



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AQUICULTURA E RECURSOS AQUÁTICOS
TROPICAIS

FRANCISCO GEOVANNY NEGREIROS MENDES

VARIAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DO FITOPLÂNCTON NO TRECHO DO
RIO TOCANTINS SOB INFLUÊNCIA DA UHE DE ESTREITO

BELÉM
2015



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AQUICULTURA E RECURSOS AQUÁTICOS
TROPICAIS

FRANCISCO GEOVANNY NEGREIROS MENDES

VARIAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DO FITOPLÂNCTON NO TRECHO DO
RIO TOCANTINS SOB INFLUÊNCIA DA UHE DE ESTREITO

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural da Amazônia, como parte das exigências do Curso de Mestrado em Aquicultura e Recursos Aquáticos Tropicais: área Aquicultura ou Recursos Aquáticos Tropicais, para obtenção do título de Mestre. Orientador: Prof. Dr. Eduardo Tavares Paes

BELÉM
2015

FRANCISCO GEOVANNY NEGREIROS MENDES

**VARIAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DO FITOPLÂNCTON NO TRECHO DO
RIO TOCANTINS SOB INFLUÊNCIA DA UHE DE ESTREITO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural da Amazônia, como parte das exigências do Curso de Mestrado em Aquicultura e Recursos Aquáticos Tropicais: Aquicultura ou Recursos Aquáticos Tropicais, para obtenção do título de Mestre

Aprovado em ____ / ____ / ____

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Eduardo Tavares Paes - Orientador
Doutor em Oceanografia (Oceanografia Biológica)

Prof^ª. Dra. Solana Meneghel Boschilia – 1º Examinador
Doutora em Ecologia

Prof. Dr. Fábio Campos Pamplona Ribeiro – 2º Examinador
Doutor em Biologia Marinha

Prof. Dr. José Martinelli – 3º Examinador
Doutor em Biologia Marinha

A todos aqueles que de alguma forma estiveram e estão próximos de mim, fazendo esta vida valer cada vez mais a pena. Dedico ainda à minha esposa Janaíres Cazais, meu filho Joaquim Jorge e a uma família em especial que sempre esteve ao nosso lado, representada aqui por "meu amigo Marcelo Silva".

APRESENTAÇÃO

Este trabalho foi desenvolvido no Programa de Pós-Graduação em Aquicultura e Recursos Aquáticos Tropicais da Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA, sob a orientação do Prof. Dr. Eduardo Tavares Paes.

O primeiro capítulo do trabalho consta de uma revisão sobre o tema e sobre o conhecimento acerca da área de estudo, além do detalhamento das metodologias de coleta e de análise utilizadas.

No segundo capítulo foi realizada uma abordagem sobre a composição e riqueza da comunidade fitoplanctônica na área de influência direta da UHE de Estreito no rio Tocantins – MA/TO.

O terceiro capítulo apresenta uma discussão sobre a variância da densidade de algas planctônicas em relação aos aspectos ambientais, espaciais e temporais com base nas amostragens realizadas ao longo de 20 km a montante e a jusante da barragem da UHE de Estreito durante as estações seca e chuvosa.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	8
1.1 RESERVATÓRIOS TROPICAIS.....	9
1.2 FITOPLÂNCTON LÍMINICO	11
1.3 METODOLOGIA.....	13
1.3.1 Caracterização da área de estudo	13
1.3.2 Delineamento amostral.....	15
1.3.3 Procedimentos analíticos.....	17
1.3.3.1 Análise do fitoplâncton.....	18
1.3.4 Análise dos dados.....	21
BIBLIOGRAFIA	26
2. COMPOSIÇÃO E RIQUEZA DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA NO MÉDIO CURSO DO RIO TOCANTINS, REGIÃO AMAZÔNICA, BRAZIL.....	31
INTRODUÇÃO.....	32
MATERIAL E MÉTODOS.....	32
RESULTADOS E DISCUSSÃO	34
CONCLUSÕES	48
AGRADECIMENTOS	49
BIBLIOGRAFIA	50
3. EFEITOS AMBIENTAIS, ESPACIAIS E TEMPORAIS SOBRE A COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA EM ÁREA SOB A INFLUÊNCIA DE EMPREENDIMENTOS HIDROELÉTRICOS: CASO DA UHE DE ESTREITO – MA/TO, BRAZIL.....	53
INTRODUÇÃO.....	55
METODOLOGIA.....	55
RESULTADOS E DISCUSSÃO	58
CONCLUSÃO.....	64
AGRADECIMENTOS	66
BIBLIOGRAFIA	67

RESUMO

O estudo da dinâmica das comunidades fitoplânctônicas associadas a corpos hídricos tropicais é uma tarefa complexa visto a grande gama de fatores e aspectos ambientais, de origem naturais ou antrópicas, que influenciam os processos ambientais. As modificações nessas comunidades promovidas pela intervenção humana com a construção de barragens ainda é sub-dimensionada, em especial no médio curso do rio Tocantins. Com o objetivo de tentar preencher essa lacuna de conhecimento foi realizado o estudo da estrutura da comunidade fitoplanctônica na área de influência direta da Usina hidrelétrica de Estreito no médio curso do rio Tocantins, procurando-se obter dados tanto do ambiente rio quanto do ambiente lago, ao longo dos dois períodos sazonais típicos da região (seco e chuvoso). Ao longo do estudo foram identificadas 237 espécies de lagas fitoplanctônicas, sendo Conjugatophyceae (40,1%), Chlorophyceae (16,5%) e Cyanophyceae (12,7%) as classes mais representativas ao longo da amostragem. Foi observada a separação entre os períodos sazonais (seco e chuvoso) e em relação aos ambientes (lago e rio), esta última relacionada principalmente ao número de espécies exclusivas em cada um desses ambientes.

ABSTRACT

The study of the dynamics of phytoplankton communities associated with tropical water bodies is a complex task because the wide range of factors and environmental aspects of natural or anthropogenic origin, influencing environmental processes. The changes in these communities are promoted by human intervention, with the construction of dams, are still underestimated, especially in the middle course of the Tocantins River. In order to try to fill this knowledge gap that has carried out the study of the phytoplankton community structure in the area of direct influence of the Strait of hydroelectric power plants in the middle reaches of the Tocantinsriver, seeking to obtain data from both the river environment and the lake environment, over the two typical seasonal periods of the region (dry and wet). Throughout the study were identified 237 species of phytoplankton algae, being Conjugatophyceae (40.1%), Chlorophyceae (16.5%) and cyanobacteria (12.7%) of the more representative sampling along the classes. Separation was observed between the seasonal periods (dry and wet) and relative to the environment (lakes and rivers), this latter mainly related to the number unique to the species in each of these environments.

1. INTRODUÇÃO

Os problemas ambientais contemporâneos são agravados pela utilização desordenada e o mau gerenciamento dos recursos naturais (ZOCOLER *et al.*, 2005). Segundo Collischonn e Tucci (2001), as pressões geradas pelo desenvolvimento econômico dos países tem causado impactos que podem comprometer a sustentabilidade a longo prazo, além de influenciar nas variáveis dos sistemas hidrológicos o que pode interferir de forma negativa sobre as populações humanas. A geração de eletricidade através de hidrelétricas supre atualmente 85% da demanda energética nacional (FIGUEIREDO & BIANCHINI, 2008), a ampliação dessa demanda nas últimas décadas tem levado a um quase completo aproveitamento de muitos rios para esse tipo de empreendimento, um exemplo disso é o rio Tocantins que uma grande parte de sua extensão (2.640 km) já comprometida com cinco usinas hidrelétricas em operação, e outras cinco com seus projetos em tramitação. Como consequência desta política de ampliação da atividade hidrelétrica nacional houve um crescimento no número de reservatórios e a conseqüente alteração no regime hidrológico de muitos rios (STRASKRABA & TUNDISI 2000), o que, em reposta levou a alterações na qualidade da água que afetam as atividades humanas que dependem deste recurso.

Os reservatórios criados apresentam inegáveis importâncias estratégicas, uma vez que podem ser destinados a múltiplos usos (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2008; ESPINHOSA & GALO, 2003). Um desses potenciais usos é o abastecimento público de água, demanda essa que tem se ampliado com a expansão dos agrupamentos urbanos. Contudo, as alterações ambientais promovidas por esse tipo de empreendimento aliadas ao aporte de carga orgânica, oriunda de atividades rurais ou urbanas, são fatores que têm comprometido a qualidade da água em reservatórios.

Nas últimas duas décadas a intensificação das atividades antrópicas tem sido responsável pela aceleração do processo de eutrofização de reservatórios, levando a modificações significativas na qualidade da água e comprometendo seus múltiplos usos (RIVERA, 2003). Frente a essa realidade a identificação e quantificação dos fatores que tem gerado esse tipo de impacto sobre a dinâmica trófica de reservatórios, aliada ao uso da modelagem ambiental, são estratégias úteis na previsão de impactos e a tomada de decisão em atividades de gerenciamento destes corpos hídricos.

1.1 RESERVATÓRIOS TROPICAIS

As usinas hidrelétricas constituem a maior parcela da matriz energética brasileira. Embora o uso de outras fontes de geração de energia, tais como eólica, solar e térmica, tenha apresentado grande expansão ao longo dos últimos anos, o desenvolvimento da economia do país está cada vez mais necessitando principalmente da ampliação do potencial de geração de energia referente às usinas hidrelétricas (REIS *et al.*, 2005). Tal ampliação se mostra viável do ponto de vista técnico-executivo, devido ao grande potencial ainda existente de recursos hídricos passíveis de serem explorados para tal finalidade (RUAS, 2006).

No século XX o Brasil alcançou um grande desenvolvimento com a construção de usinas hidrelétricas, o aumento no volume de águas represadas para gerar energia elétrica aumentou consideravelmente. Com o desenvolvimento sócio-econômico e industrial, as bacias hidrográficas brasileiras foram comedidas pela construção de reservatórios designados para produção de energia hidroelétrica, nesse cenário os ecossistemas de água doce sofrem um grande impacto qualitativo e quantitativo pela implantação isolada ou em cascata desses reservatórios (ESTEVES, 1998; TUNDISI, 2005; TUNDISI *et al.*, 2006).

Estes empreendimentos são sistemas complexos, apresentando mudanças rápidas nos gradientes horizontais e verticais das propriedades físico-químicas e biológicas dos corpos de água. Motivada pela necessidade de armazenar água para o consumo, irrigação, controle de inundação, aquicultura, pesca, recreação ou geração de energia, esse tipo de atividade tem sido seguido de alterações significativas na qualidade da água (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2008; TUNDISI, 2006).

MARGALEF (1983), descreve que águas represadas para empreendimentos de geração de energia, constituem em ecossistemas intermediários entre rios (lóticos) e lagos (lênticos), e no seu estudo devem ser consideradas funções de força que lhes são próprias e que controlam seus processos ecológicos, pois além de estarem sujeitas a ação de forças climatológicas como precipitação, vento e radiação solar, também apresentam mecanismos específicos de curso vertical e horizontal gerados pelo sistema de operação na barragem, e que as tornam diferentes dos outros sistemas naturais.

A alteração de um ecossistema aquático natural para artificial promove de forma negativa efeitos na região à montante da barragem com relação à multiplicação de comunidades de macrófitas aquáticas, elevação das taxas de sedimentação e um aumento na

probabilidade de ocorrer um processo de eutrofização, acima de tudo se áreas agrícolas ou florestais forem alagadas (ESTEVEZ, 1998).

TUNDISI *et al.* (2006), destacam que a perturbação desses ecossistemas pelas instalações de represas estão concatenados ao volume, tamanho, localização geográfica, tempo de retenção do reservatório entre outros, podendo gerar problemas de saúde pública devido a deterioração desses ambientes. A biodiversidade aquática nesses ambientes passa a ser afetada por características como morfometria, tempo de retenção, escalas espaciais e temporais, além de outros aspectos intrínsecos a localização geográfica.

Durante o estabelecimento de reservatórios parte da vegetação da área, se não toda, é submersa, o que gera uma intensa ciclagem de minerais e compostos orgânicos oriundos do processo de decomposição (FIGUEIREDO & BIANCHINI, 2008; MÉRONA *et al.*, 2003). A velocidade na ciclagem desses elementos depende de uma série de condições físicas e químicas do meio, que influenciam a atividade dos organismos heterotróficos, da quantidade e qualidade do material vegetal submerso (BIANCHINI-JR & CUNHA-SANTINO, 2005). Além disso, o padrão de distribuição destas fontes de nutrientes no reservatório pode levar a formação de vários nichos onde o processo de decomposição libera maiores ou menores cargas de nutrientes (DANTAS *et al.*, 2008).

O período de consolidação e estabilização de reservatórios varia normalmente de 4 a 10 anos, sendo a morfologia e os aspectos abióticos e bióticos de sua bacia de contribuição fatores que influenciam diretamente nesse processo. Os reservatórios localizados em regiões tropicais levam mais de 10 anos para atingir sua estabilização (FIGUEIREDO & BIANCHINI, 2008), isso se deve principalmente pelo fato do clima, com temperaturas médias mais elevadas e chuvas sazonais mais intensas, levarem a uma maior variação espacial e temporal nos sistemas tropicais (TUNDISI, 1990; PINTO-COELHO, 1987). Esta disponibilidade de grandes quantidades de matéria orgânica facilmente degradável na fase inicial dos reservatórios tropicais aliadas as condições ambientais próprias desta região leva a condições de forte hipoxia ou até mesmo anoxia nas camadas mais profundas (JUNK & MELLO, 1990).

A maior parte da água, nutrientes e cargas de sedimentos em um reservatório são, normalmente, provenientes de um tributário principal, localizado a considerável distância do barramento, o que leva a formação de um gradiente em direção a barragem onde se pode distinguir a zona de rio, com canal estreito, uma massa d'água bem misturada e oxigenada e um fluxo unidirecional gradualmente decrescente, na zona intermediária, a elevação do

processo de sedimentação leva ao aumento na profundidade de penetração da luz favorecendo a produtividade primária, e a zona de represa que apresenta mecanismos de funcionamento semelhantes a lagos, apesar do menor tempo de residência, com baixa sedimentação de partículas inorgânicas e elevadas taxas de produtividade primária, podendo ainda ocorrer eventos de estratificação térmica (THORTON *et al.*, 1990; POMPÊO, 1999).

Mudança na escala e natureza das atividades humanas tem influência sobre quantidade e qualidade dos recursos hídricos (CHORUS & BARTRAM, 1999). Como consequência dos processos ativos na bacia hidrográfica a qualidade da água pode ser representada principalmente pelo clima e pelo substrato geológico. A pressão antrópica afeta o equilíbrio nos sistemas, ocasionando geralmente uma remodelagem nos processos e nas formas. As condições de desenvolvimento e de vida das comunidades aquáticas são definidas por estes processos, dentre elas a do fitoplâncton e seus mecanismos básicos de funcionamento (TUNDISI *et al.*, 2006).

Segundo MATSUZAK *et al.* (2004) para estabelecer formas de manejo desses sistemas, evitando possíveis problemas a saúde humana, é de grande importância a avaliação da qualidade da água e da comunidade fitoplanctônica, uma vez que a qualidade de vida, desenvolvimento humano e a saúde sofrem influência direta da qualidade da água (OMS, 2001).

1.2 FITOPLÂNCTON LÍMINICO

As microalgas pertencem há um dos três principais grupos fixadores de carbono em se tratando de organismos fotossintéticos e geradores de biomassa em ambientes aquáticos (BELLINGER & SIGEE, 2010). Organismos microscópicos fotossintetizantes adaptados a passar todo o tempo ou parte da sua vida em suspensão em águas continentais ou oceânicas são denominados fitoplâncton (REYNOLDS, 2006).

Composto principalmente por algas fotossintetizantes o fitoplâncton é um grupo heterogêneo que se distribuem por grande parte dos ambientes aquáticos continentais e marinhos do mundo. É o principal responsável pela captação da energia eletromagnética nestes ambientes e sua transformação em energia química e exerce, portanto importante função no sistema. Os pigmentos fotossintetizantes são moléculas que captam e transformam essa energia, e alguns exemplos são as clorofilas a, b e c e os carotenóides (ARRAUT *et al.*, 2005).

Representantes de praticamente todos os grupos de algas podem ser encontrados em águas interiores. O domínio de um ou outro grupo em determinado ecossistema é função, basicamente, das características do meio aquático. Em ambientes de água doce temos como principais representantes as divisões: Cyanophyta, Chlorophyta, Euglenophyta, Crhysophyta, Pyrrophyta, Phaeophyta, Rhodophyta (AMABIS & MARTHO, 1997; ESTEVES, 1998).

A distribuição do fitoplâncton em represas varia tanto vertical quanto espacialmente. A análise da estrutura dessas comunidades, através de indicadores como densidade celular, composição e diversidade específica, diversidade de espécies e uniformidade, permite caracterizar a compartimentalização dos ambientes (POMPEO *et al.*, 1998; FALCO & CALIJURI, 2002).

A comunidade fitoplanctônica pode ser estudada em reservatórios sob o ponto de vista quantitativo, onde são abordadas questões sobre os padrões de distribuição temporal e espacial, sendo esta uma ferramenta importante na avaliação da qualidade de água dos recursos hídricos. Uma segunda abordagem são os estudos qualitativos do fitoplâncton, onde os aspectos de estrutura populacional e taxonômicos são enfocados. As oscilações espaciais e temporais da comunidade fitoplanctônica em suas respectivas composições e biomassa são eficientes indicadores das alterações, sejam elas antrópicas ou naturais. Estudos feitos em diferentes épocas evidenciam que a composição dos organismos fitoplanctônicos pode variar de acordo com as mudanças nas condições físico-químicas e ambientais no corpo hídrico (MARQUES, 2006).

A retenção de nutrientes e sedimentação das partículas dentro do reservatório se intensifica com o represamento do rio, influenciando diretamente no crescimento do fitoplâncton devido a alterações nos fatores limitantes (fósforo e nitrogênio) e controladores. Segundo MARQUES (2006), Nutriente limitante é aquele, que sendo essencial para uma determinada população, limita seu crescimento. Em baixas concentrações o crescimento é baixo. Com o aumento nessa concentração a comunidade fitoplânctonica tem sua população aumentada.

Levando-se em consideração os impactos antrópicos relacionados a alterações hidrológicas em áreas rurais e urbanas em desenvolvimento, gerados principalmente por grandes cargas de fósforo e nitrogênio (GRIMSHAW *et al.*, 1997; MCCORMICK *et al.*, 1998), a compreensão do efeito desse aporte de nutrientes em lagos e reservatórios torna-se importante nos estudos limnológicos, pois a disponibilidade destes nutrientes configura-se como principal fator limitante da produtividade nestes ecossistemas, em especial na região

tropical onde a temperatura e a radiação solar não se configuram como fatores críticos (FISHER *et al.*, 1995; ELSER *et al.*, 1990).

1.3 METODOLOGIA

1.3.1 Caracterização da área de estudo

A região hidrológica dos rios Tocantins e Araguaia está totalmente inserida no território brasileiro, apresenta área aproximada de 921 mil Km² (11% do território nacional) e abrange os estados do Pará (30,3% da região hidrográfica), Tocantins (30,2%), Goiás (21,3%), Mato Grosso (14,7%), Maranhão (3,3%) e o Distrito Federal (0,1%) (MMA, 2005). A participação territorial da região hidrográfica em cada estado varia de 100,0% (TO) a menos de 9,3% (MA), passando por 57,7% (GO), 22,3% (PA), 15,0% (MT) e 13,1% (DF) (ANA, 2006).

Englobando 10 sub-bacias, a bacia Araguaia-Tocantins (BAT) tem como principal corpo hídrico o rio Tocantins, com 2.640 km de extensão, que tem sua área de nascentes na Serra do Paranã no estado de Goiás, a cerca de 1.000 m de altitude. Entre seus principais afluentes destacam-se, na margem direita, os rios Bagagem, Tocantinzinho, Paranã, dos Sonos, Manoel Alves Grande e Farinha, e na margem esquerda, os rios Santa Teresa, Araguaia, seu principal afluente com cerca de 2.600 km de extensão, e o rio Itacaiúnas. Tem sua foz na Baía de Marajó, onde também deságuam os rios Pará e Guamá.

O cerrado é a vegetação predominante na bacia do Médio Tocantins (IEGA, 2004). O clima tropical úmido se caracteriza por períodos chuvosos, de outubro a março (que concentram 85% da pluviosidade anual) e secos, de abril a setembro. As temperaturas médias da região variam de 24°C a 35,4°C (MARQUES, 2006).

A BAT sendo a segunda maior região hidrográfica brasileira em termos de disponibilidade hídrica, apresenta vazão média da bacia estimada em 10.950 m³/s, sendo a contribuição do Rio Araguaia em torno de 5.500 m³/s, a do Rio Itacaiúna 450 m³/s e a do Tocantins, antes de sua confluência com o Araguaia, de 5.000 m³/s. A maior vazão de enchente registrada no Rio Tocantins, em Porto Nacional, ocorreu em 1980, com uma descarga estimada de 28.558 m³/s, enquanto a menor deu-se em 1954 com apenas 263 m³/s., na mesma região (TUNDISI, 2006). A disponibilidade hídrica per capita é elevada, 59.858m³/ha/ano (ANA, 2003).

Segundo ANA (2006), o principal uso consultivo da água na região hidrográfica é para irrigação, sendo as vazões de retirada e consumo de, respectivamente, $19,6\text{m}^3/\text{s}$ e $15,7\text{m}^3/\text{s}$. O segundo principal uso de água, é para dessedentação animal, com vazões de retirada e de consumo, respectivamente, de $14,7\text{m}^3/\text{s}$ e $11,7\text{m}^3/\text{s}$. Na região hidrográfica, os principais problemas que comprometem a qualidade das águas superficiais são: a atividade mineradora em garimpos e áreas de extração de areia em pequenos mananciais, o lançamento de esgotos domésticos, a contaminação por fontes difusas e lançamento de efluentes com grande quantidade de matéria orgânica de matadouros e frigoríficos.

