



UNIVERSIDADE FEDERAL DA INTEGRAÇÃO LATINO-AMERICANA
INSTITUTO LATINO-AMERICANO DE CIÊNCIAS DA VIDA E DA
NATUREZA (ILACVN)
CIÊNCIAS BIOLÓGICAS: ECOLOGIA E BIODIVERSIDADE

**A DINÂMICA DE METACOMUNIDADES DE MACROALGAS DE RIACHOS NA
BACIA HIDROGRÁFICA DO PARANÁ III**

DIEGO ALBERTO TAVARES

Foz do Iguaçu
2015

**UNIVERSIDADE FEDERAL DA INTEGRAÇÃO LATINO-AMERICANA
INSTITUTO LATINO-AMERICANO DE CIÊNCIAS DA VIDA E DA
NATUREZA (ILACVN)**

CIÊNCIAS BIOLÓGICAS: ECOLOGIA E BIODIVERSIDADE

**A DINÂMICA DE METACOMUNIDADES DE MACROALGAS DE RIACHOS NA BACIA
HIDROGRÁFICA DO PARANÁ III**

DIEGO ALBERTO TAVARES

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto Latino-Americano de Ciências da Vida e da Natureza da Universidade Federal da Integração Latino-Americana, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas: Ecologia e Biodiversidade.

Orientador: Prof. Dr. Cleto Kaveski Peres

Coorientador: Prof. Dr. Michel Varajão Garey

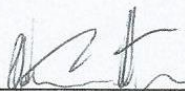
Foz do Iguaçu
2015

DIEGO ALBERTO TAVARES

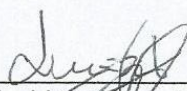
**A DINÂMICA DE METACOMUNIDADES DE MACROALGAS DE RIACHOS NA
BACIA HIDROGRÁFICA DO PARANÁ III**

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado ao Instituto Latino-Americano
de Ciências da Vida e da Natureza da
Universidade Federal da Integração Latino-
Americana, como requisito parcial à
obtenção do título de Bacharel em Ciências
Biológicas: Ecologia e Biodiversidade.

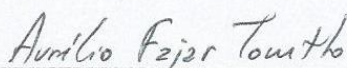
BANCA EXAMINADORA



Orientador: Prof. Dr. Cleto Kaveski Peres
UNILA



Prof. Luiz Henrique Garcia Pereira
UNILA



Prof. Aurélio Fajar Tonetto
UNIP

Foz do Iguaçu, 07 de Julho de 2015.

Dedico este trabalho a minha avó e
madrinha, Nadyr da Silva Tavares, *in*
memorian.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar agradeço ao meu professor orientador, Cleto, não só pela paciência, mas também pela constante orientação neste trabalho, sem mencionar sua amizade. Eu apenas lhe digo: muito obrigado.

Ao Michel, meu coorientador, pelas brincadeiras nas milhares correções deste trabalhos, e também pelo tempo e paciência dedicado a explicação de todas teorias doidas da minha mente.

Aos professores da banca pelas orientações e conselhos que serviram como exemplo para a minha vida como pesquisado e cientista.

Ao professor Samuel, pela ajuda com as ferramentas necessárias para elaborar os mapas deste trabalho.

Ao Richard pelas longas horas destinada a ler as bobagem que escrevi neste trabalho e também por me aguentar tagarelado por longas horas no laboratório.

Às meninas do laboratório: Solange, Carla, Paula e Lilian, por todo apoio que me foi dado, não apenas na execução deste trabalho, mas durante todos estes anos.

Aos colegas de curso, que neste cinco anos estiveram ao meu lado dando apoio, oferecendo elogios e que me acompanharam nesta longa jornada.

Aos amigos do “DOTO”, Dontry, Dark, Mant que por muitas vezes me tomaram tempo útil, mas que me apoiaram para a conclusão deste trabalho.

Ao pessoal do IB-SP: Carlos, Denise, Carla, Tiago, às Simones, Stéfano, Lívia, Samantha, Krysna, Lucineide e Dorinha pela grande experiência fornecida durante a preparação deste trabalho.

Aos meus pais, Carlos e Silvia, e meus avós, José e Zoraide e ao “vô” Paulo, pela paciência em minha ausência, pelo grande apoio e confiança de sempre, amo vocês.

Ao meu irmão, Douglas, que me oferece apoio em TUDO que eu preciso, principalmente quando precisei de algum “favorzinho”.

A Leni, minha “sogra” pela grande ajuda com o inglês, no qual eu sou um fracasso total com os arranjos.

À Ingrid, minha namorada, meu amor! Por toda paciência nos meus momentos de desilusão e falta de criatividade, e por saber a importância deste trabalho para mim, Te amo!

À todos aqueles que por ventura colaboram e não me lembrei de seus nomes, peço desculpas e quero que saibam que vocês muito me ajudaram!

"The mind that opens to a new idea never returns to its original size."
Albert Einstein

TAVARES, Diego Alberto. **A Dinâmica de Metacomunidades de Macroalgas de Riachos na Bacia Hidrográfica do Paraná III**. 2015. 44. Trabalho de Conclusão de Curso (Ciências Biológicas: Ecologia e Biodiversidade) – Universidade Federal da Integração Latino-Americana, Foz do Iguaçu, 2015.

RESUMO

Macroalgas são consideradas importantes produtores primários de riachos. O estudo sobre a dinâmica dessas comunidades no tempo e espaço são importantes para o conhecimento sobre o grupo, bem como para estabelecer estratégias para a sua conservação. Apesar de muitos trabalhos sobre aspectos ecológicos destas algas terem sido desenvolvidos no mundo todo, muitas perguntas ainda permanecem não respondidas. Diante disso, o objetivo deste trabalho foi estudar as macroalgas de riachos, através das perspectivas da teoria de metacomunidades. Assim foi avaliada a importância relativa de fatores ambientais e espaciais na dinâmica destas metacomunidades de macroalgas de riachos. Adicionalmente, foi analisada a dinâmica das metacomunidades de cada grupo taxonômico de macroalgas (Chlorophyta, Cyanobacteria, Ochrophyta e Rhodophyta) avaliando a influência das variáveis físicas, químicas e estruturais dos riachos e a sua variação espacial. O trabalho foi desenvolvido em 52 riachos localizados na Bacia Hidrográfica do Paraná III com as coletas sendo realizadas através da técnica da transeção. Foram consideradas dez variáveis ambientais que se consideram importantes para macroalgas de riachos. A análise foi desenvolvida no software R utilizando um conjunto de técnicas baseadas na Análises de Redundância Parcial (pRDA). Os resultados mostraram o papel de cada conjunto de preditores na explicação da variação das macroalgas em geral e de cada grupo especificamente. A metacomunidade de macroalgas na região foi significativamente explicada pelos fatores ambientais (sombreamento e condutividade) e espaciais, tendo sua dinâmica explicada pela triagem de espécies e efeito de massa. Entre os grupos taxonômicos estudados, somente a metacomunidade de Chlorophyta pode ser explicada pelos fatores ambientais (sombreamento, sólidos totais dissolvidos e substrato estável) e espaciais, no qual a triagem de espécies é o modelo da teoria de metacomunidades que melhor explica a variação na composição destas macroalgas na Bacia Hidrográfica do Paraná III.

Palavras-chave: Variação espacial. Ambientes Lóticos. Subtropical. Algas Bentônicas.

TAVARES, Diego Alberto. **Dynamics of Stream Macroalgae Metacommunities of Parana III Basin**. 2015. 44. Trabalho de Conclusão de Curso (Ciências Biológicas: Ecologia e Biodiversidade) – Universidade Federal da Integração Latino-Americana, Foz do Iguaçu, 2015.

ABSTRACT

Macroalgae are considered important primary producers of streams. The study of the dynamics of these communities in time and space are important for the knowledge about the group, and to establish strategies for their conservation. Although many studies on ecological aspects of these algae have been developed worldwide, many questions remain unanswered. The objective of this work was to study the stream macroalgae through the perspectives of metacommunities theory. Thus, it was evaluated the relative importance of environmental and spatial factors in the dynamics of these stream macroalgae metacommunities. Additionally, we analyzed the dynamics of metacommunities of each macroalgae taxonomic group (Chlorophyta, Cyanobacteria, Ochrophyta and Rhodophyta) evaluating the influence of physical, chemical and structural variables of streams and their spatial variation. The study was conducted in 52 streams located in the Paraná III Basin with the collections being held by the transect technique. Ten environmental variables were measured, which are considered important for stream macroalgae. The analysis was developed in the R software using a set of techniques based on Analysis of Partial Redundancy (pRDA). The results showed the role of each set of predictors in the explanation of the variation of macroalgae in general and specifically for each group. The macroalgae metacommunity in the region was significantly explained by environmental factors (shading and conductivity) and spatial, with its dynamic explained by species sorting and mass effect. Among taxonomic groups, only Chlorophyta metacommunity can be explained by environmental factors (shading, total dissolved solids and stable substrate) and spatial, in which the species sorting is the model of metacommunities theory that best explains the variation in the composition of these macroalgae in the Paraná III Basin.

