light dependent performance of the cyanobacterium *Leptolyngbya foveolarum* and the diatom *Nitzschia perminuta* in mixed biofilms. *Hydrobiologia* 548:267-278.
- WETZEL, R. G. 1983. Opening remarks. In: _____. (Ed.). *Periphyton of freshwater ecosystems*. The Hague: Dr. W. Junk Publishers 339-346 pp.
- _____. 1990. Land-water interfaces: metabolic and limnological regulators. *Verhandlung Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 24:6-24.

TABELAS

Tabela 1: Análise univariada exploratória (mínimo, máximo, média, desvio padrão e CV) e ANOVA ($p < 0,05$) das variáveis limnológicas considerando-se as duas estações amostrais (TR e ED).

Variável	Código	TR	ED	ANOVA
Transparência (m)	Tra	0,5-0,6 (0,6 \pm 0,01; 6,9%)	0,4-0,5 (0,4 \pm 0,01; 7,6%)	F = 14,78; p = 0,001
Condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	CoE	135,5-149,9 (141,7 \pm 2,0; 4,2%)	177,9-194,2 (188,2 \pm 2,4; 3,8%)	F = 222,75; p = 0,000
Potencial hidrogeniônico	pH	7,2-7,7 (7,3 \pm 0,1; 2,4%)	7,2-7,4 (7,3 \pm 0,02; 1,0%)	F = 1,60; p = 0,224
Turbidez (NTU)	Tur	6,7-8,5 (7,3 \pm 0,2; 8,9%)	8,8-11,6 (10,4 \pm 0,4; 10,6%)	F = 52,65; p = 0,000
Sólidos totais suspensos ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	STS	7,3-12,3 (10,0 \pm 0,6; 16,8%)	11,0-19,0 (14,4 \pm 1,0; 21,4%)	F = 13,987; 0,001
Alcalinidade total ($\text{mEq}\cdot\text{L}^{-1}$)	Alc	0,4-0,5 (0,4 \pm 0,01; 8,4%)	0,5-0,7 (0,6 \pm 0,02; 10,2%)	F = 57,91; p = 0,000
Oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	OxD	5,8-7,3 (6,4 \pm 0,2; 10,1%)	6,5-7,6 (6,8 \pm 0,1; 4,6%)	F = 2,90; p = 0,108
Temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$)	Tag	31,4-32,5 (31,8 \pm 0,1; 1,3%)	30,3-32,0 (30,8 \pm 0,2; 1,9%)	F = 15,52; p = 0,001
Nitrogênio total ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Nto	255,9-631,4 (399,5 \pm 34,9; 26,1%)	466,5-1242,9 (873,5 \pm 97,7; 33,5%)	F = 20,88; p = 0,000
Nitrato ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Nta	1,0-31,3 (15,1 \pm 3,8; 75,4%)	9,5-44,1 (28,2 \pm 4,4; 47,3%)	F = 4,96; p = 0,041
Nitrito ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Nti	5,9-20,9 (14,0 \pm 1,9; 40,1%)	5,9-30,4 (15,1 \pm 2,8; 55,7%)	F = 0,12; p = 0,738
Nitrogênio amoniacal ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Nam	29,7-98,0 (53,7 \pm 7,2; 40,1%)	36,4-855,9 (471,3 \pm 115,3; 73,4%)	F = 13,06; p = 0,002
Fósforo total ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Pto	10,6-43,7 (30,4 \pm 4,2; 41,8%)	20,0-84,6 (44,0 \pm 6,5; 44,2%)	F = 3,07; p = 0,099
Ortofosfato ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Por	9,0-13,8 (10,7 \pm 0,5; 13,6%)	11,4-21,7 (16,3 \pm 1,1; 21,0)	F = 20,63; p = 0,000
Silicato ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Sil	4,1-5,3 (4,7 \pm 0,1; 7,2%)	2,1-3,0 (2,5 \pm 0,1; 15,9%)	F = 174,68; p = 0,000

Tabela 2: Média, erro padrão e teste de Kruskal-Wallis das variáveis bióticas nas estações e dias de sucessão.

Variável	TR21	TR26	TR31	ED21	ED26	ED31
Densidade total (10^3 ind cm^{-2})	474,199a (37,260)	482,117a (47,889)	348,976a (50,560)	426,245a (62,731)	547,329a (51,405)	600,324a (197,337)
Coscinodiscophyceae (10^3 ind cm^{-2})	86,547c (12,112)	73,193d (25,520)	75,353e (4,385)	111,490b (30,683)	167,512a (19,207)	164,297a (56,112)
Bacillariophyceae (10^3 ind cm^{-2})	214,352a (45,497)	224,542a (35,137)	128,992b (38,927)	53,682e (18,067)	93,959c (25,412)	76,185d (37,852)
Chlorophyceae (10^3 ind cm^{-2})	40,189a (5,899)	42,896a (9,338)	41,575a (8,818)	41,105a (9,161)	49,869a (17,113)	77,025a (46,257)
Cyanophyceae (10^3 ind cm^{-2})	117,236d (36,846)	136,256c (28,501)	94,313e (3,116)	216,590b (63,542)	232,359b (42,088)	280,381a (69,729)
Oedogoniophyceae (10^3 ind cm^{-2})	1,252a (1,391)	2,564a (1,318)	2,848a (1,640)	1,911a (2,435)	1,551a (1,777)	1,008a (1,746)
Zygnemaphyceae (10^3 ind cm^{-2})	5,269a (3,434)	2,206a (1,317)	5,643a (6,909)	1,080a (1,871)	0,388a (0,671)	0,924a (0,810)
Xanthophyceae (10^3 ind cm^{-2})	0,000a (0,000)	0,458a (0,794)	0,252a (0,436)	0,000a (0,000)	1,304a (1,380)	0,504a (0,873)
Euglenophyceae (10^3 ind cm^{-2})	0,229a (0,397)	0,000a (0,000)	0,000a (0,000)	0,388a (0,671)	0,388a (0,671)	0,000a (0,000)
Riqueza total (indivíduos)	33a (8)	36a (3)	32a (5)	29a (6)	32a (4)	32a (5)
Diversidade (bits ind^{-1})	3,48a (0,12)	3,52a (0,12)	3,62a (0,17)	3,53a (0,30)	3,74a (0,25)	3,58a (0,23)
Equitabilidade	0,51a (0,13)	0,46a (0,06)	0,56a (0,05)	0,58a (0,09)	0,62a (0,08)	0,55a (0,03)

Letras iguais significam resultados semelhantes entre cada variável, para o teste de Kruskal-Wallis.

Tabela 3: Correlação de Pearson entre as variáveis abióticas e as densidades das classes. Cosc = Coscinodiphyceae; Bacil = Bacillariophyceae; Chlor = Chlorophyceae; Cyan = Cyanophyceae; Oedo = Oedogoniophyceae; Zygn = Zygnemaphyceae; Xant = Xantophyceae. Em negrito estão os valores significativos ($p < 0,05$).

	Tra	CoE	pH	Tur	STS	Nto	Nta	Nti	Nam	Pto	Por	Sil
Cosc	-0,42	0,68	-0,18	0,57	0,59	0,29	0,23	0,09	0,29	0,57	0,41	-0,80
Bacil	0,64	-0,84	0,46	-0,67	-0,52	-0,70	-0,38	-0,00	-0,58	-0,23	-0,74	0,78
Chlor	-0,04	0,22	-0,05	0,16	0,13	-0,09	-0,13	-0,18	-0,13	0,15	0,15	-0,40
Cyan	-0,54	0,73	-0,15	0,68	0,44	0,45	0,28	0,07	0,37	0,32	0,60	-0,80
Oedo	0,26	-0,16	-0,30	-0,09	-0,11	0,00	-0,25	0,18	-0,03	-0,08	-0,04	0,19
Zygn	0,33	-0,50	0,20	-0,51	-0,56	-0,39	-0,30	-0,03	-0,33	-0,20	-0,30	0,47
Xant	-0,11	0,24	-0,31	0,29	0,41	-0,07	0,00	0,59	0,05	0,60	0,07	-0,35
Eugl	0,00	0,27	-0,08	0,30	0,20	0,53	0,32	-0,00	0,41	0,23	0,28	-0,14

Os códigos para as variáveis abióticas são apresentados na Tabela 1.

Tabela 4: Representatividade percentual dos táxons descritores das estações amostrais (TR e ED) e dos dias de sucessão.

	TR21	TR26	TR31	ED21	ED26	ED31
<i>Aulacoseira</i> sp.1	14,1	9,7	15,0	20,3	18,9	20,9
<i>Sphaerocystis planctonica</i>	5,7	5,3	6,6			
<i>Cyclotella</i> sp					6,5	
<i>Gomphonema gracile</i>	15,9	10,0	5,2			
<i>Aphanocapsa hosaltica</i>				5,7		
<i>Synechocystis</i> sp.	15,6	18,4	16,4	25,8	26,1	28,6
<i>Achnanthydium minutissimum</i>	15,3	18,9	24,2			
<i>Gomphonema parvulum</i>	7,5	16,8				
<i>Leibleinia epiphytica</i>				11,6	7,1	8,3
<i>Eunotia</i> sp.					5,8	

Tabela 5: Táxons abundantes, presença ou ausência nas estações amostrais, código e correlação de Pearson com os eixos da análise de componentes principais.