A poluição de origem doméstica na região ocorre de maneira localizada, próxima aos principais agrupamentos urbanos onde as baixas percentagens de coleta e tratamento de esgotos domésticos fazem com que as cargas poluidoras sejam relativamente significativas. A carga orgânica doméstica remanescente, considerada a carga orgânica existente após o tratamento do esgoto, é de $283\text{ t DBO}_5/\text{dia}$, que representa 4% do total do País, e está concentrada nas unidades hidrográficas onde a presença humana é mais acentuada. Segundo Tundisi (2006), a bacia do Rio Tocantins enquadra-se entre uma das bacias mais degradadas da América do Sul, com apenas 9% da sua área sendo ocupada pela floresta e 63% por áreas cultivadas.

O potencial hidrelétrico, segundo o plano decenal de expansão do setor elétrico 2003-2012, é de 26.285 MW (ANA, 2005). O potencial hidrelétrico instalado totaliza 6.981MW, distribuídos em 28 centrais hidrelétricas, com destaque para Tucuruí, localizada no baixo Tocantins, e as usinas Serra da Mesa, Cana Brava e Luis Eduardo Magalhães, localizadas no alto Tocantins. O presente estudo será realizado nessa sub-bacia.

Segundo *spiegelberg* (2010), a Usina Hidrelétrica Estreito, está localizada a uma distância de 855 km da foz, na latitude $6^\circ 33,555'$ Sul e longitude $47^\circ 27,829'$ Oeste. O município mais próximo é o de Estreito (MA), à margem direita, e Aguiarnópolis e Palmeiras do Tocantins à margem esquerda, (fig. 1). O reservatório da UHE de estreito tem uma capacidade $5.400 \times 10^6\text{ m}^3$, com extensão de 260,23 km e com mais de 100 anos de vida útil, área inundada de 400 Km^2 . E sob a influência direta desse empreendimento temos os municípios de Estreito e Carolina, no Maranhão, e Aguiarnópolis, Babaçulândia, Barra do Ouro, Darcinópolis, Filadélfia, Goiatins, Itapiratins, Palmeirante, Palmeiras do Tocantins e Tupirantins no Tocantins.

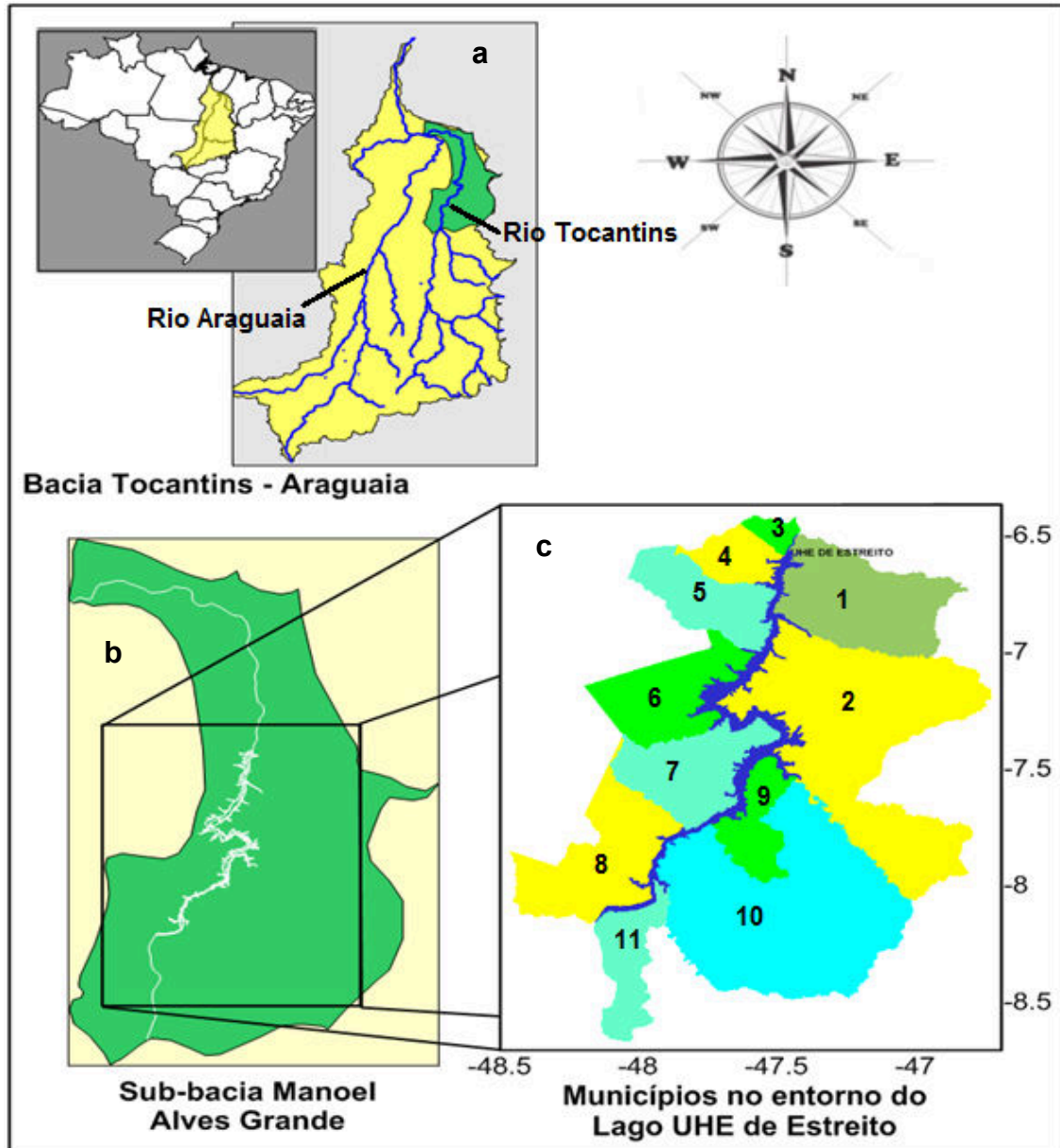


Figura 1- Localização do reservatório da UHE de Estreito na Bacia Tocantins-Araguaia: a) Bacia Tocantins-Araguaia; b) Sub-bacia Manoel Alves Grande; c) Municípios no entorno do Lago da UHE de Estreito. Municípios: 1 - Estreito/MA; 2 - Carolina/MA; 3 - Arquiánópolis/TO; 4 - Palmeiras do Tocantins/TO; 5 - Darcinópolis/TO; 6 - Babaçulândia/TO; 7 - Filadelfia/TO; 8 - Palmeirantes/TO; 9 - Barra do Ouro/TO; 10 - Goiatins/TO; 11 - Tupiratins do Tocantins/TO.

1.3.2 Delineamento amostral

A coleta foi realizada em 20 pontos amostrais, 10 localizados a montante da barragem da UHE de Estreito, dentro do lago da UHE de Estreito, e 10 a jusante da barragem (Fig. 2). Os pontos foram estabelecidos a cada 2 Km, sendo aleatorizados entre margem esquerda, centro ou direita. Foram realizadas duas campanhas de coletas, sendo uma em fevereiro de

2014, período chuvoso, e outra em agosto de 2014, período seco. Esses períodos foram apontados por Reschke *et al.* (2012).

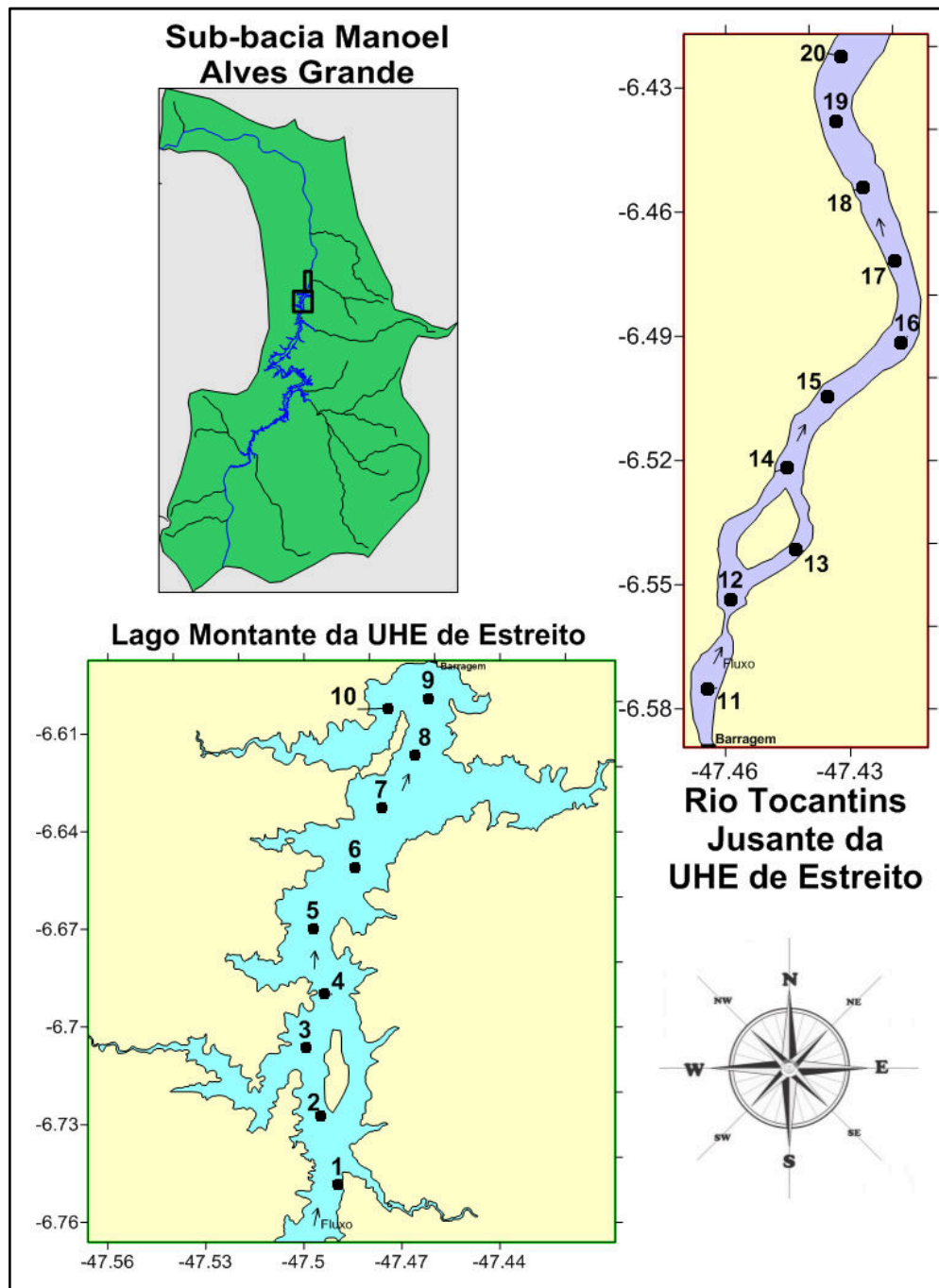


Figura 2 – Distribuição dos pontos de coleta ao longo dos ambientes lago (pontos de 1 a 10) e rio (pontos 11 a 20) na área de influência direta da barragem da UHE de Estreito – MA/TO, médio curso do rio Tocantins.

As amostras para análise qualitativa da comunidade fitoplânctônica foram realizadas por arraste horizontal na sub-superfície da água com rede de plâncton de abertura de 30 cm, 100 cm de comprimento e malha de 20 μ m, acoplada ao fluxômetro mecânico. Todas as

amostras foram fixadas em campo com solução de *Transeau* na proporção de 1:1 e acondicionadas em frascos de polietileno de 250 mL.

Dois litros de água bruta foram coletados para as análises de nutrientes, metais e clorofila *a*, tendo sido mantidos sob refrigeração até o momento das análises. Os teores de oxigênio dissolvido (O.D.), saturação de O.D., temperatura da água, pH, condutividade elétrica, Potencial de RedOx e concentração de íons foram determinados *in situ* utilizando-se o analisador multiparâmetros Oakton, PCD650, e a turbidez com o turbidímetro Tecnopon modelo TB-1000.

1.3.3 Procedimentos analíticos

As análises dos parâmetros físico-químicos e metais das amostras foram realizados nos laboratórios de química instrumental e limnologia do Centro de Estudos Superiores de Imperatriz – UEMA/CESI.

O teor de clorofila *a* (*Chla*) foi determinada pela filtração de 500 ml da amostra em membrana milipore 0,45 µm, extração em metanol P.A a temperatura ambiente por 24 horas, centrifugação a 4.000 RPM por 15 minutos e leitura em espectrofotômetro UV-VIS FEMTO 600 nos comprimentos de onda 652 e 665 nm (PORRA *et al.*, 1989; RITCHIE, 2006; SCHAGERL & KÜNZL, 2007;). A concentração de clorofila *a* foi estimada pela equação:

$$Chla(\mu g.L^{-1}) = ((16,29 \times A_{665}) - (8,54 \times A_{652})) \times v \times V \times l$$

Onde:

A₆₆₅ = Absorbância do extrato a 665 nm

A₆₅₂ = Absorbância do extrato a 652 nm

v = volume do solvente

V = volume da amostra filtrada

l = comprimento óptico da cubeta utilizada

Os teores de ortofosfato, nitrato e sílica foram determinados por métodos espectrofotométricos, em espectrofotômetro UV-VIS FEMTO 600 com base nos métodos analíticos descritos na tabela 1.

Tabela 1 – Métodos espectrofotométricos utilizados na determinação de parâmetros físico- Químicos

Parâmetro	Método	Referência
Nitrato	N-(1-naftil)- etilenodiamina	APHA 21 ^o ed. 2005, 4500 B. 4-118
Ortoposfato	Vanadomolibdico	APHA 21 ^o ed. 2005, 4500 C. 4-151
Sílica	Azul de Heteropolio	APHA 21 ^o ed. 2005, 4500 D. 4-167

APHA - Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.

As concentrações totais dos metais Cádmio (Cd) e Ferro (Fe) foram obtidas através da técnica de Espectrometria de Absorção Atômica em chama (FAAS), conforme metodologia descrita por OLIVEIRA (2006). Utilizada em elementos de baixa concentração, o princípio básico da espectrometria de absorção atômica é baseado no fato de um grande número de átomos do metal na fase gasosa permanecem em seu estado fundamental, ou seja, não sofrem excitação. Nesse estado eles são capazes de absorver energia radiante se esta estiver no comprimento de onda da radiação que os átomos emitiriam se fossem excitados a partir do seu estado fundamental.

Na técnica de FAAS, a amostra é vaporizada na chama de gás acetileno, então o átomo passa do seu estado fundamental para “excitado”, ou seja, estado de maior energia, em seguida é incidido sobre eles radiação emitida por uma lâmpada de cátodo oco, que emite luz no comprimento de onda específico do átomo do elemento estudado, a partir daí a energia em excesso é liberada, captada por um fotomultiplicador e utilizada para estimar a concentração do metal na amostra (AMAORIM, 2008).

1.3.3.1 Análise do fitoplâncton

A suficiência amostral é um conceito quantitativo para informar se a amostra utilizada é representativa da comunidade em estudo. HORTAL *et al.* (2006) recomenda o uso de estimadores como *Chao* e *jackknife*, na elaboração de uma visão global sobre a biodiversidade local. Nesse sentido, a utilização de estimadores aliada a aleatorização, onde são realizadas sucessivas reamostragens com reposição na própria amostra obtida com o objetivo de avaliar o grau de estabilidade de uma amostra, configura-se como uma alternativa viável na determinação da suficiência amostral a partir de curvas de acumulação de espécies (COLWELL, 2009; GOTELLI & COLWELL, 2011).

A verificação da eficiência da amostragem foi verificada pela comparação da curva de rarefação da amostragem com os estimadores de riqueza não-paramétricos Chao 2, Jackknife 1 e Jackknife 2, utilizando-se o software *BioDiversity Pro*.

$$S_{Chao2} = S + \left(\frac{L^2}{2B} \right)$$

$$S_{Jack1} = S + L \left(\frac{a-1}{a} \right)$$

$$S_{Jack2} = S + \left[\frac{L(2a-3)}{a} - \frac{B(a-2)^2}{a(a-1)} \right]$$

S_{Chao2} = estimador de riqueza Chao de 2ª ordem

S_{Jack1} = estimador de riqueza Jackknife de 1ª ordem

S_{Jack2} = estimador de riqueza Jackknife de 2ª ordem

S = número total de espécies observadas em todas as amostras

L = número de espécies que ocorre só em uma amostra

B = número de espécies que ocorre só em duas amostras

a = número de amostras

O volume filtrado pela rede de plâncton foi concentrado em 200ml, destes foi retirada uma alíquota de 10ml da amostra que foram diluídos em 20ml de água destilada, após homogeneização foi retirada uma nova alíquota de 10ml contendo então uma concentração de 3,3 ml de amostra concentrada. Foram então colocados na câmara de Utermohl (UTERMÖHL, 1958) de 10 ml para sedimentação e posterior contagem de organismos. Quando a quantidade de organismos se mostrou ainda elevada, a ponto de dificultar a contagem, eram retirados apenas 5ml da amostra e feito o mesmo procedimento e posterior contagem dos organismos.

A densidade da comunidade fitoplanctônica foi determinada utilizando-se microscópio triocular invertido Zeiss, Axio Vert.A1 com sistema de captura de imagem. Foi percorrida meia câmara com objetiva de 20x para contagem de organismos filamentosos, após essa primeira passagem reiniciou-se a contagem utilizando objetiva de 40x para os demais organismos (LUND *et al.*, 1958.). A abundância dos organismos, expressos em indivíduos por metro cúbico (ind/m³) foi calculada a partir da expressão:

$$D(m^{-3}) = \frac{(N \times Va)}{(Vc \times Vf)}$$

Onde:

D (Densidade) = número de indivíduos por m³;

N = número de indivíduos de cada espécie coletada;

Va = Volume da amostra;

Vc = Volume contado

Vf = Volume filtrado

A riqueza e a equitabilidade na distribuição dos indivíduos foram estimados respectivamente pelos índices de Shannon-Wiener (H') e a equitabilidade (J'), sendo ainda calculadas suas médias e variâncias (LANDE, 1996).

$$H' = - \sum_{i=1}^S \frac{ni}{N} \times \ln \frac{ni}{N}$$

$$E[H'] \cong H' - \frac{S-1}{2N}$$

$$Var[H'] \cong \frac{[\sum_{i=1}^S pi \times (\ln pi)^2 - H'^2]}{N}$$

$$t = \frac{H'_1 - H'_2}{\sqrt{varH'_1 + varH'_2}}$$

$$gl = \frac{(varH'_1 + varH'_2)^2}{\left[\left(\frac{(varH'_1)^2}{N_1} \right) + \left(\frac{(varH'_2)^2}{N_2} \right) \right]}$$

E[H'] = média do índice de diversidade de Shannon-Wiener

Var[H'] = variância do índice de diversidade de Shannon-Wiener

S[H'] = erro padrão do índice de diversidade de Shannon-Wiener

H'_{MAX} = diversidade máxima de Shannon-Wiener

n_i = número de indivíduos da *i*-ésima espécie

N = número total de indivíduos

S = número total de espécies

t = teste t de Shannon-Wiener

gl = graus de liberdade

O teste de hipóteses aplicado para o índice de Shannon-Wiener, foi realizado pela comparação do valor de t calculado, com o valor de t relacionado à probabilidade estabelecida (95%) e n graus de liberdade (MAGURAN, 1988; ZANZINI, 2007).

1.3.4 Análise dos dados

A análise de variância dos parâmetros físico-químicos e biológicos entre os ambientes de coleta e períodos sazonais foi realizada usando-se a técnica de Análise Multivariada de Variância com Permutação (PERMANOVA), com base nas similaridades entre as amostras utilizando-se o algoritmo de *Bray-Curtis* (ANDERSON, 2001; ANDERSON & TER BRAAK, 2003)

Para a eliminação da interferência das diferentes escalas de medidas das diferentes variáveis, os dados biológicos de densidade foram transformados em raiz quarta e os dados não biológicos foram padronizados em *Ranging* (LEGENDRE & LEGENDRE, 2012).

$$Y_{Ranging} = \frac{X_{ij} - \text{Min}(X_{ij})}{\text{Max}(X_{ij}) - \text{Min}(X_{ij})}$$

Nas análises de agrupamento foram empregados os métodos classificação hierárquica, método de aglomeração de WARD, baseado na distância de *Hellinger* (MILLIGAN & COOPER, 1987; LEGENDRE & GALLAGHER, 2001; LEGENDRE & CÁCERES, 2013).

$$D_{Hellinger} = \sqrt{\sum \left(\sqrt{\frac{x_i}{\sum x_i}} - \sqrt{\frac{x_j}{\sum x_j}} \right)^2}$$

O software PCORD 5 (McCUNE & MEFFORD, 2011) foi utilizado para a classificação das amostras (modo Q) e das espécies (modo r), seguida da realização da interpretação e validação dos grupos formados (MILLIGAN & COOPER, 1987; AZERIA *et al.*, 2009; PERES-NETO *et al.*, 2006; BOCARD & LEGENDRE, 2012; LEGENDRE & GAUTHIER, 2014). Para a realização das análises de agrupamento a tabela de dados biológicos foi submetida ao critério para a eliminação de espécies cujas frequências de ocorrência foram superiores a 95%, espécies euricênicas, ou inferiores a 5%, espécies raras, com o objetivo de eliminar os ruídos destas nas análises de agrupamento (AZERIA *et al.*, 2009; POOS & JACKSON, 2012).