Key words: Spacial Variation. Lotic Systems. Subtropical. Benthic Algae.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** – Localização da Bacia Hidrográfica do Paraná III no Brasil e no estado do Paraná39
- Figura 2** – Diagrama de Venn representando a partição de variação da composição de espécies de macroalgas de riachos explicadas pelos preditores ambientais e espaciais. 39

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** – Segmentos de riachos amostrados e suas respectivas localizações na Bacia Hidrográfica do Paraná III.40
- Tabela 2** – Espécies de macroalgas de riachos e pontos de amostragem com a ocorrência na Bacia Hidrográfica do Paraná III.41
- Tabela 3** – Amplitude, média e desvio padrão para os preditores ambientais mensurados nos segmentos de riachos na Bacia Hidrográfica do Paraná III42
- Tabela 4** – Valores dos preditores ambientais mensurados nos segmentos de riachos na Bacia Hidrográfica do Paraná III.43
- Tabela 5** – Resultados da Análise de Redundância Parcial (pRDA) para a presença-ausência de táxons nas comunidades de macroalgas de riachos na Bacia Hidrográfica do Paraná III.45

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	10
2 MATERIAL E MÉTODOS	20
2.1 ÁREA DE ESTUDO	20
2.2 DADOS DAS MACROALGAS	20
2.3 PREDITORES AMBIENTAIS	21
2.4 PREDITORES ESPACIAIS	22
2.5 ANÁLISE DOS DADOS	23
3 RESULTADOS.....	26
3 DISCUSSÃO	27
REFERÊNCIAS	33
ANEXOS.....	38
ANEXO A – FIGURAS.....	39
ANEXO B – TABELAS.....	40

1 INTRODUÇÃO

Riachos são ambientes heterogêneos, caracterizados principalmente por seu constante fluxo unidirecional (Lampert & Sommer, 2007; Maitland, 1978). O fluxo constante proporciona a mistura da água que impede a formação de gradientes verticais nas condições ambientais, com exceção da luz (Lampert & Sommer, 2007). Em seu curso, promove a formação de diferentes habitats, os quais estão associados às características físicas e químicas do ambiente como: velocidade da correnteza, profundidade, largura, vazão, geologia, pH, turbidez, nutrientes, condutividade específica, oxigênio dissolvido, entrada de luz (Allan & Castillo, 2007).

Deste modo, um riacho é formado por um mosaico de habitats, que varia em escala espacial e temporal (Pringle *et al.* 1988). Neste mesmo contexto, Ward (1989), defendeu que a heterogeneidade em riachos ocorre no tempo e espaço, através de um mosaico de interações dividido em quatro dimensões: i) longitudinal, que envolve as interações no sentido montante à jusante; ii) lateral, que está relacionada com a troca de matéria e energia entre o riacho e seu entorno; iii) vertical, que representa a conexão entre águas subterrâneas e águas do leito do riacho e; iv) temporal, que interage com as demais através de eventos previsíveis ou não, ao longo do tempo. Logo, riachos possuem um misto de condições em seu curso, modificáveis na presença de eventuais perturbações. Deste modo, a velocidade da correnteza, por exemplo, é uma característica presente que além de exigir adaptação dos organismos para manter-se fixos em um local, também favorece o fluxo intenso de matéria e energia ao longo de seu curso, afetando diretamente a distribuição populacional dos organismos nos riachos (Allan & Castillo, 2007; Lampert & Sommer, 2007). Somando às características que fazem com que riachos sejam ambientes altamente heterogêneos, é esperado que os mesmos possuam espécies tipicamente adaptadas à ele (Giller & Mamqvist, 1998; Lampert & Sommer, 2007).

Em ambientes lóticos, tanto variáveis físicas e químicas, quanto a entrada de matéria podem variar, geralmente formando gradientes ao longo de seu curso (Lamberti, 1996). Em rios e riachos a entrada de energia ocorre de duas formas: i) alóctone, que diz respeito à matéria orgânica proveniente dos sistemas terrestres circundantes, os quais são depositados nas margens e transportados pelo fluxo d'água e; ii) autóctone, que constitui a matéria orgânica sintetizada no próprio sistema aquático, através dos organismos autotróficos fotossintetizantes, como macrófitas, e algas bentônicas e planctônicas (fitoplâncton) (Giller & Mamqvist, 1998). Ainda que haja uma disponibilidade maior de recursos em rios e riachos do que em lagos, a distribuição nestes ambientes é bem diferente (Lamberti, 1996). Por exemplo, em riachos onde o fluxo é alto e o transporte de matéria é constante, a comunidade fitoplanctônica é pouco abundante ou ausente, logo as algas bentônicas são as mais representativas como fonte autóctone de energia (Allan & Castillo, 2007; Lamberti, 1996).

Algas bentônicas são aquelas que estão fixas ao substrato (Johansson, 1982). Dentre elas, há um número significativo que apresentam crescimento macroscópico, as quais são tratadas convencionalmente como macroalgas. De acordo com definição de Sheath & Cole (1992): “macroalgas de riachos são bentônicas e formam um talo maduro que é uma estrutura discreta e reconhecível a olho nu; a identificação microscópica é geralmente necessária e, frequentemente microalgas estão associadas ao talo”. Comumente são encontrados quatro grupos taxonômicos em trabalhos com macroalgas, são elas: Cyanophyta (=Cyanobacteria), Chlorophyta, Rhodophyta e Ochrophyta (=Heterokontophyta) (Necchi Júnior *et al.*, 2000; Sheath & Cole, 1992). Um importante ponto a ressaltar é a ampla variação morfológica encontrada no talo independentemente do grupo taxonômico, onde é comum serem relatados os seguintes tipos: filamentos livres, filamentos gelatinosos, emaranhado de filamentos, tufos, colônias gelatinosas, crostas e pseudoparênquimas (Sheath & Cole, 1992). Estes diferentes tipos morfológicos somados

às diferentes características bioquímicas e fisiológicas (associadas aos diversos grupos taxonômicos) conferem às macroalgas estratégias variadas para resistir as variações ambientais (Sheath & Cole, 1992). Por isso, os padrões de ocorrência destes organismos nos riachos têm despertado o interesse de diversos pesquisadores no mundo todo nas últimas décadas (e.g. Branco *et al.*, 2005; Necchi Júnior *et al.*, 1995; Peres *et al.*, 2013; Sheath & Burkholder, 1985).

Neste contexto, diversos são os estudos relacionando as comunidades de macroalgas a fatores bióticos e abióticos dos riachos. Foi na América do Norte que foram iniciados os grandes trabalhos na área, sendo possível citar como exemplo os estudos de: a) Sheath & Burkholder (1985), que concluíram que o pH era o fator determinante na distribuição das macroalgas e que sazonalmente haviam alterações nas abundâncias de espécies de algas verdes dada maior cobertura de dossel; b) Sheath *et al.* (1986) discutiram que a grande abundância e diversidade encontrada possivelmente estava relacionada à flutuação das variáveis físicas e químicas da água oriunda de pântanos no Alaska; c) Sheath *et al.* (1989) que associaram a co-ocorrência de algumas espécies (*Microspora pachyderma* com *Mougeotia* sp. e *Batrachospermum keratophytum*) em manchas com características da água, como o pH e a condutividade; d) Sheath & Cole (1992), os quais não encontraram correlações entre variáveis ambientais e a ocorrência de macroalgas, porém constataram que riachos com um maior tamanho não teriam necessariamente maior diversidade, e sugeriram que o fator determinante poderia ser a velocidade da correnteza; e) Sheath & Müller (1997) que encontraram uma baixa diversidade relacionada a alta sedimentação dos riachos avaliados e; f) Sherwood & Sheath (1999) que relacionaram a sazonalidade na flora de macroalgas em nascentes com variações na condutividade e pH, que são influenciados pelo tipo específico da matriz geológica da região.