Táxon	TR	AP	Código	Eixo 1	Eixo 2
<i>Achnanthydium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki	X		Achn	-0,803	0,152
<i>Aphanocapsa hosaltica</i> (Lemmermann) Cronberg & Komárek	X		Apha	-0,355	-0,128
<i>Aulacoseira</i> sp1.	X	X	Aul1	0,833	0,354
<i>Aulacoseira</i> sp2.	X		Aul2	-0,222	-0,033
<i>Aulacoseira</i> sp3.		X	Aul3	0,371	-0,628
<i>Aulacoseira</i> sp4.		X	Aul4	0,507	0,769
<i>Cyclotella</i> sp.	X	X	Cycl	0,023	-0,649
<i>Eunotia</i> sp.		X	Euno	0,579	-0,495
<i>Fragilaria</i> sp.	X	X	Frag	0,592	0,535
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg	X		Ggra	-0,683	0,114
<i>Gomphonema lagenula</i> Kützing	X		Glag	-0,281	0,050
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing	X		Gpar	-0,645	0,117
<i>Gomphonema</i> sp.		X	Gomp	0,694	0,258
<i>Leibleinia epiphytica</i> (Hieronymus) Compère		X	Leib	0,896	-0,076
<i>Leptolyngbya angustissima</i> (W. et. G.S. West) Anagnostidis et Komárek	X		Lang	-0,660	0,105
<i>Leptolyngbya faveolarum</i> (Rabenhorst et Gomont) Anagnostidis et Komárek		X	Lfav	0,206	-0,593
<i>Phormidium tergestium</i> [Kützing] Anagnostidis et Komárek		X	Phor	0,333	-0,267
<i>Sphaerocystis planctonica</i> (Kors.) Bourr	X	X	Spha	-0,413	0,608
<i>Stigeoclonium</i> sp.		X	Stig	0,546	0,243
<i>Synechocystis</i> sp.	X	X	Syne	0,712	0,300

Números em negrito: Correlação de Pearson maior que 0,6 com os eixos da ACP.

FIGURAS

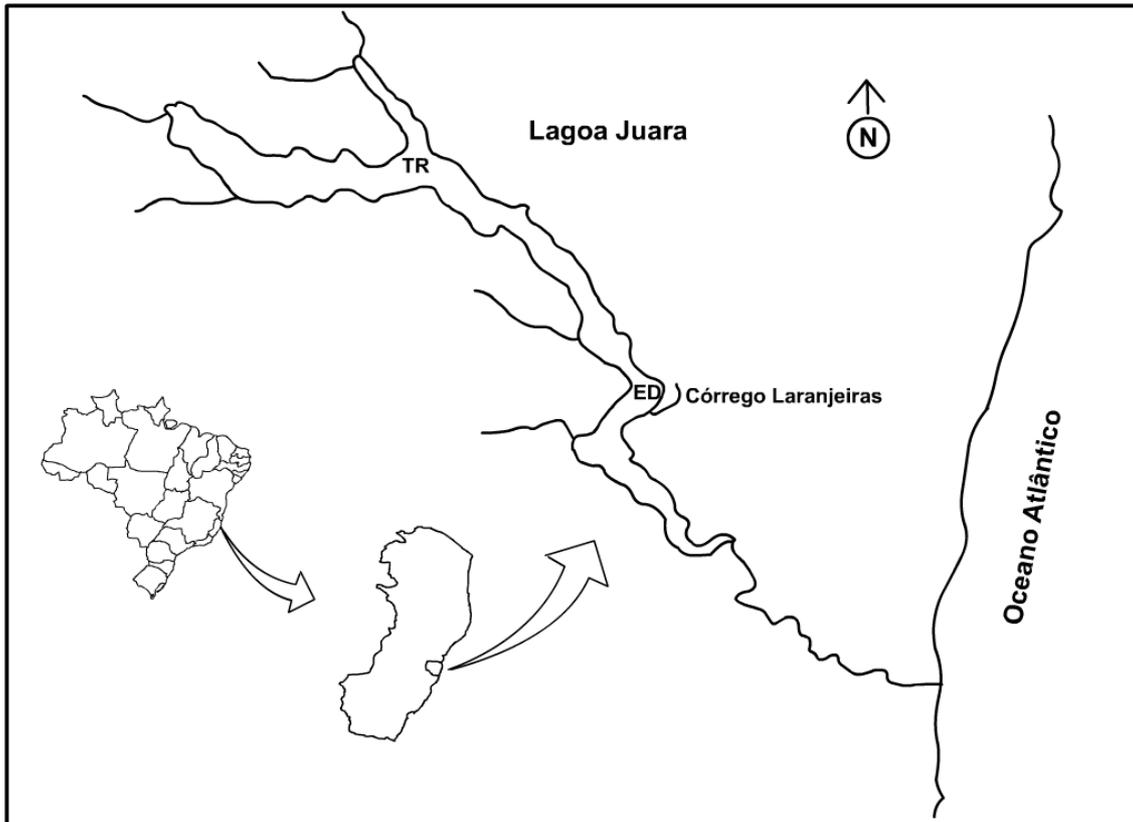


Figura 1: Localização da Lagoa Juara, no município da Serra, Espírito Santo, Brasil. Estações amostrais em destaque (TR e ED).

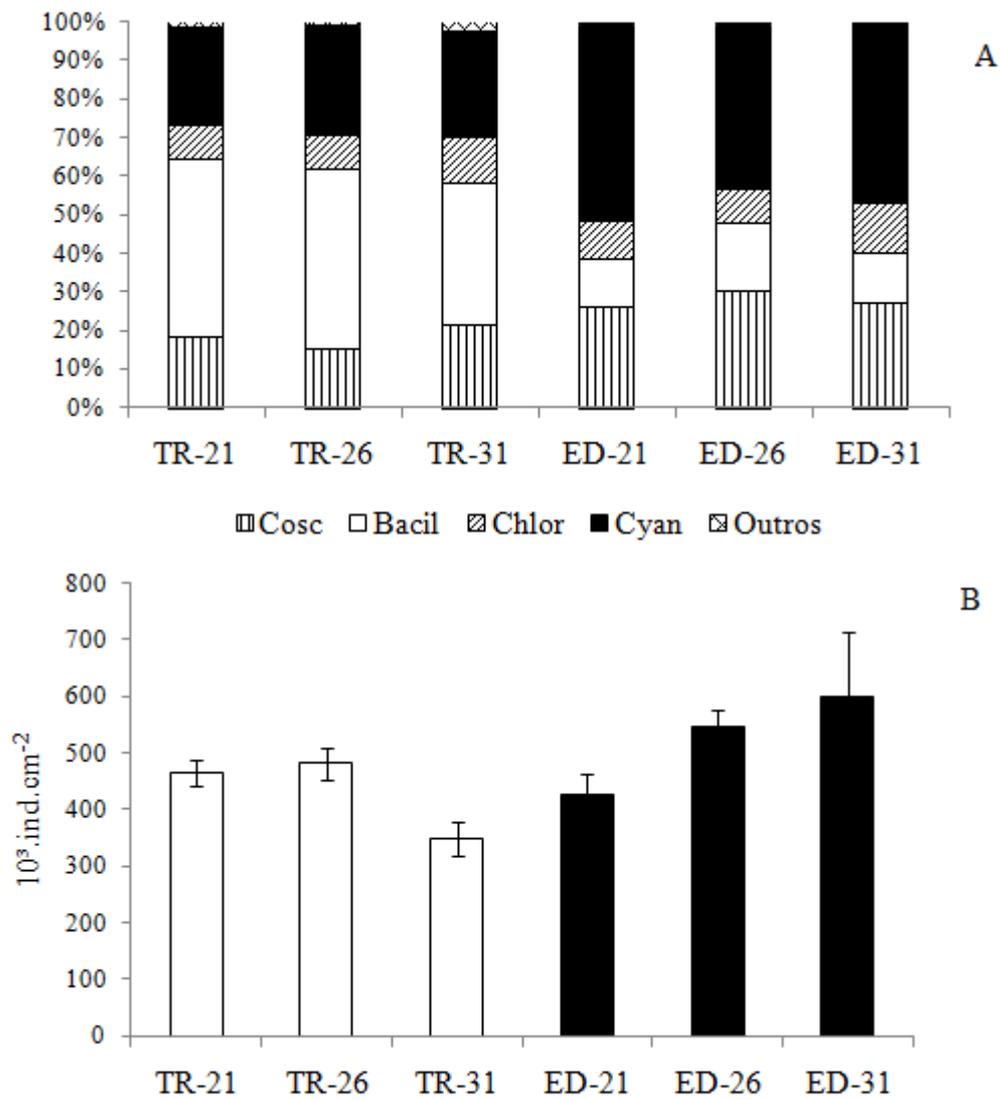


Figura 2: Representatividade das Classes de algas na densidade (A) e densidade total (B) das algas periféricas nas estações amostrais e dias de sucessão. Cosc = Coscinodiphyceae; Bacil = Bacillariophyceae; Chlor = Chlorophyceae; Cyan = Cyanophyceae; Outros = Oedogoniophyceae, Zygnemaphyceae e Xantophyceae.