A metodologia proposta por DUFRENE & LEGENDRE (1997) para a estimativa do valor indicativo das espécies- IndVal foi aplicada aos grupos de amostras, para identificação de possíveis espécies indicadoras, sendo aplicado o teste nulo para se testar o poder de indicação das espécies (Figura 3) (LEGENDRE, 2013).

$$A_{ij} = \frac{Nind_{ij}}{Nind_i}$$

$$B_{ij} = \frac{Npontos_{ij}}{Npontos_i}$$

$$IndVal(\%) = A_{ij} \times B_{ij} \times 100$$

Sendo:

A_{ij} = medida de especificidade:

$Nind_{ij}$ = número médio da espécie i nas amostras (abundância) do grupo j;

$Nind_i$ = somatório dos números médios da espécie i ao longo de todos os grupos;

B_{ij} = medida de fidelidade:

$Npontos_{ij}$ = número de amostras do agrupamento j onde a espécie i está presente

$Npontos_i$ = total do número de amostras do agrupamento j.

Após a definição dos grupos de amostras pela análise de classificação, o Indval calculado das espécies pertencentes a cada um dos grupos de amostras foi submetido ao teste de permutação sem reposição, utilizando-se o suplemento *Resampling Stats for Excel* com 9999 repetições. O IndVal original calculado foi comparado com a distribuição do IndVal aleatorizado para verificação se o mesmo é significativamente diferente do acaso.

A relação entre as densidades dos taxa encontrados e as variáveis ambientais, espaciais e temporais (Tabela 3), segundo protocolo proposto por Anderson & Peres-Neto 2006 foi analisada por meio da análise de redundância (RDA) com o software CANOCO 4.5. A significância das correlações entre as variáveis e a distribuição das espécies foi estimada empregando-se o teste de Monte Carlo com 9999 permutações utilizando-se a soma de autovalores de todos os eixos canônicos (traço) como parâmetro de teste estatístico.

A ação dos fatores ambientais, espaciais e temporais sobre as variáveis biológicas se dá tanto de forma isolada como de forma combinada, por exemplo, a ação conjunta das variáveis espaciais e temporais sobre os aspectos biológicos em estudo. A análise de partição de variância é uma técnica que permite não só estimar a influência individual de cada um desses conjuntos de variáveis como também o papel da interseção destas sobre a variância dos da matriz biológica, além de possibilitar a quantificação da porção da variância que não é

explicada por nenhuma das variáveis observadas durante o estudo (PERES-NETO *et al.*, 2006; PERES-NETO & LEGENDRE, 2009).

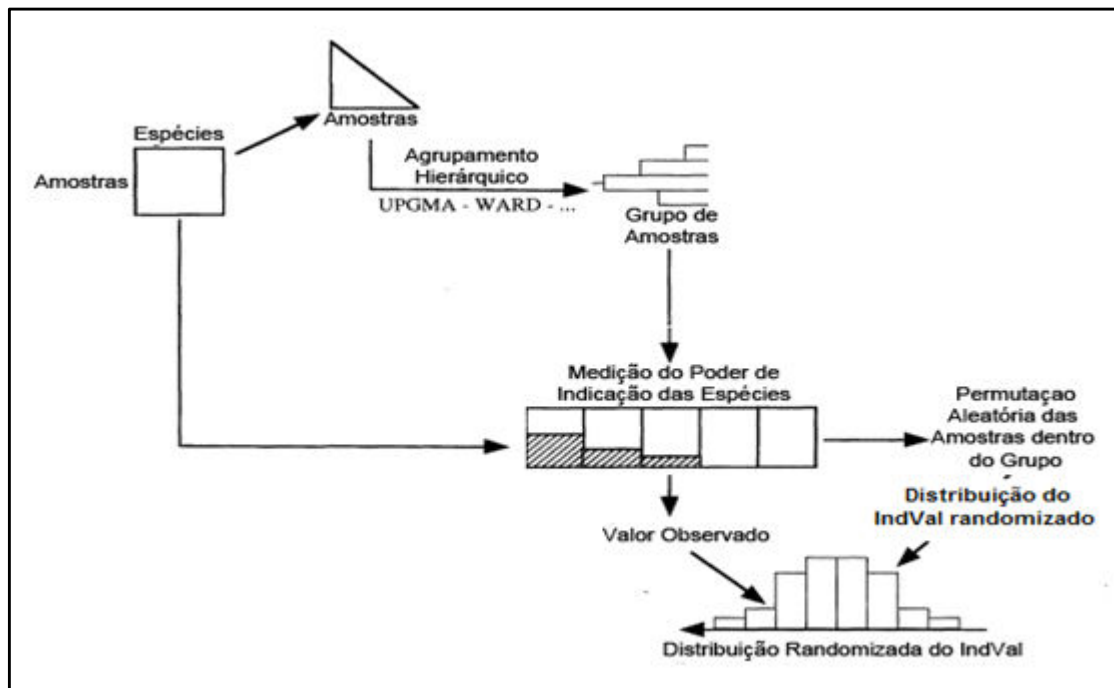


Figura 3 – Diagrama das etapas para análise do Valor Indicativo das Espécies – IndVal. Adaptado de DUFRENE & LEGENDRE (1997).

Para o emprego da técnica de partição de variância, após a seleção das variáveis que demonstraram significância, foram construídas as matrizes interativas: variáveis ambientais e temporais; variáveis ambientais e espaciais; variáveis espaciais e temporais; variáveis ambientais, espaciais e temporais. As matrizes originais classificadas e as matrizes interativas foram utilizadas para rodar o RDA parcial (pRDA) (Legendre & Legendre, 2012) com base nos passos descritos na tabela 4.

Tabela 3 – Passos para a aplicação da técnica de partição de variância com base na análise de Redundância – pRDA.

Passo	Descrição
[1]	pRDA da matriz biológica x matriz ambiental
[2]	pRDA da matriz biológica x matriz espacial
[3]	pRDA da matriz biológica x matriz temporal
[4]	pRDA da matriz biológica x matriz ambiental e espacial
[5]	pRDA da matriz biológica x matriz ambiental e temporal
[6]	pRDA da matriz biológica x matriz espacial e temporal
[7]	pRDA da matriz biológica x matriz ambiental, espacial e temporal

Para cada análise foi retido o valor do traço canônico que representa a proporção da variância explicada equivalente ao R^2 de uma regressão múltipla, que foi ajustado tendo como base a metodologia citada por Legendre (2008), onde:

$$R_a^2 = 1 - (1 - R^2) \left(\frac{n - 1}{n - m - 1} \right)$$

Sendo:

R^2 = Coeficiente de determinação

R_a^2 = Coeficiente de determinação ajustado

n = número de espécies

m = números de variáveis utilizadas no pRDA

A soma dos valores próprios canônicos (autovalores) obtidos em cada passo, transformadas em porcentagem da variação explicada, foram utilizadas para o cálculo dos valores correspondentes para a variação de cada componente e a construção do diagrama de Venn (Fig.4), adaptado de conforme descrito na tabela 5.

Tabela 4 – Cálculos para a estimação da contribuição isolada dos componentes ambientais, espaciais e temporais, e da interação entre estes, sobre o componente biológico estudado. Adaptado de Morgana (2012).

Componente	Cálculo
Varição total explicada (Ω)	[7]
Varição não explicada (U)	1 - [7]
Componente puro ambiental (E)	[7] - [6]
Componente puro espacial (S)	[7] - [5]
Componente puro temporal (T)	[7] - [4]
Componente formado pela interação ambiental-temporal (ET)	[7] - E - T - [2]
Componente formado pela interação ambiental-espacial (ES)	[7] - E - S - [3]
Componente formado pela interação espacial-temporal (ST)	[7] - S - T - [1]
Componente formado pela interseção ambiental-espacial-temporal (STE)	[1] - E - ET - ES

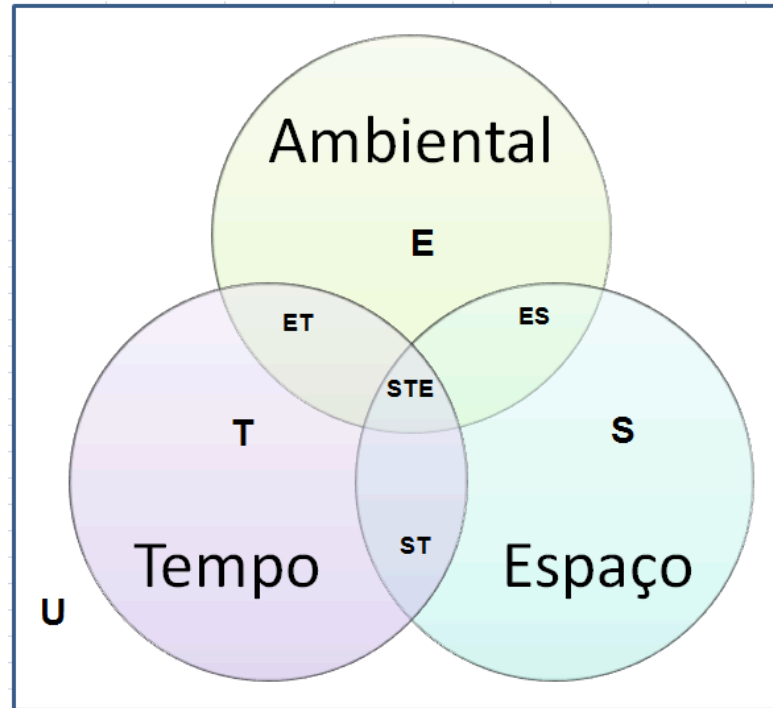


Figura 4 - Diagrama de Venn demonstrando a porcentagem de explicação das variáveis ambientais, temporais e espaciais sobre a variação da variável biológica em estudo. Componente ambiental independente do espaço e do tempo [E], componente espacial independente do ambiente e do tempo [S], componente temporal independente do espaço e do ambiente [T], componente ambiental indissociável do componente espacial [E+S], componente ambiental indissociável do componente temporal [E+T], componente espacial indissociável do componente temporal [S+T], componente Ambiental indissociável dos componentes temporais e espaciais [E+T+S] e componente não explicado [U]

BIBLIOGRAFIA

- AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. A região hidrológica dos rios Tocantins e Araguaia. Brasília: Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos, 2006.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Cadernos de Recursos Hídricos: Aproveitamento do Potencial Hidráulico para Geração de Energia, 2005.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Documento Base de Referência do Plano Nacional de Recursos Hídricos, 2003.
- AMABIS, J. M.; MARTHO, G. R. Fundamentos de Biologia Moderna. São Paulo: Moderna. 2ed. 1997. p. 229-234.
- AMORIM, F. A. C., LOBO I. P., SANTOS V. L. C. S., FERREIRA, S. L. C.; *Espectrometria de absorção atômica: o caminho para determinações multi-elementares* – Bahia, BA, Química Nova, Vol. 31, No. 7, 1784-1790, 2008.
- ANDERSON, M.J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecol.* 2001, 26, 32–46.
- ANDERSON, M. J.; CRIBBLE, N. A. Partitioning the variation among spatial, temporal and environmental components in a multivariate data set. *Australian Journal of Ecology*, 23: 158–167. 1998.
- ANDERSON, M.J.; TER BRAAK, C.J.F. Permutation tests for multi-factorial analysis of variance. *J. Stat. Comput. Simul.* 2003, 73, 85–113.
- APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater; 21^oed. 2005, 4500 C. 4-151. Método Vanadomolibdico.
- APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater; 21^oed. 2005, 4500 B. 4-118. Método N-(1-naftil)-etilenodiamina.
- APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater; 21^oed. 2005, 4500 D. 4-167. Método do Azul de Heteropolio.
- ARRAUT, E. M.; *et al.*. Estudo do comportamento espectral da clorofila e dos sólidos em suspensão nas águas do Lago Grande de Curuai (Pará), na época de seca, através de técnicas de espectroscopia de campo. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., 2005, Goiânia. Anais... Goiânia: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2005. p. 2447-2456.
- AZERIA, E.T.; FORTIN, D.; HÉBERT, C.; PERES-NETO, P.; POTHIER, D.; RUEL, J.C. Using null model analysis of species co-occurrences to deconstruct biodiversity patterns and select indicator species. *Diversity and Distributions* 15(6):958-971. 2009.
- BELLINGER, E. G.; Sigeo, D. C. Freshwater algae: identification and use as bioindicators. Wiley-Blackwell, 271p. 2010.
- BIANCHINI Jr., I.; CUNHA-SANTINO, M B. The decomposition of drowned biomass during filling of reservoirs. In: SANTOS, M. A.; ROSA, L. P. (Org.). Global warming and hydroelectric reservoirs. 1 ed. Rio de Janeiro: COPPE/UFRJ - Eletrobrás, v. 1, p. 55-66, 2005.
- BOCARD, D.; LEGENDRE, P. Is the Mantel correlogram powerful enough to be useful in ecological analysis? A simulation study. *Ecology*. 93:1473–1481. 2012.

- CHORUS, I.; BARTRAM, J. Toxic Cyanobacteria in water. A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management. E & FN spon: London, 1999. 416 p.
- COLLISHONN, W.; TUCCI, C. E. M. Simulação hidrológica de grandes bacias. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. v.6 n.1 Jan/Mar, 95-118, 2001.
- COLWELL, R.K. Biodiversity: Concepts, Patterns and Measurement. *In*: LEVIN, S.A. The Princeton Guide to Ecology. Princeton: Princeton University Press. pp. 257–263. 2009.
- DANTAS, E.W.; MOURA, A.N.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C. ; ARRUDA NETO, J.D.T.; CAVALCANTI, A.D.C. Temporal variation of the phytoplankton community at short sampling intervals in the Mundaú reservoir, Northeastern Brazil. Acta bot. bras. 22(4): 970-982, 2008.
- DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. *species* Assemblages and Indicator *species*: The Need for a Flexible Asymmetrical Approach. Ecological Monographs, v.67, n.3, p.345-366. 1997.
- ELSER, J. J.; MARZOLF, E. R.; GOLDMAN, C. R. Phosphorus and nitrogen limitation of phytoplankton growth in the freshwaters of North America: A review and critique of experimental enrichments. Can. J. Fish. aquat. Sci. 47: 1468–1477, 1990.
- ESPINHOSA, M. C.; GALO, M. L. B. T. Uma aplicação de redes neurais artificiais e sensoriamento remoto na detecção de macrófitas emersas em grandes reservatórios. Presidente Prudente: Universidade Estadual Paulista - Faculdade de Ciências e Tecnologia, 2003.
- ESTEVES, F. Fundamentos de Limnologia. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.
- FALCO, P.B.; CALIJURI, M.C. Longitudinal phytoplankton community distribution in a tropical Reservoir (Americana, São Paulo, Brazil). Acta Limnologica Brasiliensia, São Carlos, v. 14, n. 2, p. 27-37, 2002.
- FIGUEIREDO, D.M.; BIANCHINI-Jr., I. Limnological patterns of the filling and stabilization phases in the Manso multiple-use reservoir (mt). Acta Limnol. Bras., vol. 20, nº 4, p. 277-290, 2008.
- FISHER, T. R.; MELACK, J. M.; GROBBELAAR, J. U.; HOWARTH, R. W. Nutrient limitation of phytoplankton and eutrophication of inland, estuarine and marine waters. *In*: Tiessen, H. (ed.), Phosphorus Cycling in Terrestrial and Freshwater Ecosystems. SCOPE J. Wiley & Sons, New York, 1995.
- GRIMSHAW, H. J.; WETZEL, R. G.; BRANDENBURG, M.; SEGERBLOM, K.; WENKERT, L. J.; MARSH, G. A.; CHARNETZKY, W. ; HAKY, J. E.; CARRAHER, C. Shading of periphyton communities by wetland emergent macrophytes: Decoupling of algal photosynthesis from microbial nutrient retention. Arch. Hydrobiol. 139: 17–27, 1997.
- GOTELLI, N.J.; COLWELL, R.K. Estimating *species* richness. *In*: MAGURRAN, A.E, McGill BJ (eds). Frontiers in Measuring Biodiversity .New York: Oxford University Press, 39–54. 2011
- HORTAL, J.; BORGES, P.A.; GASPAR, C. Evaluating the performance of *species* richness estimators: sensitivity to sample grain size. Journal of Animal Ecology. 75, 274–287, 2006.
- IIEGA (Instituto Internacional de Ecologia e Gerenciamento Ambiental). Relatório Técnico Final do PBA-09. Análise global do projeto de monitoramento do reservatório de Lajeado (TO), desde a fase rio até a fase lago, compreendendo o período de 1998 a 2003. São Carlos, 2004.

- JUNK, W J.; MELLO, J. A. S. N. Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na bacia amazônica brasileira. *Estud. Av.* vol.4 no.8 São Paulo. jan./apr., 1990 248p.
- LANDE, R. Statistic and partioning of *species* diversity, and similary among multiple communities. *Oikos*,76(1): 5-13. 1996.
- LEGENDRE, P. 2008. Studying beta diversity: ecological variation partitioning by multipleregression and canonical analysis. *Journal of Plant Ecology (English version)* 1: 3-8. [Published by Oxford University Press on behalf of the Institute of Botany, Chinese Academy of Science.]
- LEGENDRE, P.; CÁCERES, M. Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology Letters*. 16: 951–963. 2013.
- LEGENDRE, P.; CÁCERES, M. Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology Letters*. 16: 951–963. 2013.
- LEGENDRE, P.; GALLAGHER, E.D. Ecologically meaningful transformations for ordination of *species* data. *Oecologia*. 129: 271–280. 2001.
- LEGENDRE, P.; GAUTHIER, O. Statistical methods for temporal and *space*–time analysis of community composition data. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 281(1778). 2014.
- LEGENDRE, P. LEGENDRE, L.F.J. Numerical ecology. 2^a ed. Elsevier, 2012.
- LUND, J. W. G.; Kipling, C. D. & Le Cren, E. 1958. The inverted microscope method of estimating algal numbers and statistical basis of estimations by counting. *Hidrology*.
- MCCUNE, B.; M. J. MEFFORD. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 6. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A. 2011.
- MARGALEF R. *Limnologia*. Editora Omega, Barcelona, 1100 p. 1983.
- MARQUES, A. K. Análise da diversidade fitoplanctônica no reservatório da usina hidroelétrica Luis Eduardo Magalhães, no médio Tocantins- TO: estrutura da comunidade, flutuações temporais e espaciais. Dissertação de Mestrado em Ciências do Ambiente. UFT. Palmas, 2006.
- MATSUZAKI, M.; MUCCI, J. L. N.; ROCHA, A. A. Phytoplankton community in a recreational fishing lake, Brazil. *Revista de Saúde Pública*, v. 38, n. 5, p. 679-686, Oct. 2004.
- MCCORMICK, P. V.; SHUFORD III, R. B. E.; BACKUS, J. G.; KENNEDY, W. C. *spatial* and sesonal patterns of periphyton biomass and productivity in the northern Everglades, Florida, U.S.A. *Hydrobiologia*. 362: 185–208, 1998.
- MÉRONA, B.; VIGOUROUX, R; HOREAU, V. Changes in food resources and their utilization by fish assemblages in a large tropical reservoir in south america (petit-saut dam, French Guiana). *Acta Oecologica* 24. p. 147–156, 2003.
- MILLIGAN, G. W. & COOPER, M. Methodology review: clustering methods. *Applied Psychological Measurement* 11(4):329-354. 1987.
- OLIVEIRA, J.D. Espécies metálicas no Ribeirão Lavapés, Botucatu – *sp*: estudos envolvendo a distribuição de Cu, Zn, Pb, Ni, Fe, Mn e Cr em amostras de água e sedimentos. Araraquara: UNESP, 2006. Tese (Doutorado em Ciências).
- OMS. Organização Pan-Americana da Saúde. Água e saúde. Brasil. 30/05/2001, Organização das Nações Unidas. Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento. 3. ed. Brasília: Senado Federal, Subsecretaria de Edições Técnicas, 2001.

- PERES-NETO, P.R.; LEGENDRE, P. Estimating and controlling for *spatial* structure in the study of ecological communities. *Global Ecology and Biogeography*, 2009;19(2):174-184.
- PERES-NETO, P.R.; LEGENDRE, P.; DRAY, S.; BORCARD, D. Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. *Ecology* 87:2614–2625. 2006.
- PINTO-COELHO, R. M. Flutuações sazonais e de curta duração na comunidade zooplânctônica do lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil, *Revta. Brasil. Biol.* 47 (1/2). p. 17–29, 1987.
- POMPÊO, M.L.M. *Perspectivas da limnologia no Brasil*. São Luís: Gráfica e Editora União, 1999.
- PORRA, R. J.; THOMPSON, W. A. & KRIEDEMANN, P. E. Determination of accurate extinction coefficients and simultaneous equations for assaying chlorophylls a and b extracted with four different solvents: verification of the concentration of chlorophyll standards by atomic absorption spectroscopy. *BBA* 975: 384–394. 1989.
- REIS, L. B.; FADIGAS, E. A. A.; CARVALHO, C. E. *Energia, Recursos Naturais e a Prática do Desenvolvimento Sustentável*. 2005. 415p.
- RESCHKE, G.A.; ELOI, C.M.A.; SANTOS, A.H.M.; DIAS, C.W.S. Clima Regional e Local. *In* NETTO, A.L.C. (Org.). *Estreito: o novo cenário das águas*. Rio de Janeiro: E-papers: CESTE. 2012.
- REYNOLDS, C. S. *Ecology of Phytoplankton*. Cambridge: Cambridge University Press. 535p. 2006.
- RITCHIE, R.J. Consistent sets of spectrophotometric chlorophyll equations for acetone, methanol and ethanol solvents. *Photosynth Res.* 89: p. 27–41. 2006.
- RIVERA, E. A. C. Modelo Sistêmico para compreender o processo de eutrofização em um reservatório de Água. Campinas: Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia de Alimentos. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos), 2003.
- RUAS, A. L. Avaliação das alterações da qualidade de águas tropicais decorrentes da instalação de barramentos para fins de geração de energia elétrica – estudo de caso do rio Pomba. 2006. 280p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2006.
- SCHAGERL, M; KÜNZL, G. Chlorophyll a extraction from freshwater algae – a reevaluation. *Biologia, Bratislava*, 62/3: p. 270—275. 2007.
- SKOOG; WEST; HOLLER; CROUCH, *Fundamentos de química analítica*. ed.8, Thomson, p 797-821, 2005.
- SPIEGELBERG, G. Um modelo morfodinâmico: desenvolvimento e aplicação no reservatório da usina hidroelétrica de estreito no rio Tocantins Rio de Janeiro: UFRJ, 2010 Dissertação (Mestrado).
- STRAŠKRABA, M.; TUNDISI, J.G. Diretrizes para o gerenciamento de lagos: gerenciamento da qualidade dos lagos. São Carlos, ILEC/IEE, 2000.
- THORTON, K.W.; KIMMEL, B.L.; PAYNE, F.E. *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives*. a wiley intersciences publications. John Wiley & Sons, inc., 1990.