Em outros locais do mundo podem ser citados trabalhos como: i) Entwisle *et al.* (1990) na Austrália, onde os autores verificaram que modificações na composição de

certos riachos derivavam de perturbações e processos de eutrofização, relacionados a atividades antrópicas; ii) Vis *et al.* (1994) no Havaí, que encontraram uma correlação positiva entre riqueza e profundidade, largura do riacho, pH e condutividade e; iii) Hu & Xie (2006) que não encontraram relação entre as variáveis com a sazonalidade de macroalgas na China, porém observaram que cabeceiras tinham maior diversidade do que regiões a jusante do riacho, e sugeriram que isto seria devido a condições como a transparência da água e o rápido fluxo, os quais aumentariam a disponibilidade de luz e a renovação de nutrientes, respectivamente.

Na América do Sul, especificamente no Brasil, os trabalhos são concentrados principalmente na região Sudeste, como: a) Necchi Júnior *et al.* (1995) que encontraram uma relação entre as comunidades de macroalgas e altos valores de condutividade, baixos valores de oxigênio dissolvido e substratos rochosos, sendo as duas primeiras características associadas a eutrofização ambiental; b) Branco & Necchi Júnior (1996) que não encontraram relações entre variáveis físicas e químicas da água com a riqueza e abundância de espécies, sugerindo assim que isso poderia estar relacionado a Hipótese do Distúrbio Intermediário, visto que chuvas frequentes do bioma estudado estariam provocando uma flutuação nestas variáveis; c) Branco & Necchi Júnior (1997) em um estudo sobre a dinâmica sazonal, verificaram que apesar das características ambientais serem importantes, a precipitação seria o fator chave na sazonalidade das comunidades de macroalgas; d) Branco & Necchi Júnior (1998) discutiram a relação da distribuição de macroalgas, a qual seria caracterizada pela dominância de poucas espécies, com a condutividade, que representaria uma condição de ambientes perturbados; e) Necchi Júnior *et al.* (2000) os quais não encontraram relações entre as variáveis ambientais e a distribuição de macroalgas, mas discutiram que a relação entre riqueza e abundância estariam ligadas às flutuações das variáveis físicas e químicas dos riachos; f) Necchi Júnior *et al.* (2003) que encontram relação entre a comunidade de macroalgas e variáveis

ambientais, como baixo pH, substrato rochoso, coloração da água e velocidade de correnteza, mostrando uma combinação de fatores diferentes daqueles encontrados em outros trabalhos e; g) Necchi Júnior *et al.* (2008) os quais encontraram diferenças nas influências de variáveis ambientais na distribuição de macroalgas em dois aspectos, sendo relacionado à formação vegetal onde se encontra o riacho (Mata atlântica vs. Campos de Altitude), e a variação sazonal (inverno vs. verão).

Para o estado do Paraná, podem ser citados os trabalhos de: i) Krupek *et al.* (2007) que verificaram que apesar de uma alta diversidade encontrada na bacia hidrográfica como um todo, as variáveis ambientais não explicavam a distribuição das macroalgas, e que a baixa diversidade pontual poderia estar relacionada com características locais; ii) Peres *et al.* (2009) verificaram que diferentemente de outros trabalhos, a distribuição em mosaico não foi relatada, e discutiram que o sombreamento, oriundo da vegetação marginal, poderia estar afetando a estrutura das comunidades de macroalgas; iii) Branco *et al.* (2009) os quais verificaram que a variação local das variáveis ambientais é um ponto importante na diversidade e distribuição de macroalgas e que poderia estar sendo negligenciada; iv) Peres *et al.* (2010) que verificaram que ambientes com presença de poluição orgânica tendem a terem maiores riquezas de Chlorophyta e ausência de Rhodophyta, e também que a distribuição de algas pode, de certa maneira, responder conforme o Conceito do Rio Contínuo.

A partir destas informações, fica clara a necessidade de um novo enfoque, buscando compreender principalmente a ação dos processos que atuam em escalas locais e regionais (Branco *et al.*, 2014) e, conseqüentemente, afetam a dinâmica de metacomunidades. O conceito de metacomunidade é definido como o conjunto de comunidades locais interligadas pela dispersão de espécies que potencialmente interagem com as demais espécies da comunidade local (Wilson, 1992). A teoria de metacomunidades leva em consideração os processos que ocorrem em duas escalas: i) processos locais que

abrangem a interação entre as espécies e o habitat; ii) processos regionais que relacionam as diferentes taxas de dispersão dos indivíduos de diferentes espécies entre as comunidades (Leibold *et al.*, 2004). Logo, a teoria de metacomunidades tenta compreender os fatores que afetam a dinâmica e a estruturação de comunidades em escala mais ampla.

A teoria de metacomunidades parte de quatro paradigmas que podem ser assumidos dependendo dos processos que atuam em escalas locais ou regionais: a dinâmica de manchas, a triagem de espécies, o efeito de massa, e a dinâmica neutra (Brown *et al.*, 2011; Leibold *et al.*, 2004; Logue *et al.*, 2011). O modelo de dinâmica de manchas (DM) assume que os riachos são idênticos (homogêneos) e podem estar ocupados ou desocupados dependendo da capacidade de dispersão de cada população. Na DM a presença das populações nas comunidades locais, conseqüentemente, a diversidade local é limitada pela capacidade de dispersão das espécies. O modelo de triagem de espécies (TE) assume a existência de um gradiente ambiental no qual, a distribuição das espécies ao longo do gradiente vai depender das características locais de cada riacho e da capacidade de dispersão das espécies. Na TE as espécies ocorrem nos riachos de acordo com a disponibilidade de recursos e condições (*i.e.*, fatores limitantes) e o processo de dispersão influencia diretamente a presença/ausência das espécies e conseqüentemente as composições de espécies ao longo do gradiente ambiental, enfatizando a separação espacial do nicho das espécies. O modelo de efeito de massa (EM) considera a existência de diferenças nas qualidades dos ambientes, onde indivíduos de populações existentes em riachos de alta qualidade (onde são competidores superiores) se dispersam para riachos de menor qualidade (onde são competidores inferiores), apresentando uma dinâmica do tipo fonte-dreno. A dinâmica neutra (DN) assume que os riachos são similares, e que as espécies são semelhantes em suas habilidades competitivas, capacidade de dispersão e desempenho. Deste modo, na DN as dinâmicas populacionais são regidas por fatores estocásticos que alteram as frequências relativas das

espécies em cada riacho, seja pela perda (extinção e emigração) ou pelo ganho (imigração e especiação) de espécies (Brown *et al.*, 2011; Göthe *et al.*, 2012; Hubbell, 2001; Leibold *et al.*, 2004; Logue *et al.*, 2011). Apesar desses paradigmas serem vistos de forma estritamente teórica, este tema vem recebendo maior atenção empírica atualmente (Winegardner *et al.*, 2012). Contudo, estudos de metacomunidades devem buscar entender os mecanismos pelos quais as comunidades se aproximam mais de um paradigma, do que apenas ver em qual paradigma o sistema estudado se encaixa.

Logue *et al.* (2011) fizeram uma revisão sobre estudos empíricos sobre metacomunidades, no qual verificaram que os modelos teóricos propostos são mais compreensíveis e perceptíveis em ambientes com limites claros e discretos. Neste contexto, os riachos, cujas delimitações ambientais não são claras mas sua hierarquia é estruturada, deveriam receber uma maior atenção com a ênfase na teoria de metacomunidades (Göthe *et al.*, 2012). Por serem ambientes susceptíveis a grandes variações em pequenas escalas temporais e também espaciais, e por apresentarem uma estrutura hierarquizada, os riachos são ótimos modelos para o estudo das dinâmicas de metacomunidades.

As diferentes redes de drenagem dos riachos permitem o estudo da metacomunidade em um sistema linear e em um sistema hierarquicamente ramificado, ao longo de gradiente de habitats, cujos limites não podem ser definidos (Grant *et al.*, 2007). Neste sentido, a dispersão dos organismos aquáticos, incluindo as macroalgas, pode ocorrer ao longo do curso de água nas redes de drenagem (sentido montante-jusante) e também entre os riachos através da dispersão por terra (Göthe *et al.*, 2012). No caso da dispersão das macroalgas pode ocorrer de maneira passiva carregada por organismos através do ambiente terrestre ou mesmo pelo ar (Kristiansen, 1996).