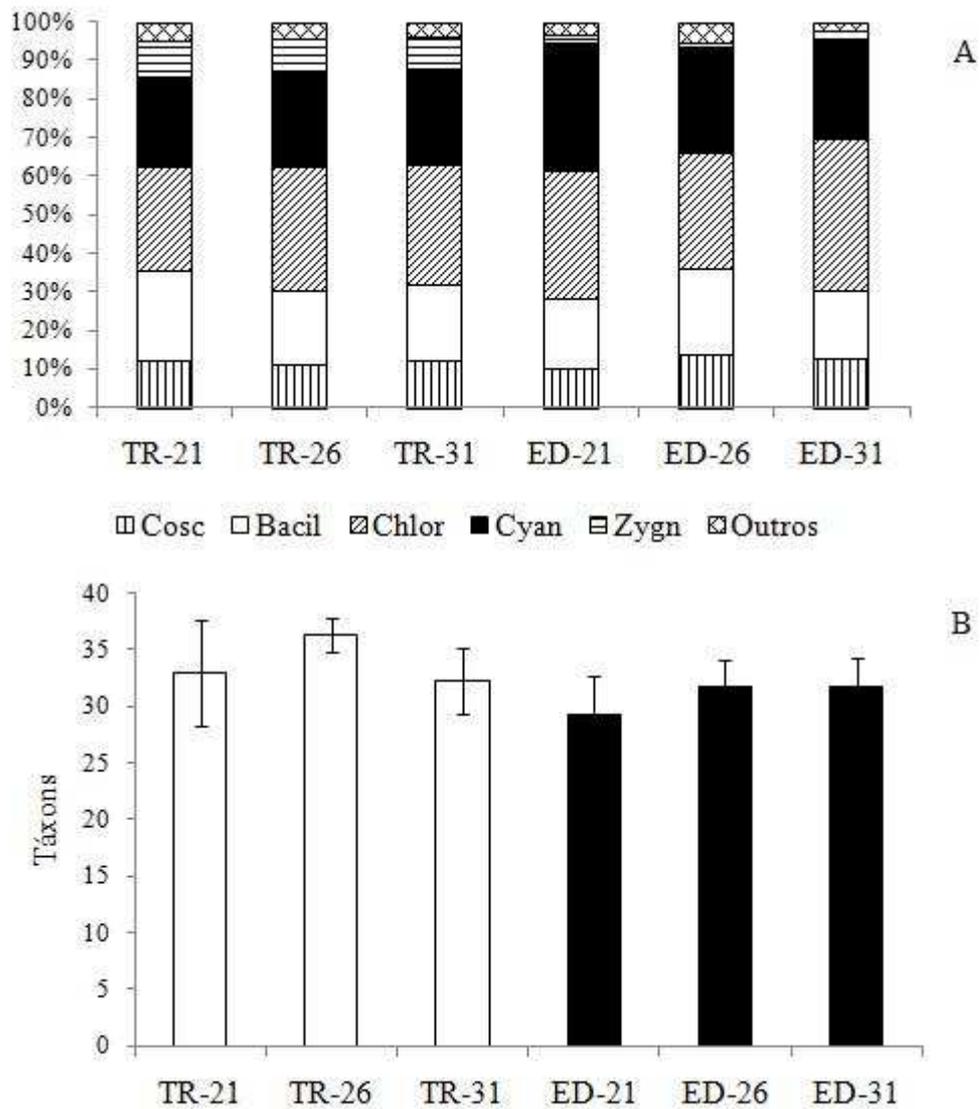


Figura 3: Representatividade das Classes de algas na riqueza (A) e riqueza total (B) das algas perifíticas nas estações amostrais e dias de sucessão. Cosc = Coscinodophyceae; Bacil = Bacillariophyceae; Chlor = Chlorophyceae; Cyan = Cyanophyceae; Zygn = Zygnemaphyceae; Outros = Oedogoniophyceae e Xantophyceae.

ARTIGO 2

STÉFANO ZORZAL DE ALMEIDA¹ E VALÉRIA DE OLIVEIRA FERNANDES²

BIOMASSA DE ALGAS PERIFÍTICAS EM DUAS REGIÕES DISTINTAS DE UMA LAGOA COSTEIRA TROPICAL (LAGOA JUARA, SERRA, ES, BRASIL)

¹ Mestrando em Biologia Vegetal – UFES / stefanozorzal@gmail.com / +55 27 33357611

² Professora Associada I do Departamento de Ciências Biológicas – UFES

Universidade Federal do Espírito Santo - Avenida Fernando Ferrari, 514 – Goiabeiras Vitória - ES, 29075-910, Brasil

RESUMO (150-250 palavras)

A presente pesquisa visou avaliar a biomassa ficoperifítica em duas regiões submetidas a diferentes impactos antrópicos na lagoa Juara, ecossistema costeiro com múltiplos usos. Três estruturas experimentais contendo substratos artificiais (lâmina de vidro) foram implantadas em dez/2009 em duas estações amostrais: ED – próxima ao lançamento de efluentes domésticos; TR – na área de piscicultura intensiva (tanques-rede). Foram realizadas coletas, em cada estrutura experimental, após 21, 26 e 31 dias de colonização. Foram avaliadas: transparência, condutividade elétrica, pH, turbidez, sólidos totais em suspensão, alcalinidade, oxigênio dissolvido, temperatura da água, nitrogênio total, nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal, fósforo total, ortofosfato e silicato. O ficoperifiton foi analisado quanto à biomassa: biovolume (total e por classe); pigmentos (clorofila a e b e carotenóides) e feofitina; peso seco e peso seco livre de cinzas. TR apresentou maiores valores de transparência, temperatura da água e silicato. ED apresentou maiores valores de condutividade elétrica, turbidez, sólidos totais suspensos, alcalinidade, nitrogênio total, nitrato, nitrogênio amoniacal e ortofosfato. Não houve diferença para o peso seco, peso seco livre de cinzas, clorofila b, carotenóides, feopigmentos e biovolume total entre as estações e dias de sucessão. Contudo, os biovolumes de Bacillariophyceae e Chlorophyceae foram mais representativos em TR, onde a concentração de nutrientes foi menor, enquanto Coscinodiscophyceae e Cyanophyceae foram mais representativas em AP. Clorofila a apresentou diferenças, com os maiores valores em AP. Biovolume por classe de algas e clorofila a mostraram ser atributos mais refinados para evidenciar os efeitos dos impactos antrópicos na comunidade perifítica da Lagoa Juara.

Palavras-Chave

Efluente doméstico, piscicultura intensiva, biovolume, pigmentos, peso seco.

Introdução

Lagoas costeiras são corpos d'água rasos, normalmente com orientação paralela à costa, ligados com o oceano, no mínimo intermitentemente, através de uma ou mais conexões restritas (Kjerfve, 1994). Configuram entre os ecossistemas mais produtivos do planeta, juntamente com os estuários, e parte significativa desta produtividade é explicada pela elevada biomassa de algas perifíticas, as quais se desenvolvem densamente nestes ecossistemas rasos, nos quais a luz chega a atingir o sedimento na maioria das vezes (Tundisi e Matsumara-Tundisi, 2008). No entanto, apesar da grande importância ecológica, apenas recentemente essa comunidade tem sido objeto de investigação (Stevenson et al., 1996).

Diversos fatores reguladores da comunidade perifítica têm sido avaliados, entre eles luz (Hill e Fanta, 2008; Vadeboncoeur et al., 2008), temperatura (Van der Grinten et al., 2005; Murakami e Rodrigues, 2009) e nutrientes (Engle e Melack, 1993; Smith e Lee, 2006; Ferragut e Bicudo, 2010). Nos últimos séculos, a urbanização e a prática agrícola têm aumentado o aporte de nutrientes em lagos rasos por todo o mundo, causando mudanças na estrutura e dinâmica biológica desses ambientes (Jeppesen et al, 2005). A eutrofização causada pelo aumento da concentração de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, promove a ocorrência de odor e gosto desagradável, potencial presença de toxinas e anoxia (Molica e Azevedo, 2009), podendo inviabilizar a utilização dos ecossistemas para múltiplos fins, como, por exemplo, para piscicultura intensiva.

O incremento da concentração de nutrientes na água aumentará o conteúdo nutricional das algas perifíticas, seguido de aumento na sua biomassa e produtividade (Kahlert e Petterson, 2002). A biomassa pode ser determinada de diversas formas, entre elas através do biovolume (DeNicola et al., 2006), dos pigmentos (Brotas et al, 2007) e do teor de matéria orgânica (Dodds e Biggs, 2002), atributos estes que poderão ser utilizados para avaliar a qualidade do ecossistema, já que respondem às variações das concentrações dos nutrientes do sistema (Ferragut e Bicudo, 2009; Blanco et al, 2008; DeNicola et al., 2006, Luttenton e Lowe, 2006). Contudo, um melhor conhecimento da relação entre as respostas das algas perifíticas e as variáveis ambientais é exigido, para que possa ser desenvolvido um efetivo programa de biomonitoramento (Stevenson e Smol, 2003). Essas relações entre os nutrientes e os atributos com valor ecológico são importantes para documentar os efeitos sobre os ecossistemas, gerando dados que suportam ações governamentais (Stevenson et al., 2008).

O presente trabalho foi realizado em uma lagoa costeira tropical com aporte de nutrientes através de afluentes com alta carga orgânica e de piscicultura intensiva, e teve com objetivo avaliar a biomassa da comunidade ficoperifítica em duas regiões submetidas a diferentes impactos antrópicos.

Material e Métodos

Área de Estudo

A lagoa Juara compreende uma área de 2,9 km² e está localizada na bacia do rio Jacaraípe (área de 220 km²), no município de Serra-ES, Brasil (PMS, 2010). O clima dessa região é tropical quente e úmido, com temperatura média anual de 24°C e amplitude de 18 °C a 34 °C, apresentando um regime pluviométrico unimodal, com faixas anuais de precipitação que variam de 900 a 1200 mm (PMS, 2010). O período chuvoso compreende de outubro a janeiro, enquanto o período seco é bem definido em agosto (SIAG, 2010).

A vegetação do entorno é composta por mata ciliar e plantações de *Eucalyptus* sp. Seus tributários são os córregos Juara, Cavada, Doutor Robson, Castelo, Cachoeira do Putiri, Independência, Roncador, São Domingos, Laranjeiras e Quibebe (PMS, 2010). Apresenta ligação com o mar através do rio Jacaraípe, com 4,5 km de extensão.