TUNDISI, J. E. M. Indicadores da qualidade da bacia hidrográfica para gestão integrada dos recursos hídricos. Estudo de caso: Bacia hidrográfica do Médio Tocantins (TO). São Carlos: UFSCar. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais), 2006.

TUNDISI, J. G. Água no século XXI: enfrentando a escassez. 2ed. São Carlos: RiMa, 2005.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M.; ROCHA, O. Ecossistemas de águas interiores. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (Orgs.). Águas Doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação. 3 ed. São Paulo: Escrituras, 2006, p. 161-202.

TUNDISI, J.G. Perspectives for ecological modelling of tropical and subtropical reservoirs in south america . Ecological Modelling, 52 (c), p. 7-20, 1990.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA -TUNDISI, T. Limnologia. São Paulo: Oficina dos textos, 2008.

UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik Komitee für Limnologische Methoden, n.9, p. 1-38, 1958

ZANZINI, A.C.S. Descritores de Riqueza e Diversidade em Espécies em Estudos Ambientais. Lavras: UFLA/FAEPE, 2005. 43p.: il.

2. COMPOSIÇÃO E RIQUEZA DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA NO MÉDIO CURSO DO RIO TOCANTINS, REGIÃO AMAZÔNICA, BRASIL

RESUMO

O estudo da estrutura da comunidade fitoplanctônica de ambientes límnicos tropicais se enquadra como uma alternativa de custo relativamente baixo que possibilita a identificação dos impactos causados pelo estabelecimento de reservatórios sobre estes corpos hídricos, em especial na região tropical. O estudo da composição e riqueza da comunidade fitoplanctônica na área de influência direta da Usina Hidrelétrica de Estreito foi baseado em amostragens realizadas nos períodos chuvoso e de estiagem ao longo de vinte pontos amostrais, distribuídos a montante e a jusante da barragem, ao longe de quarenta quilômetros do rio Tocantins, nos ambientes lago e rio. As amostragens foram realizadas por arrasto superficial com rede de plâncton com malha de 20 micrometros que foram fixadas em campo com solução de Transeau e posteriormente quantificadas pelo método de Utermöhl. Foram identificadas 37 espécies de algas fitoplanctônicas, distribuídas em 91 gêneros e 15 classes taxonômicas, sendo a diversidade específica estimada pelo índice de Shannon-Winner em 2,9 nat.ind⁻¹. As classes mais representativas ao longo da amostragem foram Conjugatophyceae (40,1%), Chlorophyceae (16,5%) e Cyanophyceae (12,7%). Os dois ambientes estudados apresentaram 113 espécies em comum, tendo sido identificadas 89 espécies exclusivas ao ambiente rio e 35 espécies exclusivas ao lago, com destaque ao gênero *Peridinium* que foi dominante no ambiente lago no período de estiagem.

Palavras-chave: Fitoplâncton, diversidade biológica, Estreito – MA

ABSTRACT

The study of the phytoplankton community structure of tropical limnic environments fits as a relatively low-cost alternative that allows the identification of the impacts caused by the establishment of reservoirs on these water bodies, especially in the tropical region. The study of composition and richness of the phytoplankton community in the area of direct influence of the Hydroelectric Power Plant of Estreito, was based on samples collected in the rainy and dry seasons over twenty sampling points distributed upstream and downstream of the dam, with the distance of forty miles from the Tocantins river, lake and river environments. Samples were collected by the surface drag with a plankton net with a mesh of 20 microns that were fixed, with a Transeau solution and subsequently quantified by the Utermöhl method. We identified 37 species of phytoplankton algae, distributed in 91 genres and 15 taxonomic classes, and species diversity estimated by Shannon-Winner index by 2.9 nat.ind⁻¹. The most representative classes over the sample, were Conjugatophyceae (40.1%), Chlorophyceae (16.5%) and cyanobacteria (12.7%). The two study sites showed 113 species in common, have been identified 89 species exclusive to the river environment and 35 exclusive species of the lake, especially the *Peridinium* genre that was dominant in the lake environment in the dry season.

Keywords: Phytoplankton, biological diversity, Estreito- MA

INTRODUÇÃO

A realização de estudos sobre a autoecologia e sinecologia de organismos fitoplanctônicos, apesar de ser de extremo interesse como ferramenta de monitoramento frente os potenciais danos ambientais e prejuízos econômicos causados pela ocorrência de blooms destes organismos em ambientes límnicos tropicais (Oda & Bicudo, 2006; Borges *et al.*, 2008; Carraro, 2009), ainda é um procedimento pouco explorado para tais propósitos na bacia hidrográfica Araguaia Tocantins.

O componente fitoplanctônico dos ambientes aquáticos apresenta uma elevada diversidade de espécies, diretamente relacionada ao grande número de microambientes e a forte relação destas comunidades com características relativas a variações espaciais e temporais existentes no ambiente (Reynolds, 2006; Nishimura, 2012). O estudo da composição e estrutura da comunidade fitoplanctônica é o primeiro passo no entendimento do funcionamento dos ecossistemas aquáticos e é o ponto de partida para a realização de estudos ecológicos mais elaborados bem como a discussão sobre grupos funcionais, o que proporcionará um entendimento mais concreto sobre os processos ambientais controladores destas comunidades (Alves-de-Souza *et al.*, 2006; Brasil & Huszar, 2011; Bovo-Scomparin, 2013).

O presente estudo tem por objetivo caracterizar a composição e riqueza da comunidade de algas fitoplanctônica na área de influência direta da UHE de Estreito no médio curso do rio Tocantins, avaliando a influência das características sazonais regionais sobre os aspectos limnológicos e a estrutura da comunidade fitoplanctônica no ambiente lântico formado pelo estabelecimento do lago em comparação com o ambiente lótico a jusante da barragem.

MATERIAL E MÉTODOS

A área de estudo está localizada no rio Tocantins (coordenadas geográficas 6,417° e 6,766°S e 47,404° e 47,566°W), na sub-bacia 23 da bacia hidrográfica Tocantins-Araguaia. As amostragens do fitoplâncton foram realizadas no inverno (fevereiro/2014) e verão (agosto/2014), em 20 estações georeferenciadas alocadas ao longo de 10 km a montante (lago) e a jusante (rio) da barragem da UHE de Estreito – MA/TO (Fig. 1). As variáveis ambientais analisadas foram: temperatura da água, pH, concentração de oxigênio dissolvido, condutividade elétrica (analisador multiparâmetros Oakton modelo PCD650), turbidez

(turbidímetro TecnoPON modelo TB-1000), ortofosfato, nitrato e sílica (Apha 2005), e o teor de clorofila a (Ritchie, 2006; Schagerl & Künzl, 2007). Bem como as concentrações totais dos metais Cádmio e Ferro que foram determinadas pelo método de espectrometria de absorção atômica (Oliveira, 2006)

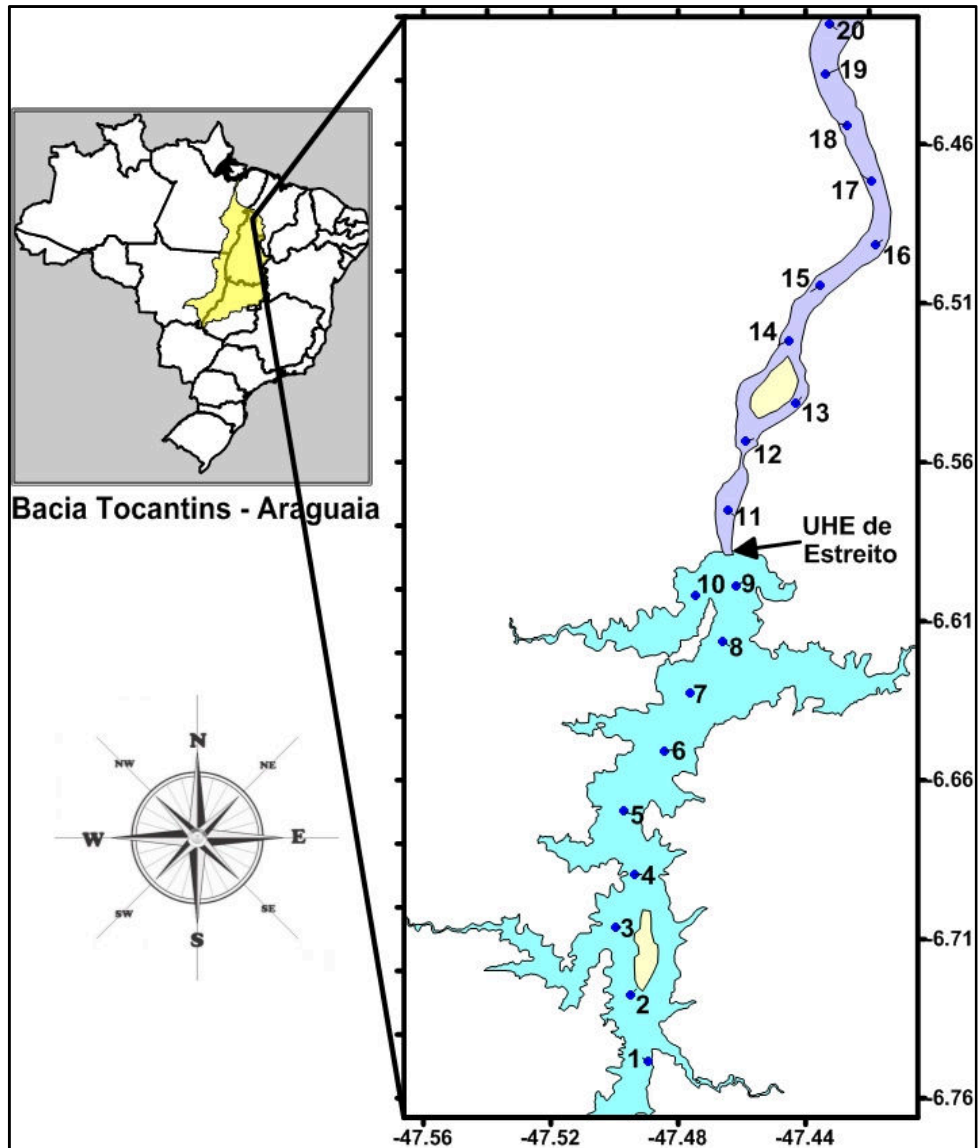


Figura 1 – Localização dos pontos de coleta na área de influência da UHE de estreito – MA/TO no rio Tocantins: pontos 1 a 10 – Lago; pontos 11 a 12 Rio.

As amostras para análise do fitoplâncton foram coletadas com arrasto subsuperficial com rede (abertura de malha 20 μm) acoplada a fluxômetro mecânico e fixadas com solução de transeaux 1:1 (Bicudo & Menezes, 2006). O material encontra-se depositado na coleção do Laboratório de Ecologia e Limnologia – LEL do Centro de Estudos Superiores de Imperatriz – UEMA/CESI. Subamostras de 10 mL foram observadas em câmaras de sedimentação de

Utermöhl, em microscópio invertido Zeiss (modelo Axiovert A1) equipado com sistema de contraste de fase e captura de vídeo.

A avaliação da riqueza de espécies foi baseada em dados de incidência (presença/ausência), sendo os dados experimentais comparados aos valores obtidos nos estimadores de riqueza Jacknife de primeira e segunda ordem (Sjack1 e Sjack2, respectivamente) e Schao2. O índice de diversidade utilizado para comparar dos ambientes e períodos de coleta foi Shannon-Winner (Maguran, 2004; Zanzini, 2007).

A análise de componentes principais (PCA) foi realizada com a matriz de correlação entre as variáveis ambientais e os dados de riqueza e diversidade, sendo que as variáveis previamente padronizadas em *Ranging*. Análises foram realizadas utilizando-se os softwares livres *Biodiversity Pro* (McAleece, 1997) e *Past* (Hammer *et al.*, 2001).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Análise de Variância com Permutação (*perANOVA*) realizada demonstrou que todos os parâmetros limnológicos amostrados, variaram de forma significativa ($p < 0,05$) tanto em relação ao período de amostragem quanto ao ambiente estudado, A variação dos parâmetros temperatura e pH não apresentaram significância quanto a interação entre o período de coleta e o tipo de ambiente, os outros parâmetros no entanto apresentaram variação significativa em relação a essa interação (Tab. 1).

A elevação dos teores de Ferro, sílica, na condutividade elétrica e na turbidez estão diretamente relacionadas à lixiviação e carreamento de substância para o meio aquático na bacia durante o período chuvoso, enquanto o pH sofre uma depreciação durante esse processo. Variação semelhante destes parâmetros foi observada por Bessa (2007) e Pinto (2009) em estudos limnológicos realizados no reservatório da UHE de Lajeado localizado no rio Tocantins a montante da área de estudo.

A concentração de oxigênio dissolvido apresentou variação altamente significativa na comparação entre os ambientes. Esse fato pode ser caracterizado como uma interferência direta da UHE sobre o ambiente, visto que a formação do ambiente lântico com o barramento do rio pode atuar como um forte fator promotor de alteração de parâmetros limnológicos no lago formado devido a alterações na dinâmica e estado trófico do ambiente (Spiegelberg, 2010).

Tabela 1 – Significância (p) da variância dos parâmetros físico-químicos amostrados ao longo de 20 km a montante e a jusante da UHE de Estreito – MA/TO com base nos teste *perANOVA* em relação ao período sazonal (Seco e Chuvoso) e ao ambiente de coleta (Lago e Rio).

PARÂMETRO	Período (Seco e Chuvoso)	Ambiente (Lago e Rio)	Período X Ambiente
Temperatura	0,0001*	0,0003*	0,6071
pH	0,0001*	0,0001*	1,0000
Condutividade Eletrica	0,0001*	0,0007*	0,0007*
Solidos Totais Dissolvidos	0,0001*	0,0171*	0,0231*
Saturação de Oxigênio Dissolvido	0,0001*	0,0149*	0,0439*
Oxigênio Dissolvido	0,0001*	0,0078*	0,0477*
Resistividade Elétrica	0,0001*	0,0071*	0,0068*
Turbidez	0,0001*	0,0062*	0,0086*
Clorofila a	0,0001*	0,0076*	0,0085*
Cádmio	0,0001*	0,0069*	0,0087*
Ferro	0,0001*	0,0065*	0,0072*
Ortofosfato	0,0001*	0,0067*	0,0078*
Nitrato	0,0001*	0,0087*	0,0078*
Sílica	0,0001*	0,0071*	0,0071*
Riqueza de Espécies	0,0001*	0,0036*	0,0012*
Diversidade (Shannon-Winner)	0,0001*	0,0055*	0,0009*
Densidade de algas fitoplanctônicas	0,003*	0,4048	0,4038

* Significante ($p \leq 0,05$)

A variação relacionada com a sazonalidade pôde ser observada na maroria dos parâmetros ambientais estudados (Fig. 2). Os teores de orfofosfato, clorofila a e cádmio, normalmente correlacionados a produtividade do ambiente aquático, apreser der terem demonstrado variação significativa em relação ao tipo de ambiente, ao período sazonal e a interação entre estes, apresentaram maiores médias associadas ao ambiente rio e período chuvoso.

Os escores derivados da PCA demonstram uma nítida distinção das características limnológicas entre os períodos seco e chuvoso, e uma tendência de separação entre os ambientes rio e lago (Fig. 3).

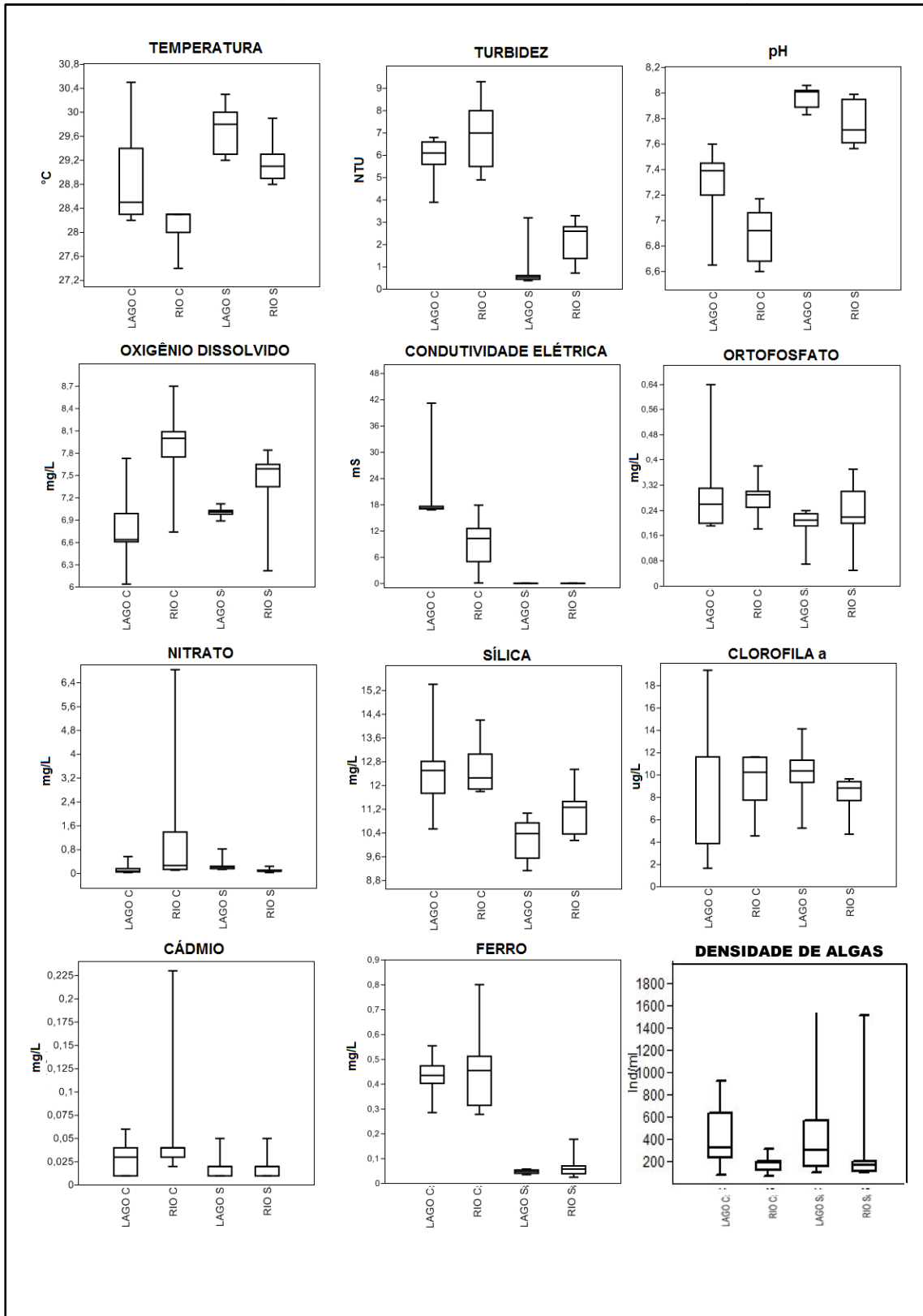


Figura 2 – Variação dos parâmetros limnológicos na área de influência da UHE de estreito – MA/TO no rio Tocantins. C = período chuvoso; S = período seco.

Os dois primeiros componentes explicam 57,2% da variância total, excetuando-se as variáveis clorofila a, temperatura e pH, todas as demais tiveram correlação positiva com o primeiro eixo, com destaque aos teores de ferro (93,36%) e sílica (92,83%) e a turbidez (78,23%), variáveis diretamente correlacionadas com o período chuvoso.

Em relação ao segundo eixo, somente os parâmetros limnológicos teor de ferro, turbidez e condutividade elétrica se mostraram negativamente correlacionados, sendo as concentrações de clorofila a (78,91%), oxigênio dissolvido (72,98%) e Cádmiu (53,80%) os parâmetros que apresentaram as maiores correlações positivas com esse eixo (Tab. 2).

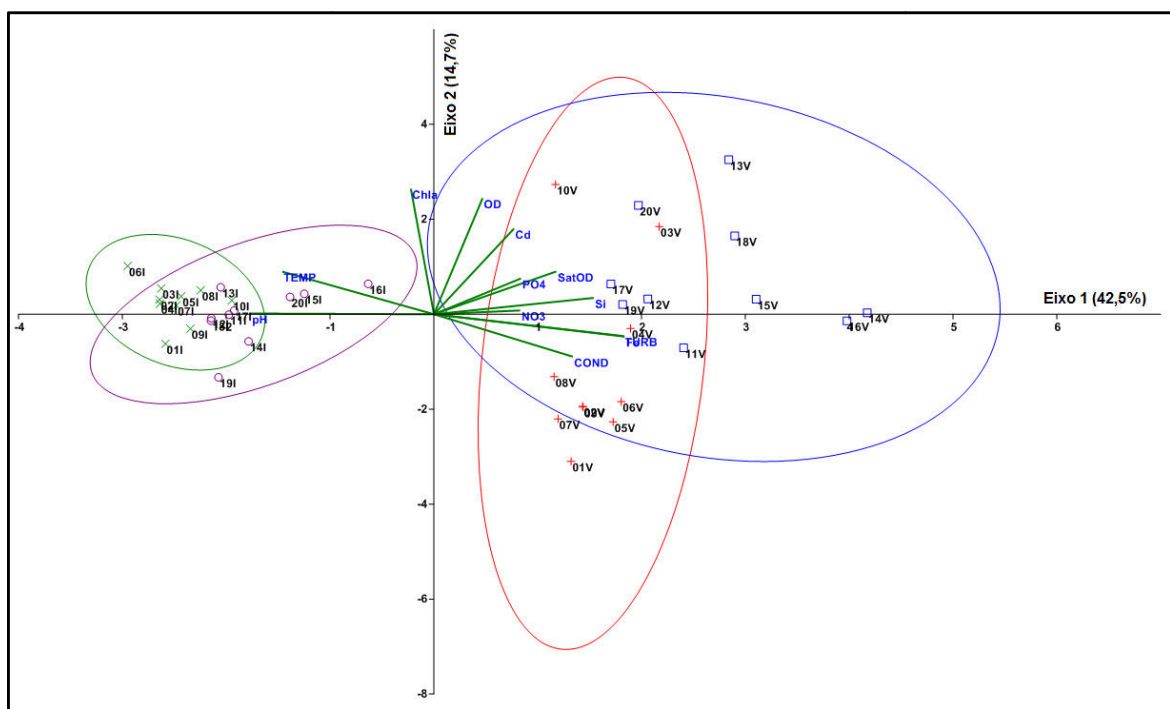


Figura 3 – Escores derivados de da PCA para componentes ambientais. lago período chuvoso (+); lago período seco (x); rio período chuvoso (□); rio período seco(○). Área de influência da UHE de Estreito – MA/TO, rio Tocantins.