Os estudos aplicando a teoria de metacomunidades em riachos ainda podem ser considerados escassos. Brown *et al.* (2011) trazem dois exemplos ilustrando a aplicação da teoria de metacomunidades em redes de drenagem. O primeiro exemplo de

Brown *et al.* (2011) em escala ampla, relatou que padrões de diversidade de peixes na bacia de drenagem Missipi-Missouri podem ser modelados apenas por processos de dispersão. O segundo exemplo de Brown *et al.* (2011) demonstrou que padrões de diversidade de macroinvertebrados bentônicos podem ser explicados por fatores ambientais locais, principalmente em cabeceiras de riachos. Göthe *et al.* (2012) trabalhando com a dinâmica sazonal da estrutura de metacomunidades de macroinvertebrados bentônicos e focando em uma extensão espacial menor, a partir de cabeceiras de riachos, concluíram que: i) o período da amostragem é importante para detecção de diferenças na estrutura das metacomunidades, como um reflexo de diferenças sazonais, tanto nos processos de dispersão, quanto nas alterações ambientais; ii) a importância dos fatores espaciais é dependente da escala espacial amostrada; iii) cabeceiras são principalmente estruturadas por fatores ambientais e não são afetados por processos espaciais associados ao tipo de dispersão. Göthe *et al.* (2012) enfatizaram que ambientes lóticos são extremamente complexos e não podem ser generalizados baseando-se em análises de escala única, ou seja, devem ser realizados estudos considerando escalas espaciais de diferentes amplitudes.

Para macroalgas de riachos, a literatura se restringe ao trabalho de Branco *et al.* (2014), o qual analisaram segmentos de riachos de dez áreas protegidas no Sul do Brasil. Os resultados de Branco *et al.* (2014) demonstraram que as comunidades de macroalgas de riachos possuem uma estruturação muito complexa, sendo afetadas tanto por fatores ambientais locais, como por fatores espaciais. Além disso, a dinâmica das metacomunidades de macroalgas respondeu diferentemente de acordo com o grupo taxonômico encontrado. Para Chlorophyta, por exemplo, Branco *et al.* (2014) encontraram que 8,6% da variação na composição das comunidades locais foi explicado apenas pelas variáveis ambientais, 2,6% explicado apenas por fatores espaciais e 3,3% explicado pela interação de fatores espaciais e variáveis ambientais. Para Cyanobacteria, 7,1% da

explicação da variação na composição foi devido apenas aos fatores ambientais (Branco *et al.* 2014). E para Rhodophyta, Branco *et al.* (2014) encontraram que 8,3% da variação da composição foi explicada apenas por fatores espaciais. O estudo de Branco *et al.* (2014) destacou também que as metacomunidades de organismos com baixa capacidade de dispersão são mais influenciadas por processos espaciais, enquanto que as metacomunidades de organismos com maior capacidade de dispersão as variáveis ambientais são mais importantes.

A partir dos resultados de Branco *et al.* (2014) fica clara a importância de utilizar a abordagem teórica de metacomunidades, visando ampliar o conhecimento sobre o efeito dos fatores locais e regionais na dinâmica de metacomunidades de macroalgas em riachos, principalmente em escalas espaciais mais estreitas. Assim, restringir o estudo a uma menor escala espacial na qual, os processos de dispersão são mais plausíveis, dada a maior conectividade e proximidade dos riachos, como é o caso de riachos pertencentes a uma mesma bacia hidrográfica, permitirá compreender o papel de processos estocásticos e determinísticos na distribuição de macroalgas. E, em contrapartida ao trabalho de Branco *et al.* (2014), que estudaram apenas áreas naturais, faz-se necessário alocar esforços para estudar regiões com grande influência das atividades antrópicas.

Partindo da premissa exposta nos estudos acima citados, no qual há uma dificuldade em se encontrar padrões para o entendimento das comunidades de macroalgas e considerando que são poucos os estudos com enfoque na teoria de metacomunidades em riachos (Lougue *et al.*, 2011), este trabalho teve como objetivo estudar as macroalgas de riachos na Bacia Hidrográfica do Paraná III, através das perspectivas da teoria de metacomunidades. Desta forma, espera-se uma relação entre fatores ambientais e espaciais nas dinâmicas de metacomunidades de riachos como um todo. Adicionalmente, objetivou-se avaliar a dinâmica de metacomunidades dos grupos taxonômicos de macroalgas. Nas metacomunidades de Chlorophyta espera-se encontrar uma forte

influência ambiental e uma pequena influência da variação espacial (Branco *et al.*, 2014). Para as metacomunidades de Cyanobacteria espera-se encontrar variáveis ambientais como fator crucial na variação da composição das metacomunidades (Branco *et al.*, 2014; Van der Gucht *et al.*, 2007). Por outro lado nas metacomunidades de Rhodophyta espera-se uma grande influência da variação espacial, dadas restrições na dispersão deste grupo. Para ambientes lóticos, neste caso riachos, pretende-se buscar um modelo da teoria de metacomunidades que explique a variação na composição de Ochrophyta, visto que seus estudos estão concentrados à ambientes lênticos (Nabout *et al.*, 2009; Nogueira *et al.*, 2010).

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

As amostragens foram realizadas em 52 riachos da Bacia Hidrográfica do Paraná III (BP III) (Figura 1). A BP III é formada por um conjunto de microbacias que deságuam diretamente no rio Paraná, sendo que seus principais afluentes são os Rios São Francisco, São Francisco Falso, Guaçu e Ocoí (Pereira & Scroccaro, 2010). Está localizada na porção oeste do estado do Paraná, sul do Brasil, englobando um total de 29 municípios. A área total da BP III é equivalente à 4% da área do território do estado do Paraná, com aproximadamente 8.329 Km² (Paraná, 2007). A região da BP III está enquadrada na Ecorregião Florestas do Alto Paraná que pertence ao complexo de Ecorregiões da Mata Atlântica (Di Bitetti *et al.*, 2003). Após a inundação do Rio Paraná para a retenção de água para Usina Hidroelétrica de Itaipu, a região passou por uma grande alteração e uma delas foi a grande ocupação para agricultura intensiva e outros usos mistos (e.g. criação de gado para leite e corte) (Pereira & Scroccaro, 2010). Para a determinação dos riachos a serem amostrados buscou-se sempre aqueles de menor tamanho, entre primeira e terceira ordem, bem como o fácil acesso por estradas e trilhas. Em todos os riachos amostrados foram tomadas as coordenadas geográficas com auxílio de um receptor de sistema de posicionamento global (GPS) (TABELA 1).

2.2 DADOS DAS MACROALGAS

As macroalgas foram coletadas seguindo o proposto por Sheath & Burkholder (1985) e Necchi *et al.* (1995), com o auxílio de um equipamento cilíndrico em acrílico (viewbox) utilizado para melhor a visualização e reconhecimento no meio subaquático. A unidade amostral foi obtida através da técnica de transeção, onde demarcou-se um segmento de 10 metros do riacho, dividindo-o em 10 subunidades de 1

metro cada e analisando individualmente cada subunidade para compor a amostra (Necchi *et al.*, 1995; Sheath & Burkholder, 1985). As macroalgas coletadas foram armazenadas em frascos de 50 mL sendo fixadas com solução de Formaldeído 4%. A identificação foi realizada *a posteriori* em laboratório com o uso de microscópio óptico AxioLab.A1, com sistema de captura e análise de imagens e bibliografia adequada para cada grupo especificamente.

2.3 PREDITORES AMBIENTAIS

Nos segmentos dos riachos amostrados, foram coletadas variáveis ambientais, que se julgavam importantes para as macroalgas de riacho: pH, condutividade específica, turbidez, sólidos totais dissolvidos, profundidade média do segmento, velocidade média do segmento, vazão média do segmento, percentual de substrato estável, percentual de sombreamento e altitude. Quatro delas foram mensuradas através de uma sonda de análise de água multiparamétrica, Horiba U-50, sendo elas: condutividade específica, pH, sólidos totais dissolvidos, turbidez. A velocidade média da correnteza foi obtida pelo método do objeto flutuante (Brower & Zar, 1984), onde se determinou a velocidade pelo tempo decorrido para atravessar 5 metros no segmento de riacho. Profundidade média do segmento foi determinada com uso de uma fita métrica com escala em centímetros. A vazão do segmento foi obtida considerando os valores de capacidade de fluxo (profundidade média e largura média, em metros) pela velocidade média da correnteza. O percentual de substrato estável foi identificado e quantificado pela técnica de estimativa visual (baseado e modificado de Gordon *et al.*, 1992), baseando-se nas seguintes categorias de tamanho de partícula: rocha contínua (matacão; >80 mm), seixo (25-80 mm), cascalho (15-25mm), argila (5-15mm) e areia (0-5mm). Apenas aqueles que são considerados estáveis foram utilizados para a análise, sendo eles: rocha contínua, matacão e seixos foram considerados para a análise. O percentual sombreamento foi obtido

através de um conjunto de três fotos da cobertura de dossel tiradas em um ângulo de 90°, a uma altura máxima de 30 centímetros do leito do riacho, as quais posteriormente foram analisadas e mensuradas em valores percentuais com auxílio do software *ImageJ* (Rasband, 2014). Os valores de altitude foram obtidos através do GPS no momento de demarcação do local.