A lagoa é utilizada para lazer e recreação, pesca, criação de peixes entre outros usos. A Associação dos Pescadores da Lagoa trabalhava com cerca de 90 tanques rede (em dezembro de 2009) com criação de tilápia (*Oreochromis* sp.). Alguns córregos passam por aglomerados urbanos, podendo levar carga orgânica proveniente de efluentes domésticos para a lagoa, como é o caso do córrego Laranjeiras, que deságua na região que se assemelha a uma pequena baía, próxima à Associação de pescadores e muito utilizada pela população para recreação.

Desenho experimental e estações amostrais

Foram montadas estruturas experimentais compostas por suportes circulares de borracha (n=3) as quais serviram como suporte para cerca de 50 lâminas de vidro, substrato artificial para o perifiton. Cada estrutura experimental foi fixada ao sedimento e compostas por flutuadores de modo a manter os substratos na subsuperfície da coluna d'água (0,2 m) no dia 18 de dezembro de 2009.

Foram selecionadas duas estações amostrais: na área dos tanques-rede (TR), a 40° 14' 15'' O e 20° 06' 17'' S, e próximo a desembocadura do córrego Laranjeiras (ED), a 40° 12' 43'' O e 20° 07' 40'' S (Figura 1). As estações amostrais distam cerca de 3,7 km entre si.

Amostragem, variáveis limnológicas e bióticas

As estruturas experimentais foram implantadas em cada estação amostral em 18/dez/2009; as amostragens foram realizadas no 21º, 26º e 31º dia de colonização das algas perifíticas (em janeiro de 2010), período que é citado em literatura como representante da fase madura do processo sucessional (Pompêo e Moschini-Carlos 2003).

Foram avaliadas durante o experimento: temperatura do ar (média diária) e precipitação pluviométrica (diária acumulada) (SIAG, 2010); profundidade (profundímetro Speedtech), transparência da água (disco de Secchi), condutividade elétrica, temperatura da água e oxigênio dissolvido (medidor multiparâmetros YSI 85), pH (potenciômetro digital portátil Alfakit AT 300), turbidez (turbidímetro Alfakit Plus V1.25), sólidos totais suspensos (APHA, 2005), alcalinidade total (Carmouze, 1994), nitrogênio total e fósforo total (Valderrama, 1981), nitrato (Mackereth et al., 1978), nitrito e silicato (Golterman et al., 1978), nitrogênio amoniacal (Koroleff, 1976), ortofosfato (Strickland & Parsons, 1960). A partir dos dados de nutrientes, foi calculada a razão molar NT:PT.

Em cada amostragem foram coletadas aleatoriamente 10 lâminas de vidro (substrato) colonizadas, as quais foram raspadas em uma única amostra (integrada), da qual posteriormente foram retiradas alíquotas de volume conhecido para as análises biológicas.

As amostras para análise quantitativa das algas perifíticas foram fixadas em solução de lugol acético 5% e analisadas em microscópio invertido Nikon Eclipse TS 100 (400x), segundo Utermöhl (1958), e o tempo de sedimentação segundo Lund et al. (1958). O limite de contagem se deu através da curva da rarefação de espécies (Bicudo, 1990) e até o taxon predominante alcançar 100 indivíduos. O biovolume foi estimado, segundo Sun & Liu (2003) e Hillebrand et al. (1999), através da multiplicação da densidade de cada táxon pela média do seu volume; para tal, 10 indivíduos de cada táxon foram medidos.

Os pigmentos (clorofila *a* e *b* e carotenos) e feofitina foram extraídos utilizando acetona, conforme APHA (2005), e a concentração determinada utilizando o método espectrofotométrico e as fórmulas segundo Parsons et al. (1984) e Lorenzen (1967).

O peso seco, peso seco livre de cinzas e cinzas foram determinadas através do método gravimétrico descrito em APHA (2005).

Tratamento estatístico

Os dados obtidos foram analisados através de análise univariada exploratória, através da média, mínimo, máximo, erro padrão e coeficiente de variação. Para avaliar a diferença significativa entre as médias das variáveis limnológicas foi utilizada one-way ANOVA ($\alpha = 0,05$) e para as médias das variáveis bióticas foi utilizado o teste de Mann-Whitney. Todas essas análises foram realizadas através dos programas STATISTICA 7.0 para Windows (StatSoft, 2004) e EXCEL 2007 para Windows. A análise de correspondência canônica (CCA) (Ter Braak, 1986) foi utilizada para avaliar especialmente a relação entre as variáveis ambientais e o biovolume (total e por classe). A significância dos eixos da CCA foi testada através do teste de permutação de Monte Carlo (999 execuções). O programa PC-ORD 4.0 (McCune e Mefford, 1999) foi utilizado para realização da CCA e do teste de Monte Carlo.

Resultados

Variáveis abióticas

Foram registradas no período estudado temperaturas do ar elevadas, com valor médio de 27,6°C (variando entre 23,8° e 29,7°C) e baixa precipitação (70 mm de precipitação acumulada), com precipitação máxima diária foi de 26,2 mm. Ambas as estações amostrais eram rasas, sendo a estação TR com maior valor que ED (2,1 m e 1,2 m, respectivamente).

A Tabela 1 resume as variáveis limnológicas em cada estação amostral (n = 9) durante o período estudado, assim como o resultado da ANOVA. De maneira geral, houve semelhança entre as estações, com ambas apresentando elevados valores de nutrientes. No entanto, a estação TR apresentou maiores valores de transparência da água, temperatura e silicato e a estação ED apresentou maiores valores de nitrogênio total, nitrato, nitrogênio amoniacal e ortofosfato, condutividade elétrica, turbidez, sólidos totais suspensos e alcalinidade total. Da mesma forma, também foram elevadas as razões NT:PT em ambas as estações, com maior valor em ED.

Variáveis bióticas

A análise descritiva dos dados bióticos e os resultados do teste de Kruskal-Wallis são apresentados na Tabela 2. O biovolume total das algas do perifiton não apresentou diferença entre as estações amostrais e os dias de sucessão (Figura 2A). A maior média foi registrada no 21° dia de sucessão na estação ED (19.079,89 mm³ m⁻²) e a menor no 26° dia de colonização na estação TR (5.037,33 mm³ m⁻²).

A Classe Zygnemaphyceae foi a que mais contribuiu para o biovolume na estação TR, enquanto Chlorophyceae foi a mais representativa na estação ED (Figura 2B). Coscinodiscophyceae apresentou maiores valores de biovolume na estação ED nos 26° (545,94 mm³ m⁻²) e 31° (634,00 mm³ m⁻²) dia de sucessão. Nesta mesma estação, Cyanophyceae apresentou maior biovolume, nos 21° (2.084,50 mm³ m⁻²) e 31° (1.858,94 mm³ m⁻²) dia de sucessão. Bacillariophyceae apresentou maior biovolume algal no 21° dia de sucessão (3.344,17 mm³ m⁻²) na estação TR. As demais Classes registradas (Chlorophyceae, Oedogoniophyceae, Zygnemaphyceae, Xanthophyceae e Euglenophyceae) não apresentaram diferença entre as estações amostrais e os dias de sucessão (Tabela 2).

Os maiores valores de clorofila a foram registrados na estação ED, no 21° (5,11 µg.cm⁻²) e 26° (5,82 µg.cm⁻²) dias de sucessão. Na estação TR foram registradas as menores concentrações de clorofila a, no 31° dia de colonização (1,78 µg.cm⁻²). Clorofila b, carotenóides e feofitina foram semelhantes em todas as estações amostrais e dias de sucessão (Figura 3).

Os teores de peso seco e peso seco livre de cinzas não apresentaram diferença entre as estações amostrais e os dias de sucessão, conforme mostra a Figura 4.

A análise de correspondência canônica (CCA) resumiu 81,7% da variabilidade total dos dados nos dois primeiros eixos. A correlação de Pearson (espécie-ambiente) foi forte tanto para o eixo 1 ($r = 0,992$) quanto para o eixo 2 ($r = 0,900$), indicando uma forte correlação entre as variáveis abióticas e os valores de biovolume das classes de algas. Contudo, essas correlações foram significativas apenas para o eixo 1 para o teste de Monte Carlo ($p = 0,013$). A CCA mostrou uma clara distinção entre a estação TR, que foi ordenada no lado positivo do eixo 1, e a estação AP, que foi ordenada no lado negativo (Figura 5). O eixo 1 (65,4%) esteve associado, positivamente, com a transparência da água, pH, temperatura da água, sílica e biovolume de Bacillariophyceae, Zygnemaphyceae e Oedogoniophyceae. Negativamente, o eixo 1 esteve associado com condutividade elétrica, sólidos totais solúveis, alcalinidade total, turbidez, nitrogênio total, nitrato, nitrogênio amoniacal, fósforo total, ortofosfato e biovolume de Chlorophyceae, Cyanophyceae e Coscinodiscophyceae. A correlação biplot intra-set das variáveis abióticas são apresentadas na Tabela 3.

Discussão

Apesar dos dados históricos (1961-1990) mostrarem um total acumulado médio de 335,9 (INMET, 2010) para os meses de dezembro e janeiro, durante o período estudado, no qual foi realizado o experimento, a precipitação foi baixa (total acumulado de 70 mm).

O córrego Laranjeiras que recebe efluente doméstico sem tratamento pode ser o maior influenciador do estado trófico de ED, que apresenta valores maiores de nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, nitrato, ortofosfato, condutividade elétrica, turbidez, STS e alcalinidade do que em TR. Corpos d'água que recebem descarga de efluentes orgânicos domésticos apresentam maiores valores para essas variáveis, as quais são boas indicadoras de poluição para esse tipo de resíduo (Camargo et al., 1995; Henry-Silva e Camargo, 2000; Santos et al., 2008). Apesar dos valores dessas variáveis serem estatisticamente maiores, as estações ED e TR apresentam características limnológicas semelhantes. Regiões com criação intensiva de peixes em tanques rede tendem a lançar restos alimentares e metabólitos diretamente no meio (Alves e Baccarin, 2005), podendo acarretar no aumento da trofia do ambiente. A estação TR apresentou valores para transparência, temperatura da água e silicato maiores do que na estação ED, apesar de semelhantes.