A comunidade fitoplanctônica na área de estudo foi composta por 238 espécies, 91 gêneros e 15 classes taxonômicas (Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Chrysophyceae, Conjugatophyceae, Coscinodiscophyceae, Cryptophyceae, Cyanophyceae, Dinophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae, Fragilariophyceae, Rhodellophyceae, Synurophyceae, Trebouxiophyceae, Ulvophyceae e Xanthophyceae) (Tab. 3).

As classes mais representativas em toda a amostragem foram Conjugatophyceae com 95 espécies (40,1%), seguida de Chlorophyceae com 39 espécies (16,5%) e Cyanophyceae com 30 espécies (12,7%).

Tabela 2 – Correlação dos parâmetros ambientais obtidas na área de influência direta da UHE de Estreito – MA/TO sobre o rio Tocantins com os dois primeiros eixos da PCA.

Parâmetro	Eixo 1	Eixo 2
Ferro	0,9336	-0,1405
Turbidez	0,9283	-0,1374
Sílica	0,7823	0,1029
Condutividade	0,6795	-0,2668
Saturação de OD	0,5990	0,2690
Ortofosfato	0,4265	0,2253
Nitrato	0,4222	0,0239
Cádmio	0,3917	0,5380
Oxigênio Dissolvido	0,2382	0,7298
Clorofila a	-0,1129	0,7891
Temperatura	-0,7425	0,2679
pH	-0,8962	0,0049

O número de espécies comuns aos ambientes rio e lago foi alto (113 spp.), enquanto que o número de espécies que ocorreram exclusivamente nos pontos de coleta localizados no rio (89 spp) foi mais expressivo em comparação às espécies exclusivas ao ambiente lago (35 spp.) (Tab. 3).

No trecho estudado do rio Tocantins, a jusante da barragem, a classe Conjugatophyceae foi a que mais contribuiu com espécies exclusivas (40 spp.), especialmente no período seco, seguida de Bacillariophyceae e Cyanophyceae, ambas com 13 espécies exclusivas cada.

As classes Coscinodiscophyceae e Chlorophyceae foram as mais representativas no período chuvoso, apresentando elevadas abundâncias dos gêneros *Aulacoseira* e *Pediastrum*, respectivamente. Entre as Conjugatophyceae, o gênero *Staurastrum* apresentou a maior riqueza durante a coleta com 41 espécies identificadas, e a classe Cyanophyceae foi principalmente representada pelos gêneros *Microcystis* e *Chroococcus*.

Continuação – Tabela 3

<i>Família / Espécie</i>	PONTOS DE COLETA																			
	LAGO										RIO									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
<i>Eudorina elegans</i> Ehrenberg 1832	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Eudorina</i> sp					X		X		X						X		X		X	
<i>Eutetramorus</i> sp			X		X				X		X				X		X		X	
<i>Golenkinia radiata</i> Chodat 1894	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Kirchneriella obesa</i> (West) West & G.S.West 1894	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	
<i>Monactinus simplex</i> (Meyen) Corda 1839	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korshikov) Hindák 1970				X			X		X					X	X	X	X		X	
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková-Legnerová 1969	X		X					X	X	X	X	X		X		X	X		X	
<i>Oedogonium</i> sp				X			X					X		X		X	X		X	
<i>Pandorina</i> SP								X	X	X									X	
<i>Pectinodesmus pectinatus</i> (Meyen) E.Hegewald, M.Wolf, Al.Keller, Friedl & Krienitz 2010											X									
<i>Pediastrum tetras</i> (Ehrenberg) Ralfs 1845			X						X						X					
<i>Pediastrum duplex</i> var. <i>duplex</i>		X		X		X		X	X		X	X	X						X	
<i>Pediastrum duplex</i> var. <i>gracillimum</i> West & G.S.West 1895	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Pediastrum duplex</i> – Meyen 1829	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Pleodorina illinoisensis</i> Kofooid 1898		X	X	X	X	X	X	X	X	X			X							
<i>Pseudosphaerocystis</i> sp	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Radiococcus</i> sp										X							X			
<i>Scenedesmus bernardii</i> G.M.Smith 1916		X																		
<i>Scenedesmus</i> sp										X			X			X	X	X		
<i>Scenedesmus</i> sp2													X							
<i>Selenastrum</i> sp	X				X		X	X	X				X				X			
<i>Sphaerocystis</i> sp	X			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Tetraedron incus</i> (Teiling) G.M.Smith 1926					X															
<i>Tetraedron lobatum</i> (Nägeli) Hansgirg 1889	X		X		X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Tetraedron</i> sp										X				X						
<i>Treubaria</i> sp	X		X										X							
<i>Volvox aureus</i> Ehrenberg 1832			X	X				X	X				X						X	
Chrysophyceae																				
<i>Dinobryon elegantissimum</i> Bourelly 1957	X	X	X	X			X		X		X	X				X			X	
<i>Dinobryon sertularia</i> Ehrenberg 1834	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
Conjugatophyceae																				
<i>Actinotaenium globosum</i> Kreiger & Gerloff 1969																	X			
<i>Actinotaenium</i> sp					X															
<i>Actinotaenium tunsidum</i> (Brébisson ex Ralfs) Teiling 1954													X							
<i>Closterium ehrenbergii</i> Meneghini ex Ralfs 1848			X		X										X	X	X			

Continuação – Tabela 3

<i>Família / Espécie</i>	PONTOS DE COLETA																			
	LAGO										RIO									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
<i>Closterium gracile</i> Brébisson ex Ralfs 1848																X				
<i>Closterium Kuetzingii</i> Brébisson 1856												X								
<i>Closterium pseudolunula</i> Borge 1909																X				
<i>Closterium setaceum</i> Ehrenberg ex Ralfs 1848														X		X				
<i>Closterium turgidum</i> Ehrenberg ex Ralfs 1848								X												
<i>Cosmarium bipunctatum</i> Børgesen 1890					X															
<i>Cosmarium contractum</i> O.Kirchner 1878	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Cosmarium contractum</i> var. <i>Contractum</i> Kirchner 1878			X																	
<i>Cosmarium undulatum</i> Corda ex Ralfs 1848												X								
<i>Cosmarium pseudobroomei</i> Wolle 1884																X				X
<i>Cosmarium pseudocornutum</i> Nordstedt 1870		X												X					X	X
<i>Cosmarium</i> sp				X	X			X			X				X		X	X		
<i>Cosmarium subspeciosum</i> f. <i>brasiliense</i>		X									X							X		
<i>Desmidium baileyi</i> f. <i>Tetragonum</i> Nordstedt											X	X		X						X
<i>Desmidium quadratum</i> Nordstedt						X														
<i>Desmidium siolli</i> Först 1969						X														
<i>Desmidium</i> sp	X												X	X						
<i>Euastrum ansatum</i> Ehrenberg ex Ralfs 1848														X	X					
<i>Euastrum gemmatum</i> Ralfs 1848														X						
<i>Eusatrum gemmatum</i> var. <i>moncylum</i> Nordstedt 1880																		X		
<i>Gonatozygon monotaenium</i> var. <i>Minutum</i> J.A.Cushman 1906												X			X					
<i>Gonatozygon</i> sp	X	X	X	X		X	X	X	X		X		X	X		X	X	X	X	X
<i>Hyalotheca dissiliens</i> Brébisson ex Ralfs 1848			X	X																X
<i>Hyalotheca mucosa</i> Ralfs 1848									X											
<i>Micrasterias alata</i> Wallich 1860	X																			
<i>Micrasterias radiata</i> var. <i>croasdaleae</i>						X			X							X				
<i>Micrasterias radiata</i> var. <i>gracillima</i> G. M. Smith (Amazoniana)								X	X					X						
<i>Micrasterias</i> sp																	X			
<i>Micrasterias truncata</i> var. <i>Pusilla</i> G.S.West 1914	X													X						
<i>Mougeotia</i> sp			X	X		X										X	X		X	X
<i>Pleurotaenium minutum</i> var. <i>cylindricum</i> (Ralfs) Delponte																X				
<i>Pleurotaenium sceptrum</i> Nägeli 1849															X					
<i>Spirogyra</i> sp1			X			X		X	X					X		X	X		X	
<i>Spirogyra</i> sp2	X	X		X	X		X		X		X	X		X		X				X
<i>Spondylosium panduriforme</i> (Heimerl) Teiling 1957			X	X		X			X											
<i>Spondylosium depressum</i> Kutzing 1849	X							X	X		X		X							X

Continuação – Tabela 3

<i>Família / Espécie</i>	PONTOS DE COLETA																			
	LAGO										RIO									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
<i>Spondylosium planum</i> (Wolle) West & G.S.West 1912				X				X	X						X				X	
<i>Spondylosium</i> sp													X							
<i>Staurastrum asterioideum</i> West & G.S.West 1896															X					
<i>Staurastrum asterioideum</i> var. <i>nanum</i> (Wille) Grönblad 1948													X				X	X		
<i>Staurastrum paradoxum</i> Meyen ex Ralfs 1848															X					
<i>Staurastrum elongatum</i> J.Barker 1869	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Staurastrum flagriforme</i> Foster										X										
<i>Staurastrum grillatorium</i> (Grönblad) Förster 1870					X		X	X	X				X	X		X		X		
<i>Staurastrum hirsutum</i> Ehrenberg ex Ralfs 1848									X											
<i>Staurastrum invocator</i> Thomasson												X	X	X	X		X			
<i>Staurastrum leptacanthum</i> f. <i>amazonense</i>		X		X			X						X						X	
<i>Staurastrum leptocladum</i> Nordstedt 1869	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Staurastrum leptocladum</i> var. <i>borgei</i> – Förster 1848		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Staurastrum leptocladum</i> var. <i>cornutum</i> Wille 1884	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Staurastrum leptocladum</i> var. <i>cornutum</i> f. <i>crassius</i> -L.Grönblad 1962									X					X		X			X	
<i>Staurastrum leptocladum</i> var. <i>insigne</i> West & G.S.West 1896	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Staurastrum leptocladum</i> var. <i>parispinuliferum</i>	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	
<i>Staurastrum limneticum</i> var. <i>burmense</i> G.M.Smith 1907				X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Staurastrum manfeldtii</i> var. <i>pseudosebaldi</i> (Wille) Coesel & Meesters 2013	X		X			X		X	X				X	X	X	X	X	X	X	
<i>Staurastrum minnesotense</i> F.Wolle 1885																			X	
<i>Staurastrum muticum</i> Brébisson ex Ralfs 1848										X										
<i>Staurastrum perundulatum</i> Grönblad	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X			X	X		X	X	X	
<i>Staurastrum pinnatum</i> W.B.Turner														X						
<i>Staurastrum pseudorotula</i>												X								
<i>Staurastrum quadrangulare</i> W.B.Turner 1848	X					X														
<i>Staurastrum quadrangulare</i> var. <i>prolificum</i> H.T.Croasdale 1965													X		X					
<i>Staurastrum quadrangulare</i> var. <i>quadrangulare</i>												X								
<i>Staurastrum radians</i> West & G.S.West 1898												X								
<i>Staurastrum rotula</i> Nordstedt 1869	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Staurastrum sebaldi</i> Reinsch 1866														X						
<i>Staurastrum sebaldi</i> var. <i>ornatum</i> Meyen ex Ralfs 1848	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	
<i>Staurastrum setigerum</i> Cleve 1864										X				X				X		

Continuação – Tabela 3

<i>Família / Espécie</i>	PONTOS DE COLETA																			
	LAGO										RIO									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
<i>Aphanocapsa koordersii</i> K.M.Strøm 1923												X								
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> West & G.S. West 1912	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Arthrospira gigantea</i> (Schmidle) Anagnostidis 1998												X								
<i>Chroococcus minutus</i> (Kützing) Nägeli 1849										X	X	X	X	X	X		X	X	X	X
<i>Chroococcus</i> sp	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Coelomorom</i> SP				X					X											
<i>Geitleninema</i> sp											X		X	X			X			X
<i>Gloeothece</i> sp						X			X						X					
<i>komvophoron</i> sp		X		X	X	X	X	X	X	X	X			X		X				X
<i>Limnococcus limneticus</i> (Lemmermann) Komárková, Jezberová, O.Komárek & Zapomelová 2010	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Limnothrix planctónica</i> (Woloszynska) Meffert 1988	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X		X	X
<i>Lyngbya sórdida</i> Gomont 1892																	X			
<i>Merismopedia</i> sp	X		X					X					X	X		X			X	
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing 1846	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Microcystis flos-aquae</i> (Wittrock) Kirchner 1898										X										
<i>Microcystis protocystis</i> W.B.Crow 1923												X								
<i>Microcystis robusta</i> (H.W.Clark) Nygaard 1925	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X
<i>Microcystis</i> sp																	X			X
<i>Microcystis viridis</i> (A.Braun) Lemmermann 1903												X								
<i>Oscillatoria princeps</i> Vaucher ex Gomont 1892	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Oscillatoria</i> SP	X	X	X	X		X	X	X	X		X	X	X	X		X	X		X	X
<i>Phormidium</i> sp												X								
<i>Pseudanabaena</i> sp	X	X				X			X				X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Spirulina</i> sp																	X			
<i>Spirulina subsalsa</i> Oersted ex Gomont 1892					X				X	X	X	X	X	X		X	X	X		X
<i>Spirulina subtilissima</i> Kützing ex Gomont 1892																				X
Dinophyceae																				
<i>Gonyaulax</i> sp			X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X				X
<i>Peridinium</i> sp	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Euglenophyceae																				
<i>Euglena oxyuris</i> Schmarda 1846			X																	
<i>Euglena</i> SP					X								X							
<i>Lepocinclis ovum</i> var. <i>cônica</i> Allorge & Lefèvre 1925															X					
<i>Lepocinclis salina</i> F.E.Fritsch 1914					X		X		X		X	X		X	X	X			X	X
<i>Lepocinclis</i> sp	X		X														X	X	X	

Esse padrão se inverte no período seco, quando ocorre um declínio na abundância de Coscinodiscophyceae e Chlorophyceae e o aumento de Conjugatophyceae e Cyanophyceae, em especial no ambiente rio. Borsato *et al.* (2010), em estudo realizado em um trecho da mesma sub-bacia relatam um comportamento semelhante quanto a flutuação da composição da comunidade fitoplanctônica em relação a variação sazonal, o que pode estar relacionado com o aumento da turbidez, turbulência e disponibilidade de nutrientes durante o período chuvoso.

Tabela 4 - Número de espécies das diferentes classes fitoplanctônicas nos pontos de coleta dos ambientes: lago da UHE de Estreito e rio Tocantins em coletas realizadas em fevereiro e agosto de 2014.

Classes	Nº de espécies			
	Lago	Rio	Total geral	spp. comuns
Bacillariophyceae	10	22	23	9
Chlorophyceae	32	34	41	25
Chrysophyceae	0	2	2	2
Conjugatophyceae	55	77	95	37
Coscinodiscophyceae	6	6	8	4
Cryptophyceae	1	1	1	1
Cyanophyceae	17	28	30	15
Dinophyceae	2	2	2	2
Euglenophyceae	10	10	15	5
Fragilariophyceae	6	7	8	5
Rhodellophyceae	0	1	1	0
Synurophyceae	1	1	1	1
Trebouxiophyceae	7	9	10	6
Ulvophyceae	0	1	1	0
Xanthophyceae	1	1	1	1
Total	148	202	237	113
spp. Exclusivas	35	89		

Nos pontos localizados no lago da UHE de estreito, durante o período seco a classe Dinophyceae foi a mais abundante devido a grande elevação na densidade de indivíduos do gênero *Peridinium* (Fig. 4). Peixoto *et al.* (2012), em estudo realizado na mesma região no anos de 2009 e 2010, antes do enchimento do lago, não evidenciaram nenhuma elevação expressiva na abundância desta classe, sendo provavelmente esta uma consequência da diminuição da turbulência no ambiente lago durante o período de estiagem, associada a capacidade de deslocamento destes organismos ao longo da coluna d'água, o que associado a alterações no estado trófico dos reservatórios podem levar a formação de blooms que podem comprometer a qualidade e a utilização da água do lago para fins de consumo humano, recreativos e de dessedentação de animais (Ki & Han, 2008; Oda & Bicudo, 2006).

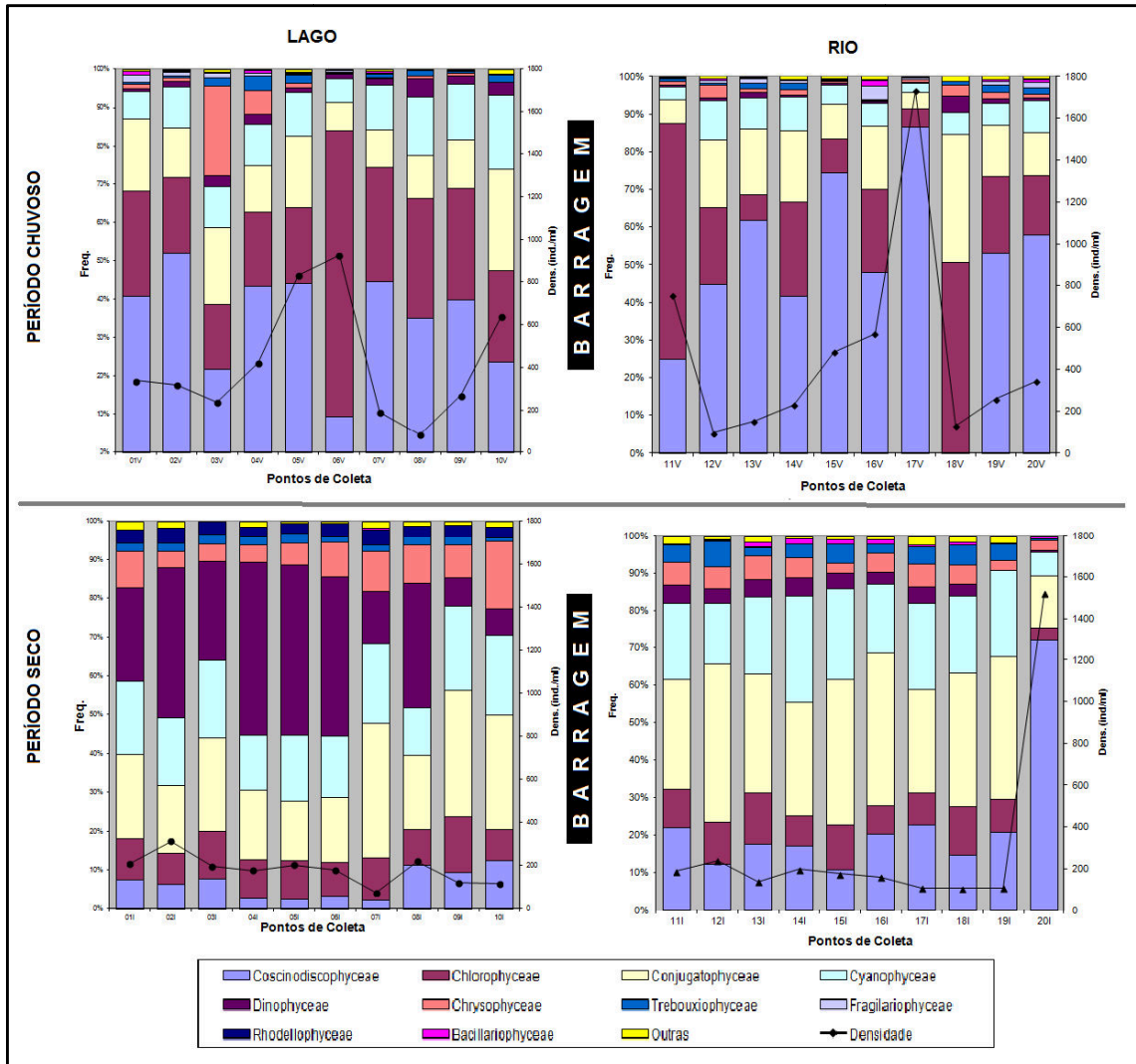


Figura 4 - Distribuição da riqueza de algas fitoplanctônicas nos pontos de coleta no ambiente lago e rio ao longo dos períodos amostrais: chuvoso (fevereiro/14) e seco (agosto/14), na área de influência direta da UHE de Estreito – MA/TO.

A diversidade específica da amostragem foi de $2,9 \text{ nat.ind}^{-1}$, o que representou uma equabilidade de 53%. A comparação entre a diversidade calculada nos períodos seco e chuvoso ($p=0,04$), assim como entre os ambientes rio e lago ($p=0,01$), se mostrou significativa sob o ponto de vista estatístico. Apesar da amostragem não ter atingido a assíntota, a curva de rarefação demonstra uma forte tendência a estabilização. Além disso, o número de taxa amostrados (237) representou 74,5% da riqueza estimada segundo o estimador não paramétrico Jackknife 1 (Fig.5).