De modo geral os riachos podem ser ambientalmente caracterizados de acordo com as Tabelas 3 e 4.

2.4 PREDITORES ESPACIAIS

Os fatores espaciais foram analisados com base na menor distância linear por terra entre as unidades amostrais. Como no presente estudo as unidades amostrais foram segmentos de riachos, a medida foi tomada entre cada par de segmentos. Com base nas medidas obtidas foi construída uma matriz triangular de distância entre cada par de segmentos. Para criar os autovalores dos preditores espaciais foi realizada uma Análise de Coordenadas Principais de Matrizes Vizinhas (PCNM; Borcard & Legendre, 2002). A PCNM representa a decomposição espectral da relação espacial entre os ambientes amostrados, podendo ser calculadas para conjuntos regulares ou irregulares de pontos no espaço/tempo (Borcard & Legendre 2002). Para tanto, selecionados os eixos positivos e significativos, extraídos através da matriz de distância, que apresenta uma autocorrelação espacial, considerando o Índice de Moran (I de Moran > 1) (Borcard & Legendre, 2002).

Para a variação no espaço e considerando todos os táxons de macroalgas, a menor distância entre dois pontos foi de 27 metros, enquanto a maior distância foi de 121 quilômetros. A distância média entre os segmentos de riacho analisados para todos táxons de macroalgas foi de $43,5 \pm 23,7$ Km. Individualmente, para os grupos taxonômicos de macroalgas, os 32 segmentos de riachos no qual se encontraram representantes de Chlorophyta estavam a uma média de $43,75 \pm 23,8$ Km), sendo que os dois mais próximos

estavam à 643 metros um do outro, e os mais distantes a 119 km de distância um do outro. Para Rhodophyta, no qual as espécies apareceram em 31 segmentos de riacho, com uma média de $45,7 \pm 25,8$ Km), e uma amplitude de 27 metros à 121 quilômetros de distância. Nos 21 segmentos de riachos que se encontrou Cyanobacteria, a distância entre os riachos variou de 32 metros à 95,9 quilômetros, com uma média de $47 \pm 23,9$ Km). Enquanto para as comunidades de Ochrophyta que ocorreram em 19 segmentos de riacho, a distância média entre pontos foi $40,2 \pm 24,4$ Km) e a amplitude entre os ponto foi de 32 metros à 115 quilômetros de distância entre os riachos analisados.

2.5 ANÁLISE DOS DADOS

Para realização das análises foram utilizadas matrizes de presença-ausência das espécies de macroalgas, considerando os todos táxons encontrados nas comunidades locais. Também foram geradas matrizes adicionais representando as espécies dos diferentes grupos taxonômicos de macroalgas (Cyanobacteria, Chlorophyta, Rhodophyta e Ochrophyta), considerando que cada grupo possui diferentes estratégias fisiológicas, de fixação, mecanismos de aquisição de nutrientes e aparatos fotossintéticos (Graham *et al.*, 2009). Os preditores espaciais e ambientais utilizados na análise foram selecionados com permutação dos resíduos com um nível de significância de 5% através da técnica do forward selection (Blanchet *et al.*, 2008). Este procedimento visa minimizar a chance de se cometer um erro do tipo I, ao excluir as variáveis supérfluas do modelo (Blanchet *et al.*, 2008).

Para a análise do efeito dos fatores ambientais e espaciais sobre a composição das comunidades de macroalgas e para cada grupo taxonômico de macroalga foram realizadas Análises de Redundância Parcial (pRDA). A Análise de Redundância (RDA) é uma análise de gradiente direto, uma extensão da regressão múltipla, que permite

a avaliação do efeito das variáveis preditoras (independentes) sobre um conjunto de variáveis resposta (dependentes) (Legendre & Legendre, 2012). A pRDA é uma extensão da RDA no qual se avalia um conjunto de variáveis respostas Y por variáveis explanatórias X, na presença de um conjunto de dados adicionais Z, também chamado de co-variável (Legendre & Legendre, 2012). Após a análise da pRDA foi realizada a análise de partição da variação, seguindo o método descrito por Borcard *et al.* (1992), o qual permite a decomposição da variância em diferentes componentes. Os componentes obtidos foram: i) variação explicada por fatores ambientais [a + b], ii) variação explicada por fatores espaciais [b + c], iii) variação explicada por fatores ambientais excluindo fatores espaciais [a], iv) variação explicada por fatores espaciais excluindo fatores ambientais [c], v) variação indissociável entre fatores ambientais e espaciais [b], vi) variação não explicada pelo modelo (resíduo) [d]. A porcentagem de variação atribuída a para os componentes ambiental puro e espacial puro foi avaliada através de valores R^2 ajustado e de P (Beisner *et al.*, 2006; Peres-Neto *et al.*, 2006). O valor de R^2 ajustado é apropriado para esta análise, visto que as divisões podem ser influenciadas pelo número de preditores ambientais e espaciais considerados e também pelo tamanho da amostra (Peres-Neto *et al.*, 2006).

A *forward selection* reteve duas variáveis ambientais para a comunidade total de macroalgas, sendo elas: i) percentual de sombreamento, que neste caso variou de 0 à 94% e teve média de 49% (± 34), e; ii) condutividade específica, que para este caso teve uma variação de 0,016 à 0,302 mS.cm⁻¹, com média de 0,100 mS.cm⁻¹ ($\pm 0,07$). Já a PCNM gerou seis eixos positivos e significativos a partir da matriz de distância entre os pontos de amostragem. Em relação as divisões de macroalgas, apenas para a composição de Chlorophyta, a *forward selection* reteve três variáveis como principais: i) o percentual de sombreamento, que para este caso variou de 0 à 93,7%, com média 37,96% ($\pm 34,2$); ii) sólidos totais dissolvidos, que variou de 0,01 à 0,142 g.L⁻¹, com média 0,05 g.L⁻¹ ($\pm 0,03$), e; iii) percentual de substrato estável, com média 62,5% ($\pm 31,7$), com uma variação de 0 à

100%. A PCNM gerou quatro eixos positivos e significativos para a matriz de distância entre os pontos de amostragem.

Todas as análises foram realizadas no software R versão 3.1.3 (R Core Team, 2015), através dos pacotes: *pcnm* (Legendre *et al.*, 2010) usado para obtenção das variáveis espaciais; *packfor* usado para a seleção das variáveis ambientais e através da função *foward.sel* (Dray *et al.*, 2009); *vegan* (Oksanen *et al.*, 2011) usado para a padronização dos dados, cálculo da distância geodésica dos segmentos amostrados, para a realização da RDA e da partição de variância.

3. RESULTADOS

No total foram coletadas 53 espécies de macroalgas, com uma riqueza média por ponto amostrado de 3,4 ($\pm 1,9$) espécies. Em quatro dos 52 riachos não foram encontradas espécies de macroalgas. Chlorophyta foi o grupo mais representativo com 27 espécies ($\bar{x} = 2,1 \pm 1,3$), seguido de Cyanobacteria ($\bar{x} = 1,3 \pm 0,5$) e Ochrophyta ($\bar{x} = 1,1 \pm 0,5$) com 9 espécies de cada grupo e Rhodophyta com 8 espécies ($\bar{x} = 1,3 \pm 0,5$) (Tabela 2).