A CCA ordenou em lados diferentes do eixo 1 as estações amostrais submetidas a diferentes tipos de impactos avaliados neste estudo. Apesar da semelhança entre os valores de muitas das condições limnológicas, a diferença entre algumas variáveis abióticas e entre o biovolume das Classes de algas perifíticas foi suficiente para ordenar as amostragens da estação que recebe o córrego Laranjeiras (ED) no lado negativo do eixo 1 e as amostragens da estação onde estão implantados os tanques-rede (TR) no lado positivo. Não houve agrupamentos que mostravam algum padrão entre os dias de sucessão, o que deve evidenciar que os dias representavam a fase mais maduro processo de sucessão, conforme Pompeo & Moschini-Carlos (2003),

As algas perifíticas respondem positivamente ao aporte de nutriente nos ecossistemas aquáticos (Pan et al., 2000.; Dodds et al., 2002) e diferentes grupos de algas respondem de maneira distinta, de acordo com

suas próprias características fisiológicas (Liboriussen e Jeppesen, 2006; Ferragut e Bicudo 2009). No presente trabalho, o biovolume total das algas perifíticas não apresentou diferença significativa entre as estações amostrais e dias de sucessão. Resultado semelhante foi encontrado nos trabalhos de enriquecimento de Blanco et al. (2008), trabalhando com mesocosmos, e Ferragut e Bicudo (2009), utilizando substrato difusor de nutrientes.

No entanto, o biovolume por Classe de algas se mostrou sensível aos diferentes impactos. Na estação TR, onde foram registrados menores valores de nutrientes inorgânicos, com exceção de silicatos, houve maior contribuição relativa no biovolume de Zygnemaphyceae e Bacillariophyceae em todos os dias avaliados. Blanco et al. (2008) registrou tendência semelhante, quando observou que os biovolumes dessas classes eram negativamente relacionadas com as concentrações de fósforo total. Apesar da CCA corroborar com esses dados, ordenando o biovolume de Bacillariophyceae e Zygnemaphyceae no lado positivo do eixo 1, apenas o biovolume da primeira Classe apresentou maiores valores na estação TR.

Na estação ED, onde as variáveis limnológicas indicadoras de poluição orgânica apresentaram maiores valores, incluindo a concentração de nutrientes, foi observada maior contribuição relativa no biovolume das classes Chlorophyceae e Cyanophyceae. A maior contribuição de Chlorophyceae no biovolume de algas da classe Chlorophyceae em ambientes com maior concentração de nutrientes foi observada em outros trabalhos (Blanco et al, 2008; DeNicola et al., 2006; Ferragut e Bicudo, 2009). Apesar da predominância relativa, Chlorophyceae não teve um biovolume absoluto diferente entre as estações amostrais e os dias de sucessão. As Classes Cyanophyceae e Coscinodiscophyceae apresentaram um maior biovolume na estação ED, em todos os dias de sucessão. Blanco et al. (2008) registraram padrão contrário ao observado neste estudo; estes autores observaram que com o aumento da nutrientes não houve um aumento no biovolume de Cyanophyceae. Entretanto, foi observado no presente trabalho que esse aumento do biovolume pode ser devido à ocorrência de formas filamentosas em ED (com maior biovolume), já que em TR foram mais representativas as formas unicelulares.

Luttenton e Lowe (2006) relacionaram as diferenças entre o biovolume de algas verdes à maior concentração molar de nitrogênio, e não à razão N:P. Este resultado é corroborado no presente estudo, onde a Classe Chlorophyceae foi favorecida na estação ED devido aos maiores valores de nitrogênio. Ambas estações apresentaram uma alta razão NT:NP, sendo que os maiores valores registrados na estação ED. Os valores de fósforo total foram semelhantes nas duas estações amostrais, evidenciando que a disponibilidade de fósforo foi semelhante, reforçando a hipótese de que o nitrogênio deve ser o fator que explica o maior desenvolvimento de algas verdes em ED.

Clorofila-b e carotenóides não apresentaram diferenças significativas entre as estações amostrais, apesar da mudança de representatividade das classes no biovolume. Clorofila-a apresentou respostas significativas para os diferentes tipos de impactos, sendo maior na estação ED. O aumento do biovolume da Classe Chlorophyceae na estação ED está relacionado com os maiores valores de clorofila-a desta estação, o que deve estar relacionado com a concentração de nutrientes desta região da lagoa. Kahlert e Peterson (2002) registraram relação positiva entre biomassa algal (clorofila-a) e trofia em um lago de região temperada.

O peso seco e o peso seco livre de cinzas não variaram no decorrer dos dias de colonização nem entre as estações amostrais, ressaltando semelhança entre os efeitos causados pelos diferentes impactos antrópicos nas condições limnológicas do ambiente e, conseqüentemente, na comunidade perifítica.

Conclusão

A biomassa da comunidade ficoperifítica mostrou diferentes respostas nas distintas regiões da lagoa Juara, submetidas a impactos antrópicos de diferentes origens, principalmente evidenciadas pelo biovolume das classes e concentração de clorofila-a, os quais mostraram diferenças significativas entre as estações e foram mais elevados em ED, evidenciando maior trofia desta região. Não houve variabilidade temporal a curto prazo, se considerados os dias de coleta, indicando que, a partir do 21º dia a comunidade ficoperifítica era mais estável, caracterizando o estágio maduro do processo sucessional. Há que se considerar que mais estudos devem ser realizados no sentido de avaliar outros atributos da comunidade ficoperifítica como sensores da qualidade ambiental da lagoa, assim como avaliar pormenorizadamente outras fases do processo sucessional nestas e em outras regiões da lagoa para avaliar as respostas da comunidade frente a estes estressores.

Agradecimentos

À Associação de Pescadores da Lagoa Juara pelo auxílio logístico nas coletas, à Dr^a. Carla Ferragut e Doutorando Eduardo Schettini Costa pelos sugestões e auxílio nas análises de nutrientes e a CAPES/PPGBV pela concessão da bolsa à Stéfano Zorzal de Almeida.

Referências

- Alvez, R. C. P. & A. E. Baccarin, 2005. Efeito da produção de peixes em tanques-rede sobre a sedimentação de materiais em suspensão e de nutrientes no córrego da Arribada (UHE Nova Avanhandava, Baixo Rio Tiete, SP). In Nogueira, M. G., R. Henry & A. Jorcin, A. (org). Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata. Rima, São Carlos.
- APHA – American Publication Health Association, Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater, 2005. Greenberg, A. E., L. S. Clesceri & A. D. Eaton (eds). Washington D. C.
- Bicudo, D. C., 1990. Considerações sobre metodologias de contagem de algas do perifiton. *Acta Limnologica Brasiliensia* 3: 459-475.
- Blanco, S., S. Romo, M. Fernandez-Alaez & E. Bécares, 2008. Response of epiphytic algae to nutrient loading and fish density in a shallow lake: a mesocosm experiment. *Hydrobiologia* 600: 65-76.
- Brotas, V., C. R. Mendes & P. Cartaxana, 2007. Microphytobenthic biomass assessment by pigment analysis: comparison of spectrophotometry and High Performance Liquid Chromatography methods. *Hydrobiologia* 587: 19-24.
- Camargo, A. F. M., L. M. Bini & A. Schiavetti, 1995. Avaliação dos impactos provocados pelas descargas de esgotos orgânicos em alguns corpos d'água do município de Rio Claro. *Oecologia Brasiliensis* 1: 395-406.
- Carmouze, J., 1994. O metabolismo dos ecossistemas aquáticos – Fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas. Edgard Blücher, São Paulo.
- DeNicola, D. M., E. Eyto, A. Wemaere & K. Irvine, 2006. Periphyton responses to nutrient addition in 3 lakes of different benthic productivity. *Journal of the North America Benthological Society* 25: 616-613.
- Dodds, W. K. & B. J. F. Biggs, 2002. Water velocity attenuation by stream periphyton and macrophytes in relation to growth form and architecture. *Journal of the North America Benthological Society* 21: 2-15.
- Dodds, W. K., V. H. Smith & K. Lohman, 2002. Nitrogen and phosphorus relationships to benthic algae biomass in temperate streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59: 865-874.
- Engle, D. L. & J. M. Melack. 1993. Consequences of riverine flooding for seston and the periphyton of floating meadows in an Amazon floodplain lake. *Limnology and Oceanography* 38: 1500-1520.
- Fernandes, V. O., B. Cavati, B. D. Souza, R. G. Machado & A. G. Costa, 2009. Lagoa Mãe-Bá (Guarapari-Anchieta, ES): um ecossistema com potencial de floração de cianobactéria? *Oecologia Brasiliensis* 13: 366-381.

Ferragut, C. & D. C. Bicudo, 2009. Efeitos de diferentes níveis de enriquecimento por fósforo sobre a estrutura da comunidade perifítica em represa oligotrófica tropical (São Paulo, Brasil). *Revista Brasileira de Botânica* 32: 569-583.

Ferragut, C. & D. C. Bicudo, 2010. Periphytic algal community adaptative strategies in N and P enriched experiments in a tropical oligotrophic reservoir. *Hydrobiologia* 646: 295-309.

Golterman, H. L., R. S. Clymo & M. A. M. Ohnstad, 1978. *Methods for chemical analysis of freshwater*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Henry-Silva, G. G. & A. F. M. Camargo, 2000. Impacto do lançamento de efluentes urbanos sobre alguns ecossistemas aquáticos do município de Rio Claro-SP. *PUC-SP Ciências Biológicas e do Ambiente* 2: 317-330.