As amostras obtidas durante o período seco (Inverno) apresentaram uma tendência de separação entre os ambientes lago e rio, enquanto que o período chuvoso na região (verão) foi marcado por uma forte homogeneidade entre os ambientes Lago e Rio, quanto a composição da comunidade fitoplanctônica.

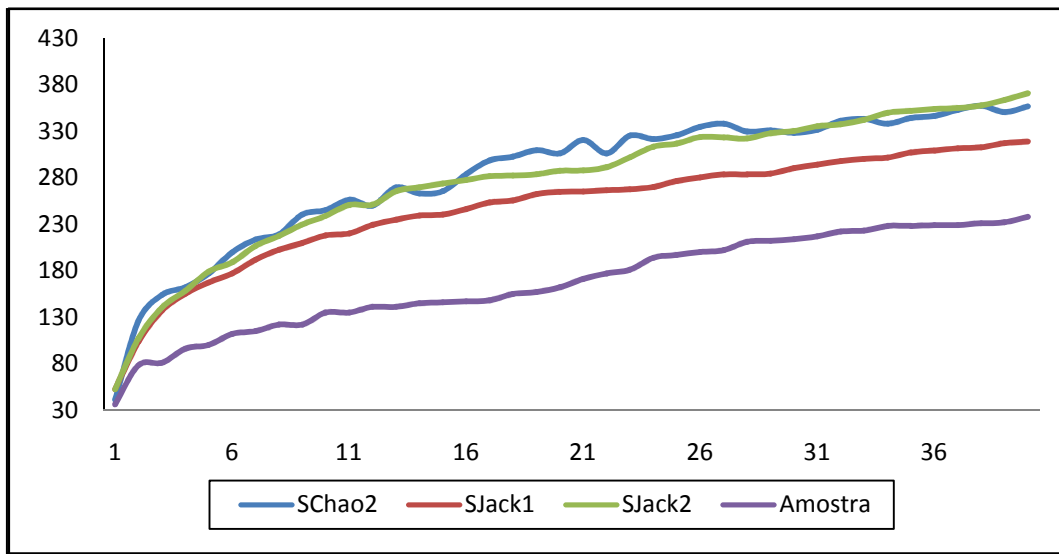


Figura 5 – Comparação entre a curva de acúmulo de espécies da amostra e as curvas geradas pelos estimadores não-paramétricos: Jacknife 1 (SJack1), Jacknife 2 (SJack2) e Chao2 (SChao2), na área de influência da UHE de Estreito – MA/TO, Rio Tocantins.

Os maiores coeficientes de similaridade na composição de algas fitoplanctônicas observados nos dois períodos de coleta no lago, em oposição a variação na comunidade observada no trecho rio, é um indicativo da influência que a formação do lago teve sobre a estrutura desta comunidade. A dissimilaridade observada entre a composição da amostragem no rio Tocantins durante o período seco se deu pela ocorrência nesse período de uma grande quantidade de espécies exclusivas deste ambiente.

CONCLUSÕES

A sazonalidade apresentou uma forte influência sobre a estrutura da comunidade fitoplanctônica tanto no rio Tocantins a jusante da barragem, quanto no lago formado pela UHE de Estreito.

Em ambos os ambientes foram encontrados elevados níveis de diversidade na comunidade de algas fitoplanctônicas. Contudo, as alterações das características morfodinâmicas, oriundas da formação do reservatório, levaram a modificações na dinâmica e composição desta comunidade, em especial no período de estiagem.

A elevada dominância no lago durante o período seco de algas do gênero *Peridinium*, é uma questão potencialmente preocupante que deve ser mais bem estudada, a fim de se evitar futuros transtornos que levem ao impedimento do uso da água do reservatório pelas comunidades no seu entorno e a jusante.

AGRADECIMENTOS

A Universidade Federal Rural da Amazônia – UFRA e ao Instituto Sócio-Ambiental de Recursos Hídricos – ISARH.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES pela bolsa de estudos

BIBLIOGRAFIA

- ALVES-DE-SOUZA, C.; MENEZES, M.; HUSZAR, V. Phytoplankton composition and functional groups in a tropical humic coastal lagoon, Brazil. *Acta bot. bras.* 20(3): 701-708. 2006.
- BESSA, G. F. Análise Temporal e Espacial da Diversidade Zooplanctônica do Reservatório da Usina Hidrelétrica Luis Eduardo Magalhães no Médio Tocantins, TO. Palmas, 2007. 98 p. Dissertação (Mestrado Ciências do Ambiente) 2007.
- BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. 2006. Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições. 2 ed. RiMa Editora, São Carlos.
- BORGES, P.A.F.; TRAIN, S.; RODRIGUES, L.C. Estrutura do fitoplâncton, em curto período de tempo, em um braço do reservatório de Rosana (ribeirão do Corvo, Paraná, Brasil). *Acta Sci. Biol. Sci. Maringá*, v. 30, n. 1, p. 57-65, 2008.
- BORSATO, J.C.L.; BORSATO, M.V.; ORLANDA, J.F.F.; SILVA, M.F.; SILVA, D.G.K.C. Análise da Qualidade da Água nos Rios Tocantins e Cacao no Trecho da Construção da ponte da amizade. *Revista de Engenharia Ambiental – UNIPINHAL*. Espírito Santo do Pinhal, v. 7, n. 2, p. 163-177, abr./jun. 2010.
- BOVO-SCOMPARIN, V.M.; TRAIN, S.; RODRIGUES, L.C. Influence of reservoirs on phytoplankton dispersion and functional traits: a case study in the Upper Paraná River, Brazil. *Hydrobiologia* (2013) 702:115–127.
- BRASIL, J.; HUSZAR, V.L.M. O papel dos traços funcionais Na Ecologia do fitoplâncton continental. *Oecologia Australis*. 15(4): 799-834, Dezembro 2011.
- CARRARO, F.G.P. Estrutura do fitoplâncton e sua utilização como indicador de condições ecológicas no reservatório de Pedra, Bahia UFRPE. 2009. 59 f. : il. Dissertação (Mestrado em Recursos Pesqueiros e Aqüicultura).
- HAMMER, Ø., HARPER, D.A.T., RYAN, P.D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp. 2001.
- HOECK, V. den C.; MANN, D.G.; JAHNS, H.M. 1995. *Algae: An introduction to phycology*. Cambridge, Cambridge University.
- Ki, JS.; HAN, M.S. New Record of the Freshwater Dinoflagellate *Peridinium umbonatum* Stein (Dinophyceae) from Togyo Reservoir, Korea. *Algae Volume* 23(2): 115-118, 2008.
- MAGURRAN, A.F. 2004. *Measuring Biological diversity*. Blackwell, Oxford.
- MCALEECE, N. 1997. *BioDiversity 1997 NHM & SAMS*.
- NISHIMURA, P.Y. A comunidade fitoplanctônica nas represas Billings e Guarapiranga (região metropolitana de São Paulo). São Paulo: USP. 2012. 135 p. Tese (Doutorado em Ciências).
- NOGUEIRA, I.S.; NABOUT, J. C.; OLIVEIRA, J. E.; SILVA, K. D. Diversidade (alfa, beta e gama) da comunidade fitoplanctônica de quatro lagos artificiais urbanos do município de Goiânia, GO. *Hoehnea* [online]. 2008, vol.35, n.2 [cited 2015-02-17], pp. 219-233.
- PEIXOTO, R.H.P.B.; DOURADO, J.C.; SILVA, I.G.; JÚNIOR, R.E.N. Qualidade física, química e microbiológica da água do rio Tocantins. In: NETTO, A.L.C. Estreito: o novo cenário das águas. Rio de Janeiro: E-papers: CEST, 2012.

PINTO, Mac D. S. Composição e Abundância do zooplâncton em região litorânea de um reservatório que opera a fio d'água e espécies indicadoras como ferramenta de gestão de recursos hídricos. Palmas, 2009. 43p. Dissertação (Mestrado Ciências do Ambiente).

ODA, A.C.R.; BICUDO, C.E.M. Ecology of *Peridinium gatunense* and *Peridinium umbonatum* (Dinophyceae) in a shallow, tropical, oligotrophic reservoir (IAG Pond), São Paulo, southeast Brazil. *Acta Limnol. Bras.*, 18(2):165-180, 2006.

SPIEGELBERG, G. Um modelo morfodinâmico: Desenvolvimento e Aplicação no Reservatório da Usina Hidroelétrica de Estreito no Rio Tocantins / Gustavo Spiegelberg – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2010. XV, 114 p.: il. Dissertação (mestrado Engenharia Oceânica).

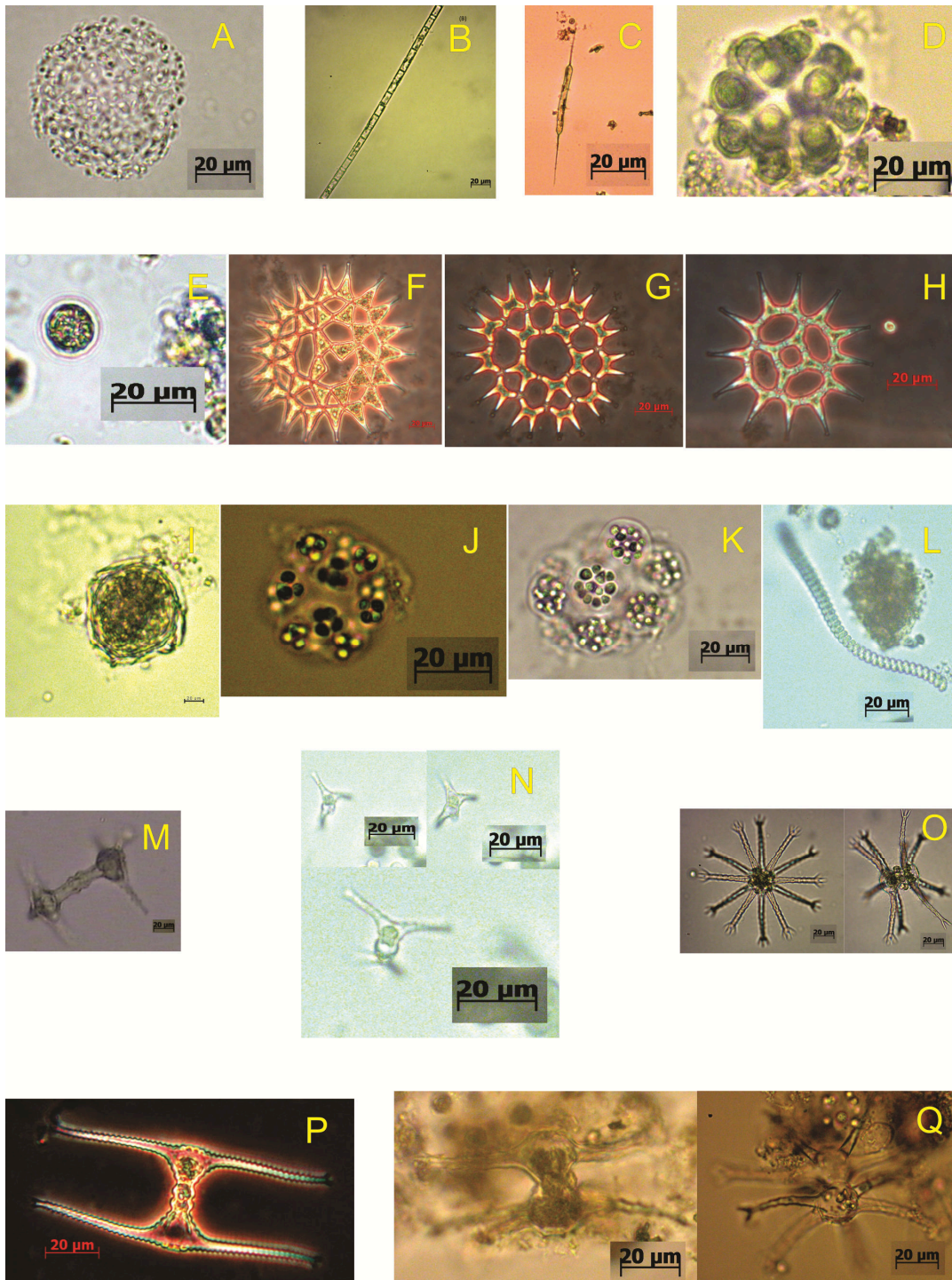
SCHAGERL, M; KÜNZL, G. Chlorophyll a extraction from freshwater algae – a reevaluation. *Biologia, Bratislava*, 62/3: p. 270—275. 2007.

RITCHIE, R.J. Consistent sets of spectrophotometric chlorophyll equations for acetone, methanol and ethanol solvents. *Photosynth Res.* 89: p. 27–41. 2006.

REYNOLDS, C. S. Ecology of Phytoplankton. Cambridge: Cambridge University Press. 535p. 2006.

OLIVEIRA, J.D. Espécies metálicas no Ribeirão Lavapés, Botucatu – SP: estudos envolvendo a distribuição de Cu, Zn, Pb, Ni, Fe, Mn e Cr em amostras de água e sedimentos. Araraquara: UNESP, 2006. Tese (Doutorado em Ciências).

ZANZINI, A.C.S. Descritores de Riqueza e Diversidade em Espécies em Estudos Ambientais. Lavras: UFLA/FAEPE, 2005. 43p.: il.



Apendice A- Taxa de algas mais representativos na área de influência direta da UHE de Estreito – ma/to: A – *Aphanocapsa delicatissima*, B – *Aulacoseira granulata* var. *Angustissima*, C – *Centritactus* sp, D – *Coelastrum microsporum*, E – *Glaucosphaera* sp, F - *Monactinus simplex*, G – *Pediastrum duplex* var. *Gracillimum*, H – *Pediastrum simplex* var. *Clathratrum*, I – *Peridinium* sp, J,K – *Pseudosphaerocystis* sp, L – *Spirulina subsalsa*, M – *Staurastrum elongatum*, N – *Staurastrum invocator*, O - *Staurastrum limneticum* var. *burmense*, P – *Staurastrum leptocladum*, Q – *Staurastrum rotula*.

3. EFEITOS AMBIENTAIS, ESPACIAIS E TEMPORAIS SOBRE A COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA EM ÁREA SOB A INFLUÊNCIA DE EMPREENDIMENTOS HIDROELÉTRICOS: CASO DA UHE DE ESTREITO – MA/TO, BRASIL.

RESUMO

Os ambientes límnicos tropicais, normalmente, apresentam uma grande diversidade de organismos fitoplanctônico devido a variedade de nichos e as flutuações nestas comunidades provocadas pelas variações sazonais típicas das regionais nas quais estes ambientes estão inseridos. A mudança no regime de rios provocada pela construção de barragens configura-se como ou outro forte fator que influencia a estrutura da comunidade fitoplanctônica, gerando perturbações de forma direta ou indireta sobre sua dinâmica. Com objetivo de empregar uma abordagem inédita no estudo da comunidade fitoplanctônica no médio curso do rio Tocantins, a influência de aspectos ambientais, espaciais e temporais sobre esta comunidade foi realizada empregando-se a técnica de partição de variância, com base em análises de redundância (RDA) de dados ambientais e biológicos provenientes de quarenta amostras obtidas em dois períodos sazonais (seco e chuvoso) e nos dois ambientes resultantes da construção da Usina hidrelétrica de Estreito (lago e rio, respectivamente, a montante e a jusante da barragem). A análise de agrupamento no modo R evidenciou a distribuição das 148 espécies utilizadas no estudo em 5 associações, que estão diretamente relacionadas com a sazonalidade e o tipo de ambiente. As espécies *spirulina subsalsa* e *Cosmarium contractum* estão principalmente relacionadas ao ambiente rio no período seco. Ainda no mesmo período porém no ambiente lago, a espécie com maior importância foi *Aphanocapsia delicatissima*. Durante as amostragens realizadas no período chuvoso não houve diferenciação nítida entre as amostras do rio e lago, sendo as espécies *Pediastrum duplex var. gracilimum*, *Staurastrum leptocladum* e *Aulacoseira granulata var. angustissima* as que apresentaram a maior importância neste período sazonal. O RDA demonstrou a forte influência da sazonalidade sobre a estrutura da comunidade. Contudo, a análise de ordenação realizada com as quinze variáveis (ambientais, espaciais e temporais) demonstrou que somente 31,24 % da variância da densidade de algas fitoplanctônicas no ambiente estudados pôde ser explicada, dos quais 2,85% são influenciados pelas dez variáveis ambientais isoladas e 26,54% pela interação das variáveis ambientais e temporais.

Palavras-chave: Rio Tocantins, Partição de variância, Amazônia Legal.

ABSTRACT

Limnic tropical environments typically have a great variety of phytoplankton organisms because of the variety of niches and fluctuations in these communities typically caused by seasonal variations in regional environments in which they are inserted. The change in the organizations of rivers caused by the dam construction is configured as either a strong factor influencing the structure of the phytoplankton community, generating disturbances directly or indirectly on its dynamics. In order to employ a novel approach to the study of the phytoplankton community in the middle reaches of the Tocantins river, the influence of environmental, *spatial* and temporal about this community was performed using the technique of variance partition, based on redundancy analysis (RDA) of environmental and biological data from forty samples from two seasonal periods (dry and wet) and the two environments resulting from construction of the hydroelectric power plant of Estreito (lake and river, respectively, upstream and downstream of the dam). Cluster analysis in R mode showed the distribution of 148 *species* used in the study in 5 associations which are directly related to the seasonality and the type of environment. The *spirulina* subsalsaspecies and *Cosmarium contractum* are mainly related to the river environment in the dry season. In the same period but in the lake environment, the *species* with the highest importance are *Aphanocapsia delicatissima*. During the samples collected during the rainy season there was no clear differentiation between samples from the river and lake, and the *species* *Pediastrum duplex* var. *gracilimum*, *leptocladum* *Staurastrum* and *Aulacoseira granulata* var. *angustissima* the ones that showed the greatest importance in this seasonal period. The RDA showed the strong influence of seasonality and the type of environment on the community structure. However, the sort of analysis of the fifteen variables (environmental, *spatial* and temporal), which were statistically significant, showed that only 51% of the variance of density of phytoplanktonic algae in the environment that may be studied explained 17% of which that influenced the ten isolated environmental variables and 26% by the interaction of environmental and temporal variables. The existence of 49% of the variance not explained in the community under study highlights the need to expand the range of information to be collected in the environment in question, in order to improve the understanding of local environmental processes.

Keywords: Tocantins river, Partition variance Amazon.

INTRODUÇÃO

Na atualidade o uso de ferramentas estatísticas para o entendimento dos processos ambientais tem se tornado uma prática cada vez mais necessária, a análise de variância destaca-se como uma dessas técnicas, como sendo uma das abordagens mais freqüentemente utilizadas no estudo de ecologia de comunidades (Nogueira *et al.*, 2010).

Segundo Legendre (2007), a técnica de partição de variância permite uma melhor interpretação da beta diversidade dos sistemas visto possibilitar o entendimento dos níveis de variação dos aspectos biológicos que podem ser explicados, de forma isolada ou interativa, pelos aspectos ambientais, temporais e espaciais observados durante o estudo. Além disso, a referida técnica possibilita uma leitura mais clara de quais variáveis utilizadas apresentam interação relevante com os fatores bióticos em estudo, o que possibilita a busca de novos fatores do meio ainda não mensurados que possam vir a estar interagindo com a comunidade fitoplanctônica e irão possibilitar a redução da parcela da variação total ainda não explicada, evidenciando melhor os padrões e processos ambientais (Padisák, 2004; Grubert *et al.*, 2007; Cowell & Dawes, 2008).

Apesar da busca constante por processos e padrões que expliquem as variações observadas nas comunidades biológicas, não podemos também deixar de lado o fato de que estas por vezes podem estar sendo reguladas por fatores estocásticos, que por consequência, resultam em comunidades que são montadas ao acaso e não podem ser bem explicadas pelos fatores ambientais frequentemente mensurados em estudos ecológicos (Sloan *et al.*, 2006).

O presente estudo que apresentamos aqui contribui para essa discussão, analisando o modelo de várzea e do papel relativo dos fatores ambientais e espaciais na estrutura do fitoplâncton em uma área sobre a influência direta da UHE de Estreito na Bacia Tocantins - Araguaia.

METODOLOGIA

Área de Estudo

O estudo foi realizado ao longo de um trecho de 40 km que engloba a porção final do reservatório da UHE de estreito – MA/TO e o rio Tocantins a montante da barragem. O rio Tocantins é o principal corpo hídrico da bacia hidrográfica Tocantins-Araguaia, maior bacia hidrográfica totalmente disposta no território brasileiro e a UHE de estreito é o mais recente empreendimento para geração de energia hidrelétrica localizado na porção média desta bacia.

Foram alocados 20 pontos amostrais, a cada 2 km do trecho estudado, em dois períodos de coleta caracterizando a estação chuvosa (fevereiro de 2014) e seca (Agosto de 2014) na região, correspondentes, respectivamente, aos períodos de verão e inverno. As amostras foram processadas no Laboratório de Ecologia e Limnologia (LEL) da universidade Estadual do Maranhão em Imperatriz – MA. As amostras foram coletadas na sub-superfície da água, sendo 1,5 litros de água bruta para as análises físico-químicas, nutrientes e clorofila, e as amostras para análise biológica obtidas por arrasto superficial com rede de plâncton, acoplada a fluxômetro mecânico, fixadas em campo com solução de Transeaux na proporção de 1:1. As amostras de água foram analisadas seguindo procedimentos normalizados (Apha, 2005) (Fig. 1).