A análise da variação na composição da metacomunidade de macroalgas independentemente do grupo taxonômico evidenciou que os preditores ambientais locais (sombreamento e condutividade específica) e espaciais juntos explicaram 9,1% da variação na composição. Os preditores ambientais sozinhos explicaram 3,3% da variação, enquanto os preditores espaciais sozinhos explicaram 4%, por sua vez, a variação ambiental e espacial indissociável explicou 1,8%. A maior parte da variação, 90,9%, não pode ser explicada pelo modelo (Tabela 5; Figura 2.a).

A variação na composição das Chlorophyta foi explicada em 12% pelos preditores ambientais (sombreamento, sólidos totais dissolvidos e substrato estável) e preditores espaciais explicaram 4,3%. A explicação indissociável entre os preditores ambientais e espaciais foi de 2,1%, enquanto que a maior parte do modelo, 81,6%, não pode ser explicado (Tabela 5; Figura 2.b). Para a variação na composição de espécies nas metacomunidades das divisões Rhodophyta, Cyanophyta e Ochrophyta os preditores ambientais e espaciais não foram significativos ($p > 0,05$) (Tabela 5).

4. DISCUSSÃO

A variação na composição na metacomunidade de macroalgas riacho da bacia do Paraná III é influenciada tanto por fatores espaciais quanto ambientais. Quando analisamos cada grupo taxonômico separadamente, verificamos que para Chlorophyta há uma maior influência dos fatores ambientais locais e uma menor influência dos fatores espaciais. Para as Cyanobacteria, Rhodophyta e Ochrophyta a variação na composição não pode ser associada a nenhum dos fatores analisados.

Quando foram consideradas todas as espécies de macroalgas, independente do grupo taxonômico, foi encontrada uma relação da variação na composição com os fatores ambientais sombreamento do corpo d'água e a condutividade e também com os fatores espaciais. Do ponto de vista das variáveis ambientais, o percentual de sombreamento reflete o percentual de luz retida, e a luz é uma variável fundamental para a ocorrência de macroalgas, por ser um recurso básico para obtenção de energia via fotossíntese (Stevenson *et al.*, 1996). A disponibilidade de luz é importante por gerar um gradiente na composição das comunidades. Ao longo desse gradiente encontramos espécies dependentes da presença de luz para realizar seu metabolismo fotossintético, como as espécies de Chlorophyta (Necchi Júnior, 2004), bem como espécies generalistas ou de ambientes de luminosidade intermediária como as Cyanophyta (Necchi Júnior, 2004), e espécies de Ochrophyta e Rhodophyta que são adaptadas a viver em ambientes sombreados (Necchi Júnior, 2004). Além do sombreamento, a condutividade específica também foi relacionada à variação na composição da metacomunidade. A condutividade reflete a disponibilidade de diferentes nutrientes no ambiente (Biggs, 1995), sendo que alguns desses, são fundamentais para o crescimento e reprodução das macroalgas, podendo ser um limitador para a ocorrência de algumas espécies (Biggs, 1995). Nossos resultados sugerem que, diferentemente do relatado por outros autores (*e.g.*, Algarte *et al.*, 2014; Siqueira *et al.*, 2012), a importância das variáveis ambientais foram basicamente

iguais à variação no espaço para a determinação das comunidades de macroalgas. Logo, a composição de macroalgas de riachos na BPIII pode ser interpretada por duas dinâmicas de metacomunidades: a triagem de espécies e o efeito de massa. Em ambos os modelos é assumido a existência de um gradiente ambiental (Leibold *et al.* 2004, Cottenie 2005, Winegardner *et al.* 2012), sendo que as características ambientais como condutividade e sombreamento foram as mais importantes para a variação na composição. Contudo, a diferença entre os modelos é a eficiência na capacidade de dispersão das espécies na comunicação das comunidades locais (Winegardner *et al.* 2012). No efeito de massa a dispersão é elevada a ponto de criar uma dinâmica do tipo fonte-dreno, enquanto na triagem de espécies a dispersão é apenas eficiente (Winegardner *et al.* 2012). Neste caso, manchas adequadas de hábitat poderiam estar desocupadas ou menos hábitats de baixa qualidade (*i.e.*, dreno) não poderiam sustentar algumas populações por restrições na dispersão.

Foi verificado que o ambiente explica aproximadamente três vezes mais a variação na composição da metacomunidade de Chlorophyta na BPIII. As variáveis ambientais: percentual de sombreamento, sólidos totais dissolvidos e percentual de substrato estável, influenciaram a distribuição das espécies na metacomunidade. O sombreamento, representando a carência de luz, que é um recurso básico para as espécies de macroalgas (Hill, 1996). De modo geral, para as algas verdes quanto maior a disponibilidade de luz maior será a taxa fotossintética (Necchi Júnior, 2004). Deste modo, o gradiente de sombreamento existente entre os riachos amostrados favorece a variação na composição das espécies. Desta forma, existem espécies de algas verdes que possuem exigências extremas de luz, como por exemplo, *Spirogyra* sp. (Necchi Júnior, 2004). Por outro lado, existem outras espécies como *Cladophora glomerata* (Necchi Júnior, 2004), as quais são adaptadas a ambientes com menor luminosidade e ocorrem preferencialmente em riachos de áreas mais sombreadas (Necchi Júnior, 2004, presente estudo).

Também foi verificada a influência dos sólidos totais dissolvidos na variação na composição Chlorophyta, que representa a matéria orgânica dissolvida (MOD), oriunda de processos de lixiviação, liberação extracelular de plantas e algas e matéria orgânica particulada ao longo do curso do riacho (Allan & Castillo, 2007; Bertilsson & Jones Jr., 2003; Bott *et al.* 1984). Flutuações quantitativas ou qualitativas dos componentes do MOD podem influenciar fortemente na estrutura de comunidades (Bott *et al.*, 1984; Judd *et al.*, 2006). Ao longo do gradiente ambiental de sólidos totais dissolvidos foram encontradas diferentes espécies de Chlorophyta, o que pode ser fruto de adaptações específicas. As espécies *Ecballocystis pulvinata* e *Spirogyra* sp3. estiveram presentes apenas em riachos com valores de sólidos totais abaixo de $0,05 \text{ g.L}^{-1}$, enquanto *Basycladia emedii*, *Oedogonium* sp1. *Spirogyra* sp1. e *Zygnema* sp. ocorreram entre valores de $0,01$ e $0,1 \text{ g.L}^{-1}$ de sólidos totais. Contudo, são necessários estudos com foco na influência a influência dos sólidos totais dissolvidos na ocorrência e distribuição de cada espécie de Chlorophyta.

Outro gradiente ambiental relevante para a variação na composição de macroalgas verdes foi o substrato estável. De acordo com Sheath *et al.* (1988), a disponibilidade de substratos rochosos estáveis é o fator mais importante para a variação nas comunidades de macroalgas. Para o caso de Chlorophyta, é de se pensar que adaptações no modo de fixação influencie a seleção do ambiente (Raven, 1992). Neste caso específico, por exemplo *Zygnema* sp. não ocorreu em valores superiores a 60% de substrato estável, enquanto *Spirogyra* sp3. não ocorreu em riachos com valores de substrato estável menores que 80%. Por outro lado, *Basycladia emedii*, *Chaetophora psiformis* e *Oedogonium* sp1. podem ser consideradas exemplos de espécies generalistas, as quais foram pouco influenciadas pela presença de substrato estável.

Não foi observada uma relação entre as variáveis ambientais e espaciais mensuradas no presente estudo e a variação na composição de espécies nas metacomunidades de Cyanobacteria, Rhodophyta e Ochrophyta. Comparando com o

estudo realizado por Branco *et al.* (2014) encontramos algumas divergências. No caso de Rhodophyta, por exemplo, Branco *et al.* (2014) encontraram uma relação entre a composição das comunidades e a variação espacial, sendo explicada pela dinâmica neutra. Rhodophyta é um grupo com ciclo de vida peculiar, podendo ter duas ou três fases (Coomans & Hommersand, 1990) e não produz células de resistência, o que dificulta sua dispersão. Um fator que justificaria a ausência de um padrão para metacomunidades de Rhodophyta, seria a presença do Estágio 'Chantransia'. O Estágio 'Chantransia' corresponde a fase esporofítica de alguma espécie de Batrachospermaceae no qual não se pode determinar a espécie (Hambrook & Sheath, 1991). A ocorrência desta fase esporofítica pode se dar em condições diversas, logo resultaria em uma baixa dependência ambiental para o grupo como um todo.