Hill, W. R. & S. E. Fanta, 2008. Phosphorus and light colimit periphyton growth at subsaturating irradiances. *Freshwater Biology* 53: 215-225.

Hillebrand, H., C. Dürselen, D. Kirschtel, U. Pollinger & T. Zohary. 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology* 35: 403-424.

Hürlimann, J. & F. Schanz, 1993. The effects of artificial ammonium enhancement on riverine periphytic diatom communities. *Aquatic Sciences* 55: 40-64.

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. Disponível em <www.inmet.gov.br. 2010>.

Jeppesen, E., M. Sondergaard, N. Mazzeo, M. Meerhoff, C. C. Branco, V. Huszar & F. Scasso, 2005. Lake restoration and biomanipulation in temperate lakes: relevance for subtropical and tropical lakes. In Reddy, M.V (ed), *Restoration and management of tropical eutrophic lakes*. Oxford & IBH Publishing Co. Pvt. Ltd.: 341-359.

Kahlert, M. & K. Petterson, 2002. The impact of substrate and lake trophy on the biomass and nutrient status of benthic algae. *Hydrobiologia* 486: 161-169.

Kjerfve, B., 1994. Coastal lagoon processes. In Kjerfve, B. (Ed), *Coastal lagoon processes*. Amsterdam: Elsevier Oceanography Series.

Koroleff, F., 1976. Determination of nutrients. In Grasshoff, K. (ed). *Methods of sea water analysis*. Verlag. Chemie Weinheim: 117-181.

Liboriussen, L. & E. Jeppesen, 2006. Structure, biomass, production and depth distribution of periphyton on artificial substratum in shallow lakes with contrasting nutrient concentrations. *Freshwater Biology* 51: 95-109.

- Lorenzen, C. J., 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography* 12: 343-346.
- Lund, J. W., C. Kiplind & E. D. Lecren, 1958. The inverted microscope method of estimating algal number and the statistical basis of estimating by counting. *Hydrobiologia* 11: 143-170.
- Luttenton, M. R. & R. L. Lowe, 2006. Response of a lentic periphyton community to nutrient enrichment at low N:P ratios. *Journal of Phycology* 42: 1007-1015.
- Mackreth, F. J. H., J. Heron, J. & J. F. Talling, 1978. *Water analysis: Some revised methods for limnologists*. Titus Wilson & Son Ltd, Kendall.
- McCune, B. & M. J. Mefford, 1999. *PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 4.0*. MjM Software Design, Gleneden Blach, Oregon.
- Molica, R. & S. Azevedo, 2009. Ecofisiologia de cianobactérias produtoras de cianotoxinas. *Oecologia brasiliensia* 13: 229-246.
- Murakami, E. A. & L. Rodrigues, 2009. Resposta das algas perifíticas às alterações de temperatura e ao enriquecimento artificial de nutrientes em curto período de tempo. *Acta Scientiarum. Biological Sciences* 31: 273-284.
- Pan, Y., R. J. Stevenson, P. Vaithyanathan, J. Slate & C. J. Richardson, 2000. Changes in algal assemblages along observed and experimental phosphorus gradients in a subtropical wetland, U.S.A. *Freshwater Biology* 44: 339-353.
- Parsons, T. R., M. Takahashi & B. Hargrave, 1984. *Biological Oceanographic Process*. Pergamon Press Ltd, Oxford.
- PMS – Prefeitura municipal da Serra. Disponível em <www.serra.es.gov.br. 2010>.
- Pompêo, M. L. M., V. Moschini-Carlos. 2003. *Macrófitas aquáticas e perifíton: aspectos ecológicos e metodológicos*. Ed. RiMa, São Carlos.
- Santos, I. R., R. C. Costa, U. Freitas & G. Fillmann, 2008. Influence of effluents from a wastewater treatment plant on nutrient distribution in a coastal creek from southern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 51: 153-174.
- SIAG. Serviço de Informações Agrometeorológicas. Incaper (Instituto capixaba de pesquisa, assistência técnica e extensão rural). Disponível em: <<http://www.incaper.es.gov.br>. 2010>.
- Smith, S. M. & K. D. Lee, 2006. Responses of periphyton to artificial nutrient enrichment in freshwater kettle ponds of Cape Cod National Seashore. *Hydrobiologia* 571: 201-211.
- StatSoft, Inc. (2004). *STATISTICA (data analysis software system), version 7*.

- Stevenson, R. J. & J. P. Smol, 2003. Use of algae in environmental assessments. In Wehr, J.D. & R. G. Sheath (eds), *Freshwater algae of North America: ecology and classification*. Academic Press, San Diego, California: 775–804.
- Stevenson, R. J., B. H. Hill, A. T. Herlihy, L. L. Yuan & S. B. Norton, 2008. Algae-P relationships, thresholds and frequency distributions guide nutrient criterion development. *Journal of the North America Benthological Society*. 27: 783-799.
- Stevenson, R. J., M. L. Bothwell & R. L. Lowe (eds), 1996. *Algal Ecology. Freshwater benthics ecosystems*. Academic Press, San Diego.
- Strickland, J. D. H. & T. R. Parsons, 1960. *A Manual of Sea Water Analysis*. Fisheries Research Board, Canadá.
- Sun, J. & D. Liu, 2003. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area of phytoplankton. *Journal of Phytoplankton Research* 25: 1331-1346.
- Ter Braak, C. J. F., 1986. Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67: 1167–1179.
- Tundisi, J. G. & T. M. Matsumura-Tundisi, 2008. *Limnologia*. Oficina de texto, São Paulo.
- Utermöhl, H., 1958. Zur vervollkommung der quantitativen phytoplankton: methodik. *Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 9: 1-38.
- Vadeboncoeur, Y., G. Peterson, M. J. V. Zanden & J. Kalff, 2008. Benthic algal production across lake size gradients: interactions among morphometry, nutrients and light. *Ecology* 89: 2542-2552.
- Valderrama, J. C., 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry* 10: 109-122.
- Van der Griten, E., A. P. H. M. Janssen, K. Mutsert, C. Barranguet & W. Admiraal, 2005. Temperature- and light dependent performance of the cyanobacterium *Leptolyngbya foveolarum* and the diatom *Nitzschia perminuta* in mixed biofilms. *Hydrobiologia* 548: 267-278.

Tabelas

Tabela 1: Análise univariada exploratória (mínimo, máximo, média, desvio padrão e CV) e ANOVA ($p < 0,05$) das variáveis ambientais e limnológicas considerando-se as duas estações amostrais (TR e ED).

Variável	Código	TR	ED	ANOVA
Transparência (m)	Tra	0,5-0,6 (0,6 \pm 0,01; 6,9%)	0,4-0,5 (0,4 \pm 0,01; 7,6%)	F = 14,78; p = 0,001
Condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	CoE	135,5-149,9 (141,7 \pm 2,0; 4,2%)	177,9-194,2 (188,2 \pm 2,4; 3,8%)	F = 222,75; p = 0,000
Potencial hidrogeniônico	pH	7,2-7,7 (7,3 \pm 0,1; 2,4%)	7,2-7,4 (7,3 \pm 0,02; 1,0%)	F = 1,60; p = 0,224
Turbidez (NTU)	Tur	6,7-8,5 (7,3 \pm 0,2; 8,9%)	8,8-11,6 (10,4 \pm 0,4; 10,6%)	F = 52,65; p = 0,000
Sólidos totais suspensos ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	STS	7,3-12,3 (10,0 \pm 0,6; 16,8%)	11,0-19,0 (14,4 \pm 1,0; 21,4%)	F = 13,987; 0,001
Alcalinidade total ($\text{mEq}\cdot\text{L}^{-1}$)	Alc	0,4-0,5 (0,4 \pm 0,01; 8,4%)	0,5-0,7 (0,6 \pm 0,02; 10,2%)	F = 57,91; p = 0,000
Oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	OxD	5,8-7,3 (6,4 \pm 0,2; 10,1%)	6,5-7,6 (6,8 \pm 0,1; 4,6%)	F = 2,90; p = 0,108
Temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$)	Tag	31,4-32,5 (31,8 \pm 0,1; 1,3%)	30,3-32,0 (30,8 \pm 0,2; 1,9%)	F = 15,52; p = 0,001
Nitrogênio total ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Nto	255,9-631,4 (399,5 \pm 34,9; 26,1%)	466,5-1242,9 (873,5 \pm 97,7; 33,5%)	F = 20,88; p = 0,000
Nitrato ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Nta	1,0-31,3 (15,1 \pm 3,8; 75,4%)	9,5-44,1 (28,2 \pm 4,4; 47,3%)	F = 4,96; p = 0,041
Nitrito ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Nti	5,9-20,9 (14,0 \pm 1,9; 40,1%)	5,9-30,4 (15,1 \pm 2,8; 55,7%)	F = 0,12; p = 0,738
Nitrogênio amoniacal ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Nam	29,7-98,0 (53,7 \pm 7,2; 40,1%)	36,4-855,9 (471,3 \pm 115,3; 73,4%)	F = 13,06; p = 0,002
Fósforo total ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Pto	10,6-43,7 (30,4 \pm 4,2; 41,8%)	20,0-84,6 (44,0 \pm 6,5; 44,2%)	F = 3,07; p = 0,099
Ortofosfato ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Por	9,0-13,8 (10,7 \pm 0,5; 13,6%)	11,4-21,7 (16,3 \pm 1,1; 21,0)	F = 20,63; p = 0,000
Silicato ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Sil	4,1-5,3 (4,7 \pm 0,1; 7,2%)	2,1-3,0 (2,5 \pm 0,1; 15,9%)	F = 174,68; p = 0,000
NT:PT		18,4-87,9 (36,2 \pm 7,7; 63,8%)	17,3-88,4 (50,6 \pm 8,1; 48,1%)	F = 60,20; p = 0,000

Tabela 2: Média, erro padrão e teste de Kruskal-Wallis das variáveis bióticas nas estações (TR e ED) e dias de sucessão.