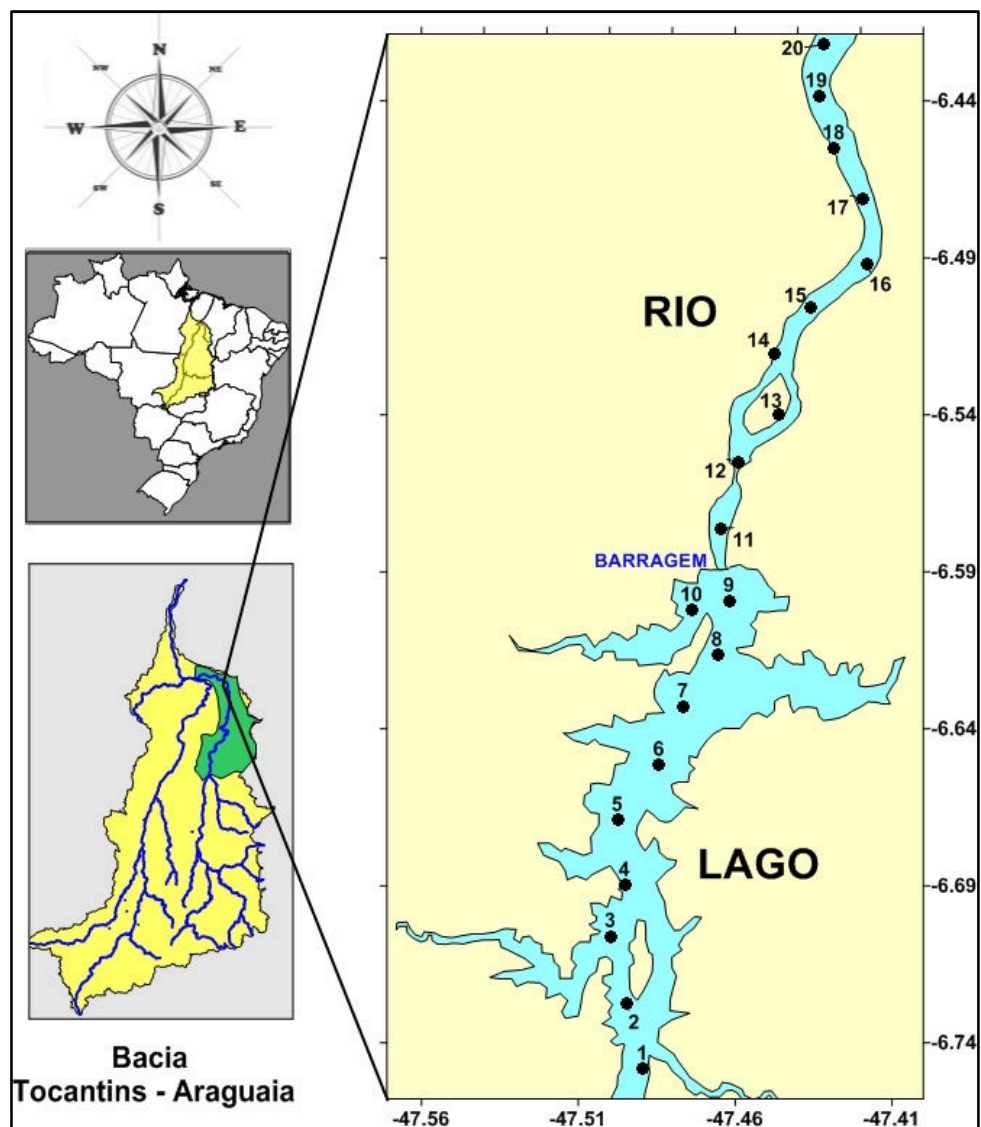


Figura 1 – Distribuição dos pontos de coleta ao longo de 40 km do trecho do rio Tocantins na área de influência direta da UHE de Estreito - MA/TO.

Parâmetros ambientais, espaciais e temporais

No total 42 variáveis foram utilizadas no presente estudo para interpretar a variância da densidade de algas planctônicas na área de estudo, sendo estas divididas em 3 categorias: ambientais (14 variáveis numéricas), temporais (2 variáveis dummy e 1 categórica) e espaciais (25 variáveis: 19 PCNM, 2 numéricas e 4 dummy) (Tab.1).

A partir das coordenadas geográficas dos pontos amostrados foi utilizado o método PCNM (Principal Coordinates of Neighbourhood Matrix) (Legendre & Legendre, 1998) para gerar autovetores com autovalores positivos e com autocorrelação espacial, extraídos de uma matriz de distância (Borcard & Legendre, 2002).

Tabela 1 – Variância estimada e significância teste de Monte Carlo para as variáveis ambientais, temporais e espaciais, testadas para seleção e inclusão na análise de redundância parcial (pRDA).

VARIÁVEIS AMBIENTAIS					
	p	Tipo		p	Tipo
Turbidez	<0,001 *	Numérica	Ferro	<0,001 *	Numérica
pH	<0,001 *	Numérica	Condutividade Elétrica	<0,001 *	Numérica
Temperatura	<0,001 *	Numérica	Sat. de Oxigênio Dissolvido	<0,001 *	Numérica
Sílica	<0,001 *	Numérica	Fosfato	0,024*	Numérica
Cádmio	0,001 *	Numérica	Sólidos Totais Dissolvidos	0,001 *	Numérica
Oxigênio Dissolvido	0,242	Numérica	Resistividade	0,160	Numérica
Clorofila a	0,225	Numérica	Nitrato	0,149	Numérica
VARIÁVEIS TEMPORAIS					
	p	Tipo		p	Tipo
Período Chuvoso	<0,001 *	dummy	Período Seco	<0,001 *	dummy
Faixa horária	0,012 *	categórica			
VARIÁVEIS ESPACIAIS					
	p	Tipo		p	Tipo
Ambiente Rio	0,044*	dummy	Ambiente Lago	0,036*	dummy
Dist. da Barragem	0,399	Numérica	Dist. da margem	0,412	Numérica
PCNM11	0,424	PCNM	PCNM10	0,523	PCNM
PCNM9	0,541	PCNM	PCNM8	0,571	PCNM
PCNM5	0,581	PCNM	PCNM3	0,587	PCNM
PCNM4	0,615	PCNM	PCNM14	0,624	PCNM
PCNM2	0,682	PCNM	PCNM16	0,719	PCNM
PCNM6	0,744	PCNM	PCNM17	0,793	PCNM
PCNM19	0,773	PCNM	Região Limnética	0,807	dummy
Região Litorânea	0,819	dummy	PCNM7	0,848	PCNM
PCNM1	0,907	PCNM	PCNM13	0,934	PCNM
PCNM18	0,994	PCNM	PCNM15	0,999	PCNM
PCNM12	0,992	PCNM			

* significante; var = variância.

Análise do Fitoplâncton

A matriz de densidade de organismos fitoplanctônicos foi submetida ao critério de corte, onde foram eliminados das análises os taxa com frequência de ocorrência superior a 95% e inferior a 5% (Azeria *et al.*, 2009; Poos & Jackson, 2012). A metodologia de classificação hierárquica, utilizando o método de agrupamento de WARD tendo como base a distância de Hellinger (Milligan&Cooper, 1987; Legendre& Gallagher, 2001; Legendre& Cáceres, 2013), foi empregada para a evidenciação das associações e comunidades, a análise do modo Q e modo R respectivamente. Com base nas associações de espécies evidenciadas foi realizada a estimativa do índice de valor de importância (IndVal) (Dufrêne& Legendre, 1997; Legendre, 2013).

Os efeitos dos fatores ambientais, temporais e espaciais sobre a densidade de algas fitoplanctônica foram testados separadamente usando a Análise de Redundância (RDA), sendo as variáveis testadas através de 999 permutações de Monte Carlo (Landeiro *et al.*, 2012) afim de se selecionar as variáveis mais relacionadas à comunidade de fitoplanctônica em estudo (Tab. 2).

A técnica de RDA (Borcardet *al.*, 1992; Legendre& Legendre1998; Beisneret *al.*, 2006) foi aplicada, seguindo-se procedimentos propostos por Anderson e Cribble, (1998) e Monteiro (2012), para se obter as frações relativas ao: componente ambiental independente do espaço e do tempo [E], componente espacial independente do ambiente e do tempo [S], componente temporal independente do espaço e do ambiente [T], componente ambiental indissociável do componente espacial [ES], componente ambiental indissociável do componente temporal [ET], componente espacial indissociável do componente temporal [ST], componente Ambiental indissociável dos componentes temporais e espaciais [ETS] e componente não explicado [U].

A proporção de cada fração foi obtida considerando o R² ajustado (Legendre& Legendre1998; Beisneret *al.*, 2006; Peres-Netoet *al.*, 2006). Os cálculos foram realizados pelos programas PCORD 5 e CANOCO (Ter Braak, 1988).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram utilizados na análise nodal 148 taxa de algas fitoplanctônicas distribuídas em 15 classes, sendo Conjugatophyceae a de maior riqueza com 52 espécies seguida de

Chlorophyceae com 32 taxa e Cyanophyceae com 18. Por outro lado as maiores abundâncias e densidades foram observadas na Classe Coscinodiscophyceae, em especial no período chuvoso.

A análise no modo R, revelou a formação de 5 associações de espécies (Fig. 2), o grupo R1 é composto por espécies que tem ocorrência tanto no período seco quanto chuvoso na maioria dos pontos de coleta, sendo principalmente compostos por algas das classes Conjugatophyceae (42,9%), Chlorophyceae (21,4%) e Cyanophyceae (21,4%).

O segundo grupo (R2) foi composto por espécies que ocorrem predominantemente nos pontos de coleta durante o período de estiagem, sendo Cyanophyceae (28,6%) a classe mais freqüente, ao contrário das espécies que compõe o grupo R3, que tem ocorrência prioritária no período chuvoso, sendo Conjugatophyceae a classe de maior freqüência (33,3%). As espécies fitoplanctônicas que ocorreram de forma mais isolada, em alguns grupos de amostras, se distribuíram nos grupos R4, espécies com freqüência de ocorrência moderada, e R5, espécies com menores freqüências de ocorrência, nestes dois grupos Conjugatophyceae é a classe predominante com 27,6% e 40,3% de ocorrência, respectivamente (Fig.3).

A análise nodal no modo Q evidenciou a formação de três grupos de amostras, o primeiro grupo (Q1) foi formado pelos pontos coletados no rio a montante da barragem no período de estiagem, o segundo (Q2) formado pelas amostras coletadas no trecho lago no período de estiagem e o terceiro (Q3) formado pelas amostragens realizadas no período chuvoso. Após o cálculo do IndVal das espécies que compuseram cada um dos grupos de amostras, a realização do teste de significância através do método do modelo nulo, evidenciou as espécies potencialmente indicadoras nestes grupos (Tab.2).

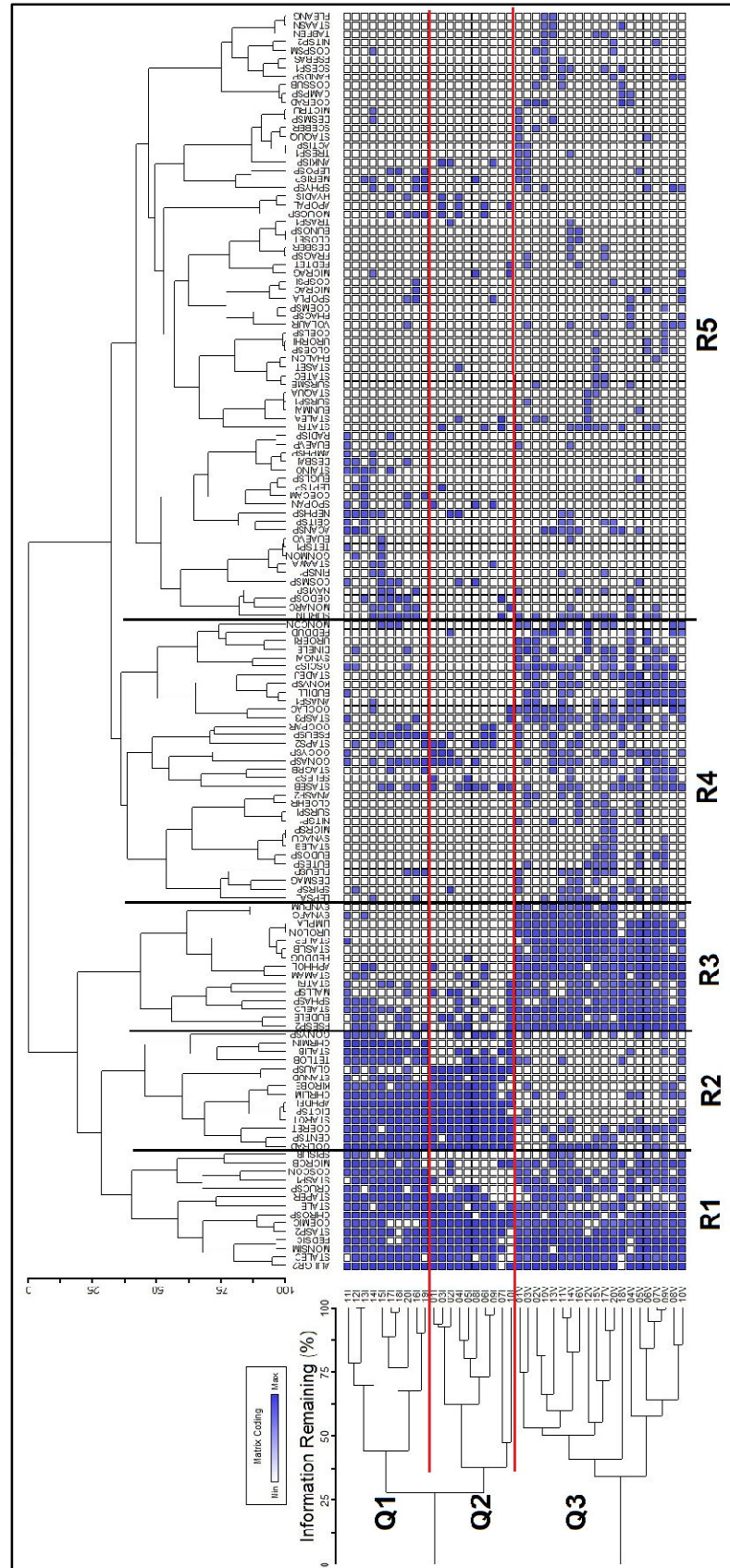


Figura 2 – Análise nodal dos dados de frequência de 148 espécies fitoplanctônicas em 40 pontos amostrais na área de influência direta da UHE de Estreito – MA/TO. Cladogramas gerados pelo método de agrupamento de WARD com base na distância de Hellinger.

No grupo Q1 as espécies *spirulina subsalsa* e *Cosmarium contractum* apresentaram os maiores valores calculados no *IndVal*, 24,54 e 23,30%, respectivamente. Apesar de ambas pertencerem ao grupo de espécies R1, com ocorrência tanto no período seco quanto chuvoso, de acordo com Peerapornpisal(2008), a espécie *C. contractum* tem sua ocorrência favorecida por ambientes de oligo a mesotróficos, em especial no período seco, podendo ser utilizada como um bioindicador nesses tipos de ambientes.

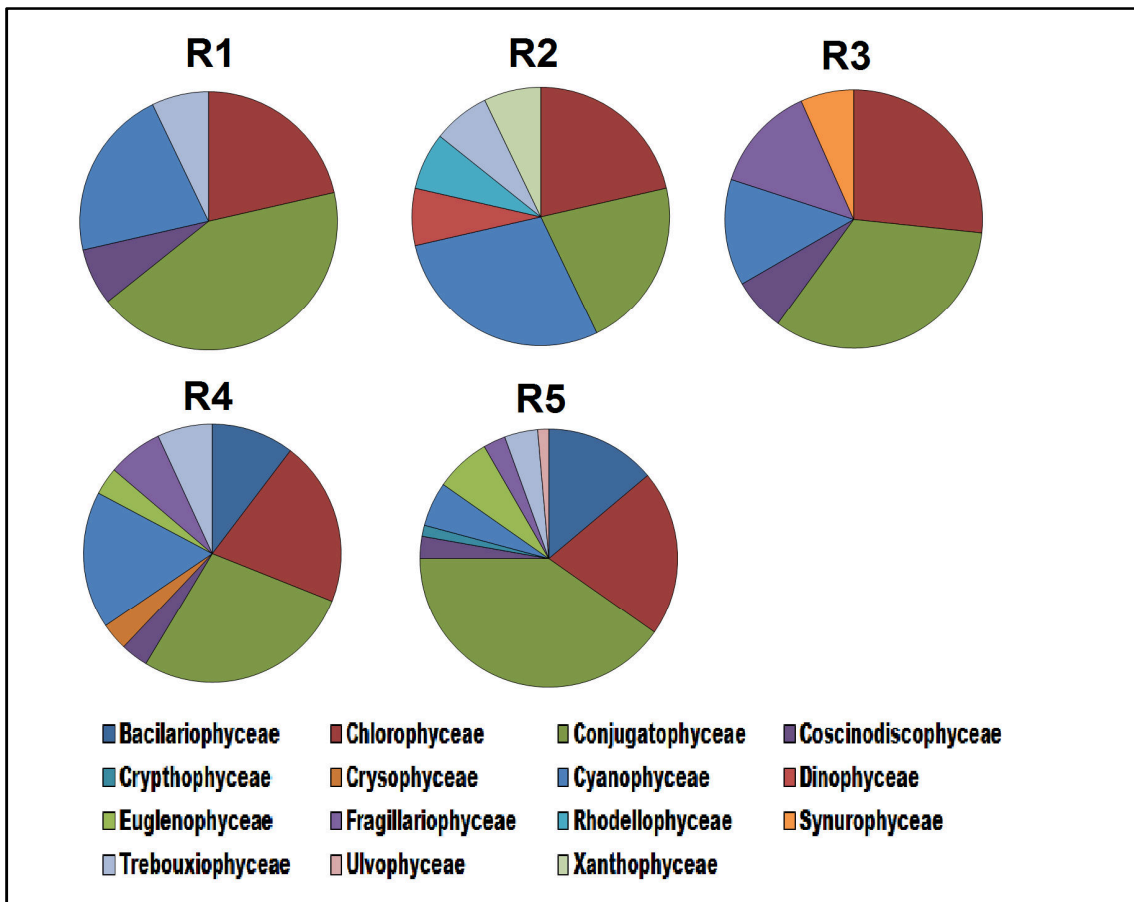


Figura 3 – Distribuição de frequência das classes de 148 espécies de algas fitoplanctônicas nos cinco grupos de espécies formados pela análise de agrupamento pelo método Ward, com base na distância de Hellinger, dos dados coletados nas estações chuvosa (02/14) e seca (08/14) na área de influência direta da UHE de Estreito.

A espécie *Staurastrum limneticum var. burmense*, apesar de ter apresentado valor de *IndVal* calculado inferior as anteriores (18,24%), pertence ao grupo de espécies R2, ocorrendo basicamente nos pontos amostrados no rio durante no período de estiagem, podendo ser apontada como um possível indicador para este ambiente e período sazonal na região de estudo. Meesukkoet *al.*. (2007) também identificaram a relação do aumento da abundância desta espécies com o período de estiagem.

Citada por Nogueira *et al.*, (2011) com uma espécie cosmopolita, *Aphanocapsia delicatissima* apresentou o maior *IndVal* dentre as espécies que apresentaram significância no

grupo de amostras Q2 tendo apresentado ocorrência somente durante a estação seca, a pesar de Santos & Ferragut (2013), apontarem essa espécie como relacionada ao período chuvoso na região sudeste do Brasil. O táxon *Glaucosphaera sp* com IndVal de 21,13%, é o que melhor se enquadra como possível indicador para o ambiente lago durante o período de estiagem, frente sua ocorrência quase que exclusiva neste ambiente e período.

Tabela 2 – Distribuição das espécies de algas planctônicas com indval estatisticamente significante, e, relação aos grupos de amostras (modo Q) e de espécies (modo R).

		Família	Espécie	IndVal	p	Grupo de Espécies
Grupo de Amostras	Q1	Cyanophyceae	<i>Spirulina subsalsa</i>	24,54	0,04	R1
		Conjugatophyceae	<i>Cosmarium contractum</i>	23,30	0,01	R1
		Conjugatophyceae	<i>Staurastrum limneticum var. burmense</i>	18,24	0,01	R2
		Conjugatophyceae	<i>Staurastrum inovactor</i>	17,64	0,01	R5
		Cyanophyceae	<i>Chroococcus minutus</i>	17,39	0,00	R2
	Q2	Cyanophyceae	<i>Aphanocapsia delicatissima</i>	42,95	0,00	R2
		Chlorophyceae	<i>Coelastrum microporum</i>	27,34	0,00	R1
		Conjugatophyceae	<i>Staurastrum rotula</i>	26,56	0,00	R2
		Rhodellophyceae	<i>Glaucosphaera sp</i>	21,13	0,00	R2
	Q3	Chlorophyceae	<i>Pediastrum duplex var. gracilimum</i>	90,17	0,02	R3
		Conjugatophyceae	<i>Staurastrum leptocladum</i>	85,64	0,05	R3
		Conjugatophyceae	<i>Staurastrum elongatum</i>	52,78	0,02	R3
		Chlorophyceae	<i>Pseudosphaerocystis sp</i>	52,49	0,01	R3
		Chlorophyceae	<i>Pediastrum simplex var. clathratum</i>	39,37	0,01	R1
		Coccinodiscophyceae	<i>Aulacoseira granulata var. angustissima</i>	34,71	0,00	R1
		Chlorophyceae	<i>Monactinus simplex</i>	33,12	0,01	R1

Pediastrum duplex var. gracilimum e *Staurastrum leptocladum* apresentaram os maiores valores de IndVal para o grupo de amostras Q3 (90,17 e 85,64% respectivamente) estando ambas incluídas no grupo de espécies R3, que apresentaram ocorrência predominante no período chuvoso. *Aulacoseira granulata var. angustissima* (IndVal 34,71%), apesar de ter ocorrido ao longo de toda a amostragem (Grupo de espécies R1), teve sua abundância elevada de forma significativa no período chuvoso, comportamento semelhante ao descrito por Borsatto *et al.* (2010).

Na análise de redundância foi evidenciado um gradiente horizontal ligado a sazonalidade, que representou 25,8% da variabilidade na densidade de algas fitoplanctônicas, e no eixo vertical (5,8%), o gradiente que separa as amostras coletadas nos ambientes lago e rio no período de estiagem, não tendo havido separação clara entre as amostras obtidas nestes dois ambientes durante o período chuvoso. As amostras do período seco apresentaram-se mais

relacionadas aos valores de pH e temperatura, enquanto que as amostras do período chuvoso apresentam maiores relações com a condutividade, TDS e turbidez (Fig. 4).