Para Cyanobacteria, esperava-se um resultado similar ao observado por Van der Gucht *et al.* (2007) e Branco *et al.* (2014), os quais encontraram que o ambiente era o fator determinante na composição de espécies das comunidades dos riachos amostrados. Para Van der Gucht *et al.* (2007) os principais fatores controladores da composição de Cyanobacteria seria a disponibilidade de nutrientes limitadores (*e.g.*, fósforo) e a existência de herbívoros (interações interespecíficas), os quais não foram mensurados neste trabalho.

Da mesma forma, era esperado para Ochrophyta um resultado semelhante ao encontrado por Algarte *et al.* (2014), onde novamente o ambiente atuou como fator preponderante na determinação das comunidades de Ochrophyta. Porém, assim como Nabout *et al.* (2009) e Nogueira *et al.* (2010), neste trabalho não foi encontrada uma relação entre as variáveis ambientais e espaciais na variação da composição. Nogueira *et al.* (2010) sugerem que isto pode estar relacionado a variáveis que não foram mensuradas no estudo, dentre elas, a principal seria no contexto das relações biológicas como por exemplo os efeitos de cadeia trófica.

Notavelmente, a dispersão de macroalgas ocorre principalmente na forma de transporte passivo (Kristiansen, 1996). O transporte passivo, normalmente sobre a terra, é o mais comum em macroalgas, seja pegando carona em animais ou mesmo pelo vento (Kristiansen, 1996). Animais que frequentam corpos d'água, com frequência podem ser grandes transportadores, como por exemplos as libélulas, que podem carrear partes do talo ou esporos de resistência quando se aproximam da água (Parsons *et al.*, 1966). Mamíferos que vivem próximo a corpos d'água também podem ser transportadores de algas, principalmente durante a ingestão de água (Roscher, 1967). Pássaros também podem ser dispersores de macroalgas, através de duas formas: contato com a água (pés e penas) (Schlichting, 1960) e por ingestão de água com células de resistência (Proctor, 1963). Uma forma bem importante de dispersão de macroalgas a longas distâncias é pelo vento, ou transporte pelo ar, mas possui grandes riscos de dessecação para as espécies que não possuem células de resistência (Kristiansen, 1996)

A metacomunidade de macroalgas de maneira geral e, especificamente, a de Chlorophyta foram influenciadas tanto por gradientes espaciais quanto ambientais. Deste modo, podemos dizer que essas metacomunidades na BP III se enquadram no modelo de triagem de espécies (TE) (Cottenie, 2005). Nesta dinâmica, as espécies ocorrem nos locais de acordo com seus requerimentos ambientais, ocorrendo uma filtragem das espécies do *pool* regional de acordo com características ambientais de cada riacho (Leibold *et al.*, 2004; Cottenie, 2005). Além disso, possuem uma dispersão eficiente para colonizar e interagir com as espécies de alguns ambientes (Winegardner *et al.* 2012), mas não podem alcançar todos os locais ambientalmente adequados para sua ocorrência, devido a limitações na capacidade dispersão (Heino *et al.*, 2015a; Ng *et al.* 2009).

Portanto, foi verificado que a importância de fatores ambientais e espaciais e, conseqüentemente, a dinâmica das metacomunidades são dependentes da escala taxonômica adotada. Deste modo, o resultados deste estudo, contribuem para o proposto

por Heino *et al.* (2015b) onde mais trabalhos devem ser realizados em riachos para entender como estão organizadas as metacomunidades neste ambiente. Neste caso, para macroalgas de riachos na BP III, os táxons analisados demonstraram que quando consideramos os grupos taxonômicos de macroalgas (*i.e.*, Rhodophyta, Ochrophyta e Cyanophyta) a sua organização é indeterminada, seja por variáveis não amostradas, ou mesmo por uma distribuição ao acaso. Por outro lado, Chlorophyta têm um grande efeito ambiental na determinação das comunidades, com uma pequena influência espacial. Quando são considerados na metacomunidade todos os táxons encontrados, a composição das comunidades locais são influenciadas pelos gradientes ambientais de sombreamento e condutividade, bem como pelos fatores espaciais.

REFERÊNCIAS

- Algarte, V.M., L. Rodrigues, V.L. Landeiro, T. Siqueira & L.M. Bini, 2014. Variance partitioning of deconstructed periphyton communities: does the use of biological traits matter? *Hydrobiologia* 722: 279-290.
- Allan, J.D. & M.M. Castillo, 2007. *Stream Ecology: structure and function of running waters*. 2nd Edition. Springer, Dordrecht. 436p.
- Beisner, B.E., P.R. Peres-Neto, E.S. Lindström, 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.
- Bertilsson, S. & J.B. Jones Jr., 2003. Supply of dissolved organic carbon to aquatic ecosystems: autochthonous sources. In: Findlay, S.E.G. & R.L. Sinsabaugh (eds), *Aquatic Ecosystems: Interactivity of Dissolved Organic Matter*. Academic Press, San Diego: 3–24
- Biggs, B.J.E, 1995. The contribution of flood disturbance, catchment geology and land use to the habitat template of periphyton in stream ecosystems. *Freshwater Biol.* 33, 419-438.
- Blanchet, F. G., P. Legendre & D. Borcard, 2008. Forward selection of explanatory variables. *Ecology* 89: 2623–2632.
- Borcard, D., P. Legendre & P. Drapeau, 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology* 73: 1045–1055.
- 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.
- Bott, T.L., L.A. Kaplan & F.T. Kuserk, 1984. Benthic bacterial biomass supported by streamwater dissolved organic matter. *Microbial Ecology* 10:335–344
- Branco, C.C.Z., P.C. Bispo, C.K. Peres, A.F. Tonetto & L.H.Z. Branco, 2014. The roles of environmental conditions and spatial factors in controlling stream macroalgal communities. *Hydrobiologia* 732: 123-132.
- Branco, C.C.Z. & O. Necchi Júnior, 1996. Distribution of stream macroalgae in the eastern Atlantic Rainforest of São Paulo State, southeastern Brazil. *Hydrobiologia* 333:139-150.
- Branco, C.C.Z., R.A. Krupek & C.K. Peres, 2009. Distribution of stream macroalgal communities from the mid-western region of Paraná state, southern Brazil: importance of local scale variation. *Brazilian Journal of Biology and Technology* 522: 379-386.
- Branco, L.H.Z. & O. Necchi Júnior, 1997. Seasonality of macroalgae in three tropical drainage basins in São Paulo State, southeastern Brazil. *Archiv für Hydrobiologie* 141:75-91.
- Branco, L.H.Z. & O. Necchi Júnior, 1998. Distribution of macroalgae in three tropical drainage basins in São Paulo State, southeastern Brazil. *Archiv für Hydrobiologie* 142:241-256.
- Brower, J.E. & J.H. Zar, 1984. *Field and laboratory methods for general ecology*. 2nd Edition. Wm. C. Brown Publishers, Dubuque. 226p.
- Brown, B.L., C.M. Swan, D.A. Auerbach, E.H. Campbellgrant, N.P. Hitt, K.O. Maloney & C. Patrick, 2011. Metacommunity theory as a multispecies, multiscale framework for

studying the influence of river network structure on riverine communities and ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 30: 310–327.