Variável	TR-21	TR-26	TR-31	ED-21	ED-26	ED-31
Biovolume total (mm ³ .m ⁻²)	8.783,83a (4401,05)	5.037,33a (1264,68)	5.386,27a (5581,44)	19.079,89a (9670,72)	9.319,01a (3572,44)	12.350,90a (10869,28)
Coscinodiscophyceae (mm ³ .m ⁻²)	195,84c (23,43)	169,20c (69,24)	171,08d (6,66)	295,39b (97,98)	545,94a (118,45)	634,00a (254,13)
Bacillariophyceae (mm ³ .m ⁻²)	3.344,17a (722,96)	1.828,76b (629,61)	871,89cd (289,93)	586,99e (192,38)	938,84c (284,84)	794,30d (402,47)
Chlorophyceae (mm ³ .m ⁻²)	785,37a (700,71)	432,08a (65,42)	393,96a (78,62)	12.718,92a (5.866,52)	6.469,09a (3.228,73)	7.887,34a (9.349,84)
Cyanophyceae (mm ³ .m ⁻²)	60,30d (26,17)	76,80c (22,49)	83,27c (15,53)	2.084,50a (1061,83)	1.170,47b (311,49)	1.858,94ab (970,68)
Oedogoniophyceae (mm ³ .m ⁻²)	156,18a (174,73)	326,26a (172,49)	365,26a (210,34)	223,79a (285,17)	181,63a (208,08)	118,06a (204,48)
Zygnemaphyceae (mm ³ .m ⁻²)	4237,24a (3.339,03)	2195,40a (1913,79)	3498,71a (5080,41)	3168,50a (5488,00)	3,31a (5,74)	1054,36a (924,36)
Xanthophyceae (mm ³ .m ⁻²)	0,00a (0,00)	8,44a (14,62)	2,11a (3,65)	0,00a (0,00)	6,23a (6,59)	3,89a (6,75)
Euglenophyceae (mm ³ .m ⁻²)	4,71a (8,16)	0,00a (0,00)	0,00a (0,00)	1,79a (3,10)	3,51a (6,07)	0,00a (0,00)
Clorofila <i>a</i> (µg.cm ⁻²)	2,38c (0,24)	2,92bc (0,67)	1,78d (0,20)	5,11a (1,76)	5,82a (0,53)	3,49b (3,27)
Clorofila <i>b</i> (µg.cm ⁻²)	0,91a (0,24)	0,20a (0,10)	0,11a (0,05)	1,22a (0,96)	0,08a (0,08)	1,55a (1,37)
Carotenóides (µg.cm ⁻²)	0,67a (0,07)	0,72a (0,17)	0,54a (0,09)	1,01a (0,57)	1,40a (0,04)	1,10a (1,03)
Feofitina (µg.cm ⁻²)	0,71a (0,09)	0,28a (0,27)	0,22a (0,05)	1,58a (0,61)	0,35a (0,25)	0,76a (0,67)
Peso Seco (g.m ⁻²)	11,60a (0,89)	12,63a (3,38)	11,40a (1,74)	15,98a (1,39)	14,10a (0,57)	13,10a (2,67)
Peso Seco Livre de Cinzas (g.m ⁻²)	6,32a (0,33)	5,31a (1,61)	4,85a (0,51)	8,85a (0,84)	5,18a (0,20)	5,10a (0,93)

Letras iguais significam resultados semelhantes entre cada variável, para o teste de Kruskal-Wallis.

Tabela 3: Principais resultados da análise de correspondência canônica (CCA). Os códigos das variáveis ambientais são apresentados na Tabela 1.

	Eixos	
	1	2
Autovalor	0,265	0,064
Porcentagem da variância explicada	65,4	16,2
Explicação acumulada	65,4	81,7
Correlação de Pearson (r)	0,992	0,900
P (Monte Carlo)	0,013	0,348
Correlação biplot Intra-set		
Tra	0,607	-0,363
CoE	-0,939	0,307
pH	0,322	-0,222
Tur	-0,887	0,229
STS	-0,662	-0,044
Alc	-0,869	0,295
OxD	-0,369	-0,108
Tag	0,651	-0,250
Nto	-0,757	0,304
Nta	-0,505	0,181
Nam	-0,689	0,304
Pto	-0,428	0,017
Por	-0,757	0,385
Sil	0,900	-0,261

Figuras

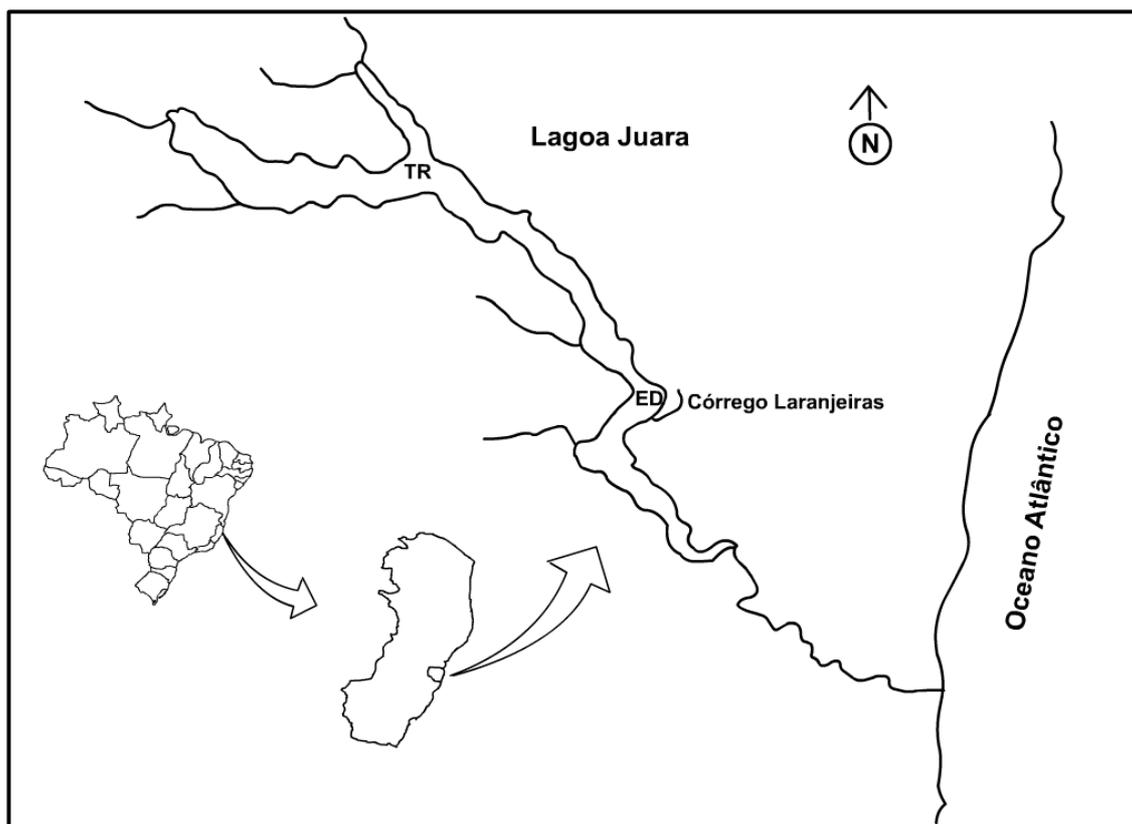


Figura 1: Localização da Lagoa Juara, no município da Serra, Espírito Santo, Brasil. Estações amostrais em destaque (TR e ED).