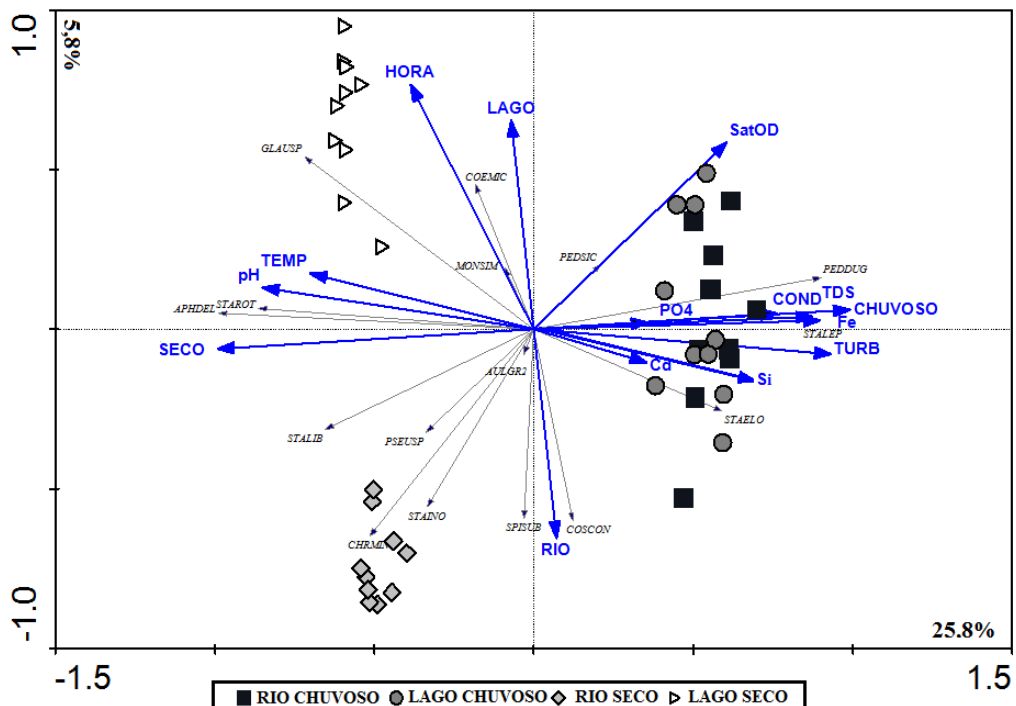


Figura 4 – Gráfico de ordenação da Análise de Correspondência Canônica entre a densidade de algas fitoplanctônicas e parâmetros ambientais, temporais e espaciais, coletados nas estações chuvosa (02/14) e seca (08/14) na área de influência direta da UHE de Estreito - MA/TO no rio Tocantins.

As variáveis utilizadas na ordenação explicaram 31,24% da variação total dos dados (Ω). Apesar das variáveis Ambientais isoladas ($E=2,85\%$) e Temporais isoladas ($1,85\%$) terem apresentado baixos valores de explicação da variância, a maior porcentagem de explicação foi obtida pela interação entre estas duas variáveis ($ET=26,54\%$), provavelmente devido ao forte fator sazonal na região (Fig. 5).

As variáveis espaciais testadas, seja de forma isolada ($S=1,31\%$) ou interagindo com as demais variáveis ($ST=0,5\%$ e $ES=0,61\%$), demonstraram pouco poder de explicação sobre a variação observada na densidade da comunidade fitoplanctônica estudada.

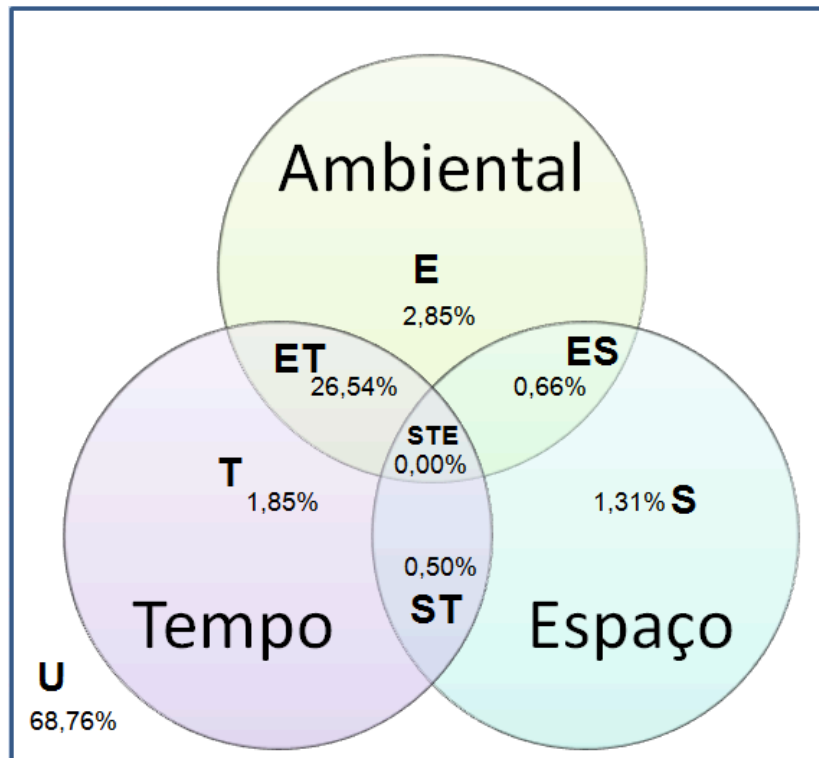


Figura 5 – Diagrama de Venn e gráfico explicitando a porcentagem de explicação das variáveis ambientais, temporais e espaciais estudadas sobre a variação na densidade de algas fitoplanctônicas nos 20 km finais do reservatório da UHE de Estreito – MA/TO e nos 20km do rio Tocantins a jusante da barragem. Componente ambiental independente do espaço e do tempo [E], componente espacial independente do ambiente e do tempo [S], componente temporal independente do espaço e do ambiente [T], componente ambiental indissociável do componente espacial [ES], componente ambiental indissociável do componente temporal [ET], componente espacial indissociável do componente temporal [ST], componente Ambiental indissociável dos componentes temporais e espaciais [ETS] e componente não explicado [U]

CONCLUSÃO

A densidade e a riqueza de algas fitoplanctônicas na área de influência direta da barragem da UHE de Estreito, 20 km a montante e a jusante da barragem, demonstrou ser fortemente influenciada pelo fator sazonal. Sendo que no período de estiagem forma-se uma clara dissociação entre os ambientes lago e rio, que não pode ser bem percebida durante o período chuvoso.

A aplicação da análise de agrupamento das amostras aliada a estimativa do IndVal e ao teste de significância desse índice permitiu identificar as espécies fitoplanctônicas que podem ser utilizadas como possíveis bioindicadores dos padrões sazonais e ambientais presentes. A espécie *Aphanocapsia delicatissima* pode ser considerada uma boa indicadora do ambiente lago e período chuvoso, enquanto que *Cosmarium contractum* e *Spirulina subsalsa* foram indicadoras do ambiente rio durante o mesmo período.

Durante o período chuvoso houve grande homegeniedade entre os dois ambientes, as espécies *Pediastrum duplex var. gracilimum* e *Staurastrum leptocladum* foram fortes indicadoras deste período sazonal.

O estudo de partição de variância demonstrou uma forte interação entre as variáveis ambientais e o período sazonal em relação à variabilidade da densidade de algas fitoplanctônicas. Por outro lado, o padrão de dispersão espacial apresentou pouca influência sobre a mesma.

Os resultados obtidos permitem afirmar que a sazonalidade, e as modificações nos parâmetros ambientais ligados a ela, exercem forte influência sobre a estrutura da comunidade fitoplanctônica na área de estudo. Enquanto que a formação do ambiente lago por si só não foi significativa para explicar os padrões de variação observados na densidade das algas fitoplanctônicas na área de estudo.

AGRADECIMENTOS

A Universidade Federal Rural da Amazônia – UFRA e ao Instituto Sócio-Ambiental de Recursos Hídricos – ISARH.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES pela bolsa de estudos

BIBLIOGRAFIA

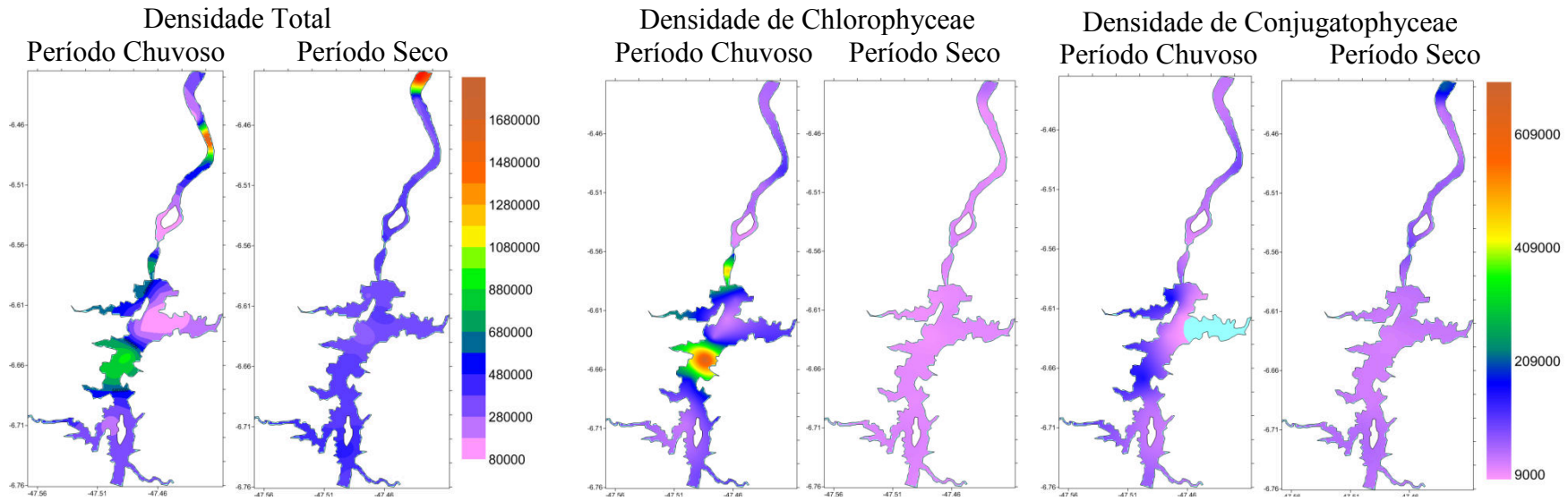
- ANDERSON, M. J.; CRIBBLE, N. A. 1998. Partitioning the variation among *spatial*, temporal and environmental components in a multivariate data set. *Australian Journal of Ecology*, 23: 158–167.
- Apha. 2005. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*; 21^oed.
- BEISNER, B.E., P.R. PERES-NETO, E.S. LINDSTRO, A. BARNETT & M.L. LONGHI, 2006. The role of environmental and *spatial* processes in structuring lake communities from bacteria to fish. *Ecology*, 87: 2985–2991
- BORCARD, D. & P. LEGENDRE, 2002. All-scale *spatial* analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. *Ecological Modelling*, 153: 51-68.
- BORCARD, D, GILLET, F.& LEGENDRE, P. 2011. *Numerical Ecology with R*. springer, New York, 302p
- BORCARD, D., LEGENDRE, P.& DRAPEAU, P. 1992. Partialling out the *spatial* component of ecological variation. *Ecological Society of America*, 73: 1045-1055
- BORSATTO, J.C.L.; BORSATTO, M.V.; ORLANDO J.F.F.; SILVA, M.F.; SILVA, D.G.K.C. 2010. Análise da qualidade da água nos rios tocantins e cacau no trecho da construção da ponte da amizade. *Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal*, v. 7, n. 2, p. 163-177, abr./jun.
- COWELL, B.C. And DAWES, C.J. 2008. Seasonal comparisons of the phytoplankton and decline in water transparency in the *spring-fed* Rainbow River, Florida. *Journal of Freshwater Ecology*, vol. 23, p. 169-177.
- GRUBERTS, D., DRUVIETIS, I., PARELE, E., PAIDERE, J., POPPELS, A., PRIEDITIS, J., SKUTE, A. 2007. Impact of hydrology on aquatic communities of floodplain lakes along the Daugava River (Latvia). *Hydrobiologia*, vol. 584, p. 223-237
- LANDEIRO, V.L., BINI, L.M., MELO, A.S. PES A.M.O., MAGNUSSON, W.E. 2012. The roles of dispersal limitation and environmental conditions in controlling caddisfly (Trichoptera) assemblages. *Freshwater Biology*, 57: 1554-1564.
- LEGENDRE, P. 2007. Studying beta diversity: ecological variation partitioning by multiple regression and canonical analysis. *J Plant Ecol* (2008) 1 (1): 3-8 first published online January.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. 1998. *Numerical Ecology*. Developments in Environmental Modelling 20. Amsterdam, Elsevier Science 868p
- MEESUKKO, C.; GAJASENI, N; PEERAPORNPIBAL, Y.; VOINOV, A. 2007. Relationships Between Seasonal Variation and Phytoplankton Dynamics in Kaeng Krachan Reservoir, Phetchaburi Province, Thailand. *Nat. Hist. J. Chulalongkorn Univ.* 7(2), Out.
- NOGUEIRA, I.N.; NABOUT, N.C.; IBÁÑEZ, M.S.R.; BOURGOIN, L.M. 2010. Determinants of beta diversity: the relative importance of environmental and *spatial* processes in structuring phytoplankton communities in an Amazonian floodplain. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 22, no. 3, p. 247-256.
- NOGUEIRA, I.S.; GAMA JÚNIOR, W. A.; D’ALESSANDRO, E. B. 2011. Cianobactérias planctônicas de um lago artificial urbano na cidade de Goiânia, GO. *Revista Brasil. Bot.*, V.34, n.4, p.575-592, out.-dez.

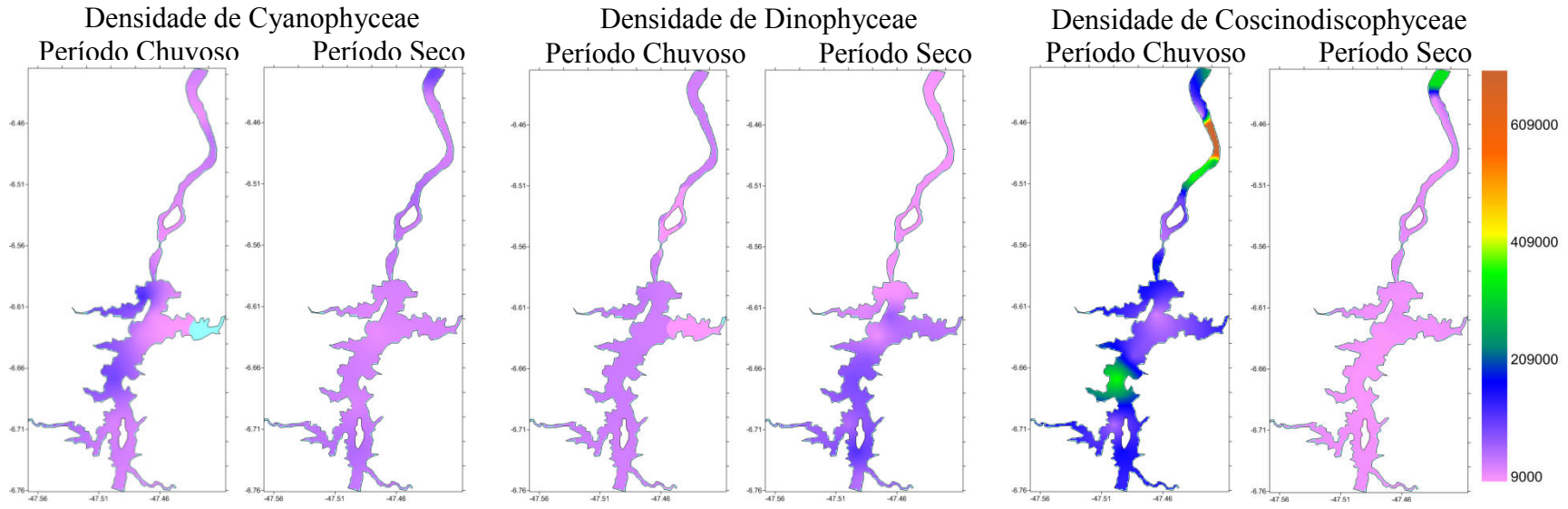
- PADISÁK, J., 2004. Phytoplankton. In: O'Sullivan, P.E., Reynolds, C.S. (Eds.), *The Lakes Handbook 1. Limnology and Limnetic Ecology*, Blackwell Science Ltd. Oxford, p. 251-308.
- PEERAPORNPIBAL, Y.; SUPHAN, S.; NGEARNPAT, N.; PEKKOH, J. 2008. Distribution of chlorophytic phytoplankton in Northern Thailand. *Biologia* 63/6: 852—858, Section Botany.
- PERES-NETO, P.R., P. LEGENDRE, S. DRAY & D. BORCARD, 2006. Variation partitioning of *species* data matrices: estimation and comparison of fractions. *Ecology*, 87: 2614-2625.
- SANTOS, T.R.; FERRAGUT, C. 2013. The successional phases of a periphytic algal community in a shallow tropical reservoir during the dry and rainy seasons. *Limnetica*, 32 (2): 337-352.
- SLOAN, WT., LUNN, M., WOODCOCK, S., HEAD, IM, NEE, S., CURTIS, TP., 2006. Quantifying the roles of immigration and chance in shaping prokaryote community structure. *Environmental Microbiology*, vol. 8, p. 732-740.
- TER BRAAK, C. J. F., MILAUER, P. S. 2002. *CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows Software for Canonical Community Ordination (Version 4.5)*. Microcomputer Power, Ithaca, NY: 352.

Apêndice A – Médias, desvio padrão, máximos e mínimos dos parâmetros ambientais e biológicos nos pontos de coleta do trecho do rio Tocantins sob a influência direta da UHE de Estreito – MA/TO.

Parâmetros	Unidade	Código	Verão (Período Chuvoso)				Inverno (Período Seco)			
			Lago		Rio		Lago		Rio	
			<i>Média ± SD</i>	<i>Min.-Máx.</i>	<i>Média ± SD</i>	<i>Min.-Máx.</i>	<i>Média ± SD</i>	<i>Min.-Máx.</i>	<i>Média ± SD</i>	<i>Min.-Máx.</i>
Riqueza	taxon	Riqu.	49±6	58-37	48±10	63-33	29±4	36-19	42±6	51-33
Densidade Relativa	%	DensR	8,28±5,77	19,85-1,58	9,69±10,89	37,71-1,51	2,55±0,85	4,00-1,02	7,44±13,24	45,04-2,18
Temperatura	°C	TEMP	28,8±0,8	28,2-30,5	28,1±0,3	27,4-28,3	29,7±0,4	29,2-30,3	29,2±0,3	28,8-29,9
pH	-	pH	7,3±0,3	6,6-7,6	6,9±0,2	6,6-7,2	7,9±0,1	7,8-8,1	7,7±0,2	7,6-7,9
Condutividade Elétrica	mS/cm	COND	19,6±7,6	16,8-41,2	9,4±5,9	0,1-17,9	0,1±0,01	0,01-0,04	0,05±0,01	0,04-0,06
Sólidos Totais Dissolvidos	mg/l	TDS	29,8±61,5	10,1-204,7	8,3±3,7	1,6-12,1	0,3±0,01	0,03-0,03	0,03±0,01	0,03-0,04
Sat. de Oxigênio Dissolvido	%	SatOD	94,2±7,4	79,5-100,2	98,7±5,4	85,8-103,6	90,7±3,8	81-94,4	81,0±1,7	78,1-82,9
Oxigênio Dissolvidos	mg/l	OD	6,8±0,5	6,0-7,7	7,9±0,5	6,7-8,7	6,9±0,1	6,9-7,1	7,4±0,45	6,2-7,8
Resistividade		RES	22,9±0,5	21,6-23,4	30,1±16,0	10,3-55,2	23,2±0,4	23-24	21,7±2,7	16-24
Turbidez	NTU	TURB	5,8±0,9	3,9-6,8	6,8±1,4	4,9-9,3	0,8±0,8	0,4-3,2	2,2±0,9	0,7-3,3
Clorofila a	ug/l	Chla	7,1±5,5	1,7-19,4	9,2±2,4	4,6-11,6	10,1±2,3	5,2-14,1	8,3±1,4	4,7-9,6
Cádmio	mg/l	Cd	0,03±0,02	0,01-0,06	0,06±0,06	0,02-0,23	0,02±0,01	0,01-0,05	0,02±0,01	0,01-0,05
Ferro	mg/l	Fe	0,4±0,1	0,29-0,6	0,4±0,2	0,3-0,8	0,04±0,01	0,04-0,06	0,06±0,04	0,02-0,17
Fosfato	mg/l	PO4	0,3±0,1	0,2-0,6	0,3±0,05	0,2-0,4	0,2±0,05	0,1-0,2	0,2±0,1	0,05-0,37
Nitrato	mg/l	NO3	0,2±0,2	0,1-0,6	1,3±2,1	0,1-6,8	0,3±0,2	0,1-0,8	0,1±0,1	0,03-0,24
Sílica	mg/l	Si	12,4±1,3	10,5-15,4	12,51±0,8	11,8-14,2	10,1±0,7	9,1-11,1	11,1±0,8	10,1-12,5

APÊNDICE B – Distribuição das densidades totais e das principais classes de algas fitoplânctônicas na área de influência direta UHE de Estreito MA/TO.





APÊNDICE C – Distribuição dos parâmetros físico-químicos amostrados na área de influência direta UHE de Estreito MA/TO.