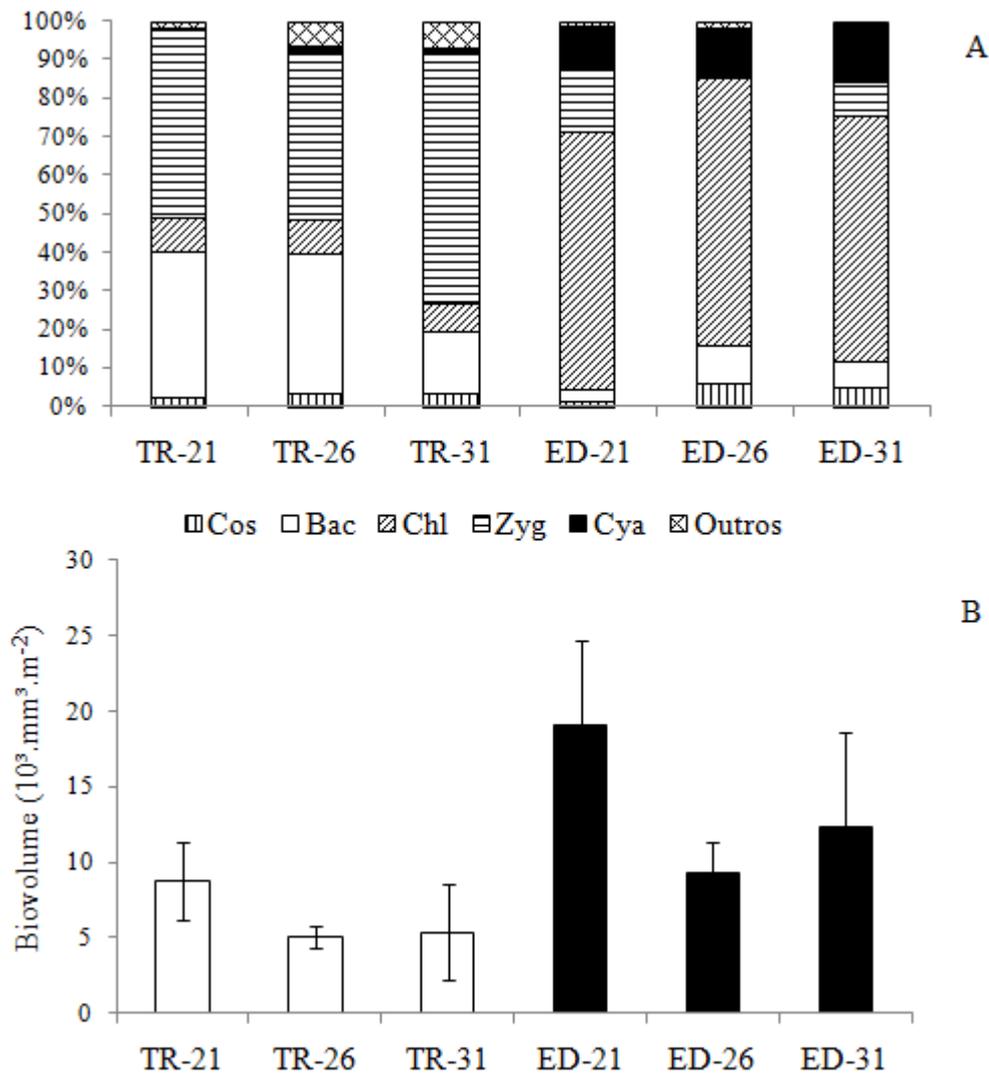


Figura 2: Representatividade das Classes de algas no biovolume (A) e biovolume total total (B) das algas perifíticas nas estações amostrais (TR e ED) e dias de sucessão. Cos = Coccinodophyceae; Bac = Bacillariophyceae; Chl = Chlorophyceae; Cya = Cyanophyceae; Zyg = Zygnemaphyceae; Outros = Oedogoniophyceae e Xanthophyceae.

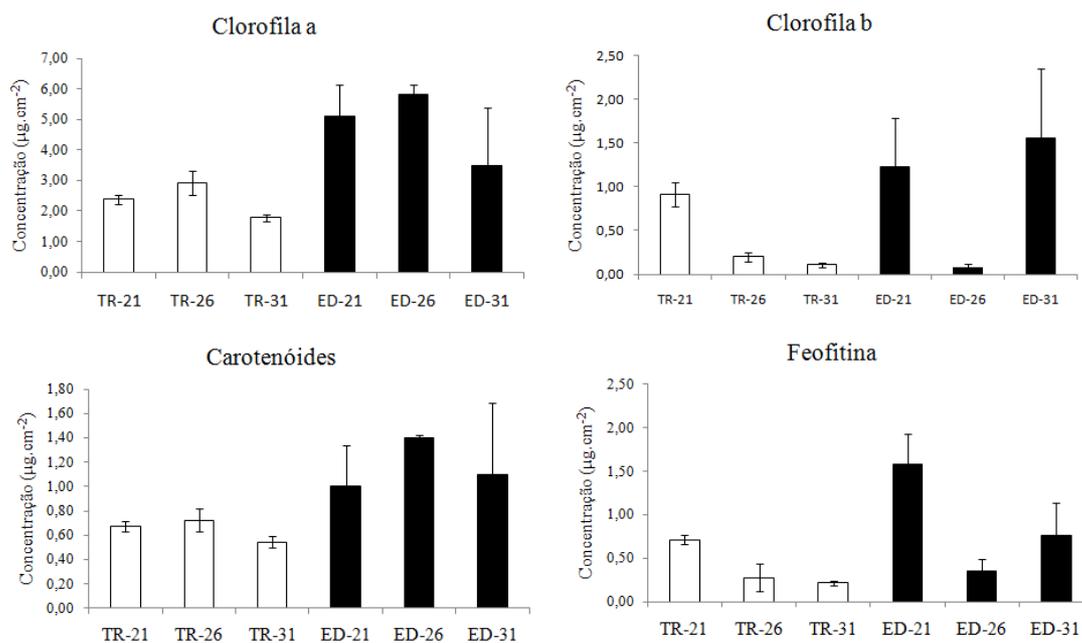


Figura 3: Concentração dos pigmentos e feofitina nas estações amostrais TR e ED e nos dias de sucessão.

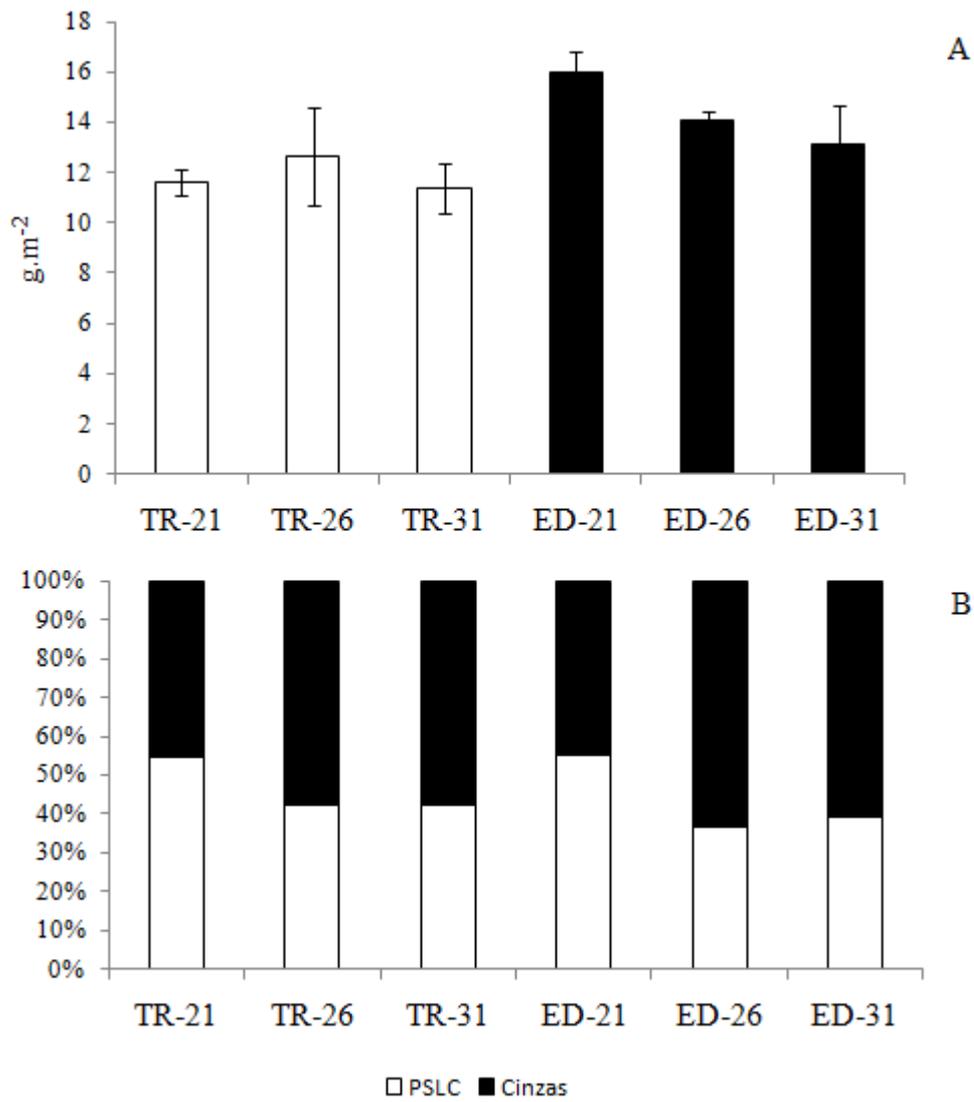


Figura 4: Variação espacial de peso seco (A) e contribuição relativa de peso seco livre de cinzas (PSLC) e Cinzas (B) nas estações amostrais TR e ED e nos dias de sucessão.

CONCLUSÕES GERAIS

- Houve uma pequena variação entre as estações amostrais avaliadas na lagoa Juara quanto ao estado trófico: a estação ED apresentou maiores valores para variáveis indicadoras de poluição e eutrofização: condutividade elétrica, turbidez, sólidos totais suspensos, alcalinidade total, nitrogênio total, nitrato, nitrogênio amoniacal e ortofosfato. Contudo, ambas estações foram consideradas de eutróficas.
- Riqueza de táxons (total e por classe), densidade total, biovolume total, clorofila b, carotenóides, feofitina, peso seco, peso seco livre de cinzas, equitabilidade e diversidade foram atributos da comunidade que não sensíveis aos diferentes impactos avaliados.
- O biovolume e densidade por classe apresentaram um mesmo padrão nas diferenças entre as estações amostrais. As condições menos eutróficas de TR favoreceram o desenvolvimento de algas das classes Bacillariophyceae. Contudo, o aumento da concentração de nutrientes em AP favoreceu algas das classes Coscinodiscophyceae e Cyanophyceae.
- As espécies *Achnanthydium minutissimum*, *Gomphonema gracile* e *Gomphonema parvulum* foram identificadas como espécies descritoras da comunidade de algas perifíticas na região impactada por tanques-rede. *Leibleinia epiphytica* foi a espécie descritora da comunidade perifítica na região que recebe o córrego Laranjeiras, este que recebe esgoto doméstico ao longo de seu curso.
- As estações TR e ED apresentaram características limnológicas de corpos d'água eutróficos. Contudo, algumas diferenças nas variáveis abióticas e bióticas mostram que a estação TR apresenta um grau de eutrofização um pouco menor do que ED. A piscicultura intensiva na estação TR pode promover, a curto prazo, deterioração da qualidade da água, semelhante ao que ocorre na estação AP.