- Coomans, R.J. & M.H. Hommersand, 1990. Vegetative growth and organization. In: Cole, K. M. & R.G. Sheath (eds), *Biology of the Red Algae*. Cambridge University Press, Cambridge: 275–304.
- Cottenie, K., 2005. Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. *Ecology Letters* 8: 1175–1182.
- Di Bitetti, M.S., G. Placci & L.A. Dietz, 2003. Uma visão de Biodiversidade para a Ecorregião Florestas do Alto Paraná – Bioma Mata Atlântica: planejando a paisagem de conservação da biodiversidade e estabelecendo prioridades para ações de conservação. World Wildlife Fund, Washington, D.C.
- Dray, S., P. Legendre & G. Blanchet, 2009. packfor: Forward Selection with permutation (Canoco p.46). R package version 0.0-7/r58. <http://R-Forge.R-project.org/projects/sedar/>.
- Entwisle, T.J. 1990. Macroalgae in the upper Yarra and Watts River catchments: Distribution and Phenology. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 41: 505e–522.
- Grant, E.H.C., W.H. Lowe, & W.F. Fagan, 2007. Living in the branches: population dynamics and ecological processes in dendritic networks. *Ecology Letters* 10: 165–175.
- Giller, P.S. & B. Malmqvist, 1998. *The Biology of Streams and Rivers: biology of habitat*. Oxford University Press, Oxford. 296 p.
- Gordon, N.D., T.A. McMahon & B.L. Finlayson, 1992. *Stream Hydrology, an Introduction for Ecologists*. Wiley, Chichester. 542p.
- Göthe, E., D.G. Angeler & L. Sandin, 2013. Metacommunity structure in a small boreal stream network. *Journal of Animal Ecology* 82: 449–458.
- Hambrook, J.A. & R.G. Sheath, 1991. Reproductive ecology of the freshwater red alga *Batrachospermum boryanum* Sirodot in a headwater stream. *Hydrobiologia* 218: 233–246.
- Heino J., A.S. Melo & L.M. Bini, 2015a. Reconceptualising the beta diversity-environmental heterogeneity relationship in running water systems. *Freshwater Biology*, 60,223–235.
- Heino, J., A.S. Melo, T. Siqueira, J. Soininen, S. Valanko & L.M. Bini, 2015b. Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. *Freshwater Biology* 60: 845–869
- Hill, W.R., 1996. Effects of Light. In: Stevenson, R.J., M.L. Bothwell & R.L. Lowe, (eds), 1996. *Algal Ecology: Freshwater benthic ecosystem*. Academic Press, San Diego: 121–149p.
- Hu, B.F. & S.L. Xie, 2006. Effect of seasonality on distribution of macroalgae in a stream system (Xin`an Spring) in Shanxi Province, North China. *Journal of Integrative Plant Biology* 48: 889–896.
- Hubbell, S.P. 2005. Neutral theory in community ecology and the hypothesis of functional equivalence. *Funct. Ecol.* 19: 166–172.
- Johansson, C., 1982. Attached algal vegetation in running water of Jamtland, Sweden. *Acta Phytogeographica Suecica* 74: 1–84.
- Judd, K.E., B.C. Crump & G.W. Kling, 2006. Environmental drivers control ecosystem function in bacteria through changes in community composition. *Ecology* 87: 2068–

2079

- Kristiansen, J., 1996. Dispersal of freshwater algae – a review. *Hydrobiologia* 336: 151–157.
- Krupek, R.A., C.C.Z. Branco & C.K. Peres, 2007. Distribuição ecológica das comunidades de macroalgas da bacia de drenagem do Rio das Pedras, região Centro-Sul do Estado do Paraná, Sul do Brasil. *Brazilian Journal of Botany* 30: 173-182.
- Lamberti, G.A., 1996. The role of periphyton in benthic food webs. In: Stevenson, R.J., M. Bothwell & R.L. Lowe, (eds), *Algal Ecology: freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, San Diego: 533-564.
- Lampert, W. & U. Sommer, 2007. *Limnoecology: the ecology of lakes and streams*. 2nd ed. Oxford University Press, Oxford. 324 p.
- Legendre, P., D. Borcard, G. Blanchet & S. Dray, 2010. PCNM: PCNM spatial eigenfunction and principal coordinate analyses. R package version 2.1/r82. <http://R-Forge.Rproject.org/projects/sedar/>.
- Legendre, P. & L. Legendre, 2012. *Numerical Ecology*. Elsevier Science, Amsterdam. 1006p.
- Leibold, M. A. M., M. Holyoak, N. Mouquet, P. Amarasekare, J.M. Chase, M.F. Hoopes, R.D. Holt, J.B. Shurin, R. Law, D. Tilman, M. Loreau & A. Gonzalez, 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters* 7: 601–613.
- Logue, J.B., N. Mouquet, H. Peter, H. Hillebrand, P. Declerck, A. Flohre, S. Gantner, N. Gülzow, P. Hörtnagl, S. Meier & B. Pecceu, 2011. Empirical approaches to metacommunities: a review and comparison with theory. *Trends in Ecology and Evolution* 26: 482–491.
- Maitland, P.S., 1978. *Biology of Freshwaters*. Blackie, Glasgow. 244p.
- Nabout, J.C., T. Siqueira, L.M. Bini & I.S. Nogueira, 2009. No evidence for environmental and spatial processes in structuring phytoplankton communities. *Acta Oecologica* 35: 720-726.
- Necchi Júnior, O. 2004. Light-related photosynthetic characteristics of lotic macroalgae. *Hydrobiologia* 525: 139-155.
- Necchi Júnior, O., C.C.Z. Branco & L.H.Z. Branco, 2000. Distribution of stream macroalgae in São Paulo State, southeastern Brazil. *Algological Studies* 97:43-57.
- Necchi Júnior, O., L.H.Z. Branco & C.C.Z. Branco, 2003. Ecological distribution of stream macroalgal communities from a drainage basin in the Serra da Canastra National Park, Minas Gerais, Southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Biologia* 63:1-12.
- Necchi Júnior, O., L.H.Z. Branco & D.N. Spezamiglio, 2008. Distribuição ecológica de comunidades de macroalgas de ambientes lóticos do Parque Nacional de Itatiaia (RJ, MG), Brasil. *Brazilian Journal of Botany* 31: 135-145.
- Necchi Júnior, O., C.C.Z. Branco, R.C.G. Simão & L.H.Z. Branco, 1995. Distribution of stream macroalgae in the northwest region of São Paulo State, southeastern Brazil. *Hydrobiologia* 299: 219-230.
- Ng, I.S.Y., C.M. Carr & K. Cottenie, 2009. Hierarchical zooplankton metacommunities: distinguishing between high and limited dispersal mechanisms. *Hydrobiologia* 619: 133-143.
- Nogueira, I.S., J.C. Nabout, R.S.R. Ibañez & L.M. Bourgoïn, 2010. Determinants of beta diversity: the relative importance of environmental and spatial processes in structuring phytoplankton communities in an Amazonian floodplain. *Acta Limnologica*

Brasiliensia 22:247-256.

- Oksanen, J., F. Blanchet, H. Kindt, P. Legendre, P.R. Minchin, R.B. O'Hara, G.L. Simpson, P. Solymos, M. Henry, H. Stevens & H. Wagner, 2011. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0-0. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Paraná, 2007. Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMA). *Bacia do Paraná III: Uma série Histórica*. SEMA, Curitiba. 11p.
- Parsons, W.M., H.E. Schlichting & K.W. Stewart, 1966. In flight transport of Algae and Protozoa by selected Cklonata. *Trans. am. microsc. Soc.* 85: 520-527.
- Pereira, M.C.B. & J.L. Scroccaro, (eds.), 2010. *Bacias Hidrográficas Do Paraná*. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos – SEMA, Curitiba. 138p.
- Peres, C.K., C.C.Z. Branco & R.A. Krupek, 2009. Distribuição ambiental e temporal das comunidades de macroalgas de riachos da Serra da Prata, Estado do Paraná, Sul do Brasil. *Brazilian Journal of Botany* 32: 625-633.
- Peres, C.K., C.C.Z. Branco, R.A. Krupek & J.C. Rocha, 2010. Longitudinal distribution and seasonality of macroalgae in a subtropical stream impacted by organic pollution. *Acta Limnológica Brasiliensia* 22: 199-207.
- Peres, C.K., C.C.Z. Branco, A.F. Tonetto & R.C. Oliveira, 2013. Algas verdes coloniais em riachos de Unidades de Conservação do Sul do Brasil: taxonomia e aspectos ecológicos. *Ambiência* 9: 83-93.
- 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.
- Pringle, C.M., R.J. Naiman, G. Bretschko, J. Karr, M. Oswood, J. Webster, R. Welcome & M.J. Winterbourn, 1988. Patch dynamics in lotic systems: the stream as a mosaic. *Journal of North American Benthological Society* 7: 503–524.
- Proctor, V.W., 1963. Viability of Chara oospores taken from migratory water birds. *Ecology* 43: 528-529.
- R Core Team, 2015. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Rasband, W.S. 2014. ImageJ, U. S. National Institutes of Health, Bethesda, Maryland, USA, <http://imagej.nih.gov/ij/>.
- Raven, J.A., 1992. How benthic macroalgae cope with flowing freshwater: resource acquisition and retention. *J. Phycol* 28:133-146.
- Roscher, J.P., 1967. Alga dispersal by muskrat intestinal contents. *Trans. am. micr. Soc.* 86: 497-498.
- Sheath, R.G. & J.M. Burkholder, 1985. Characteristics of softwater streams in Rhode Island. II: Composition and seasonal dynamics of macroalgal communities. *Hydrobiologia* 128:109-118.
- Sheath, R.G. & K.M. Cole, 1992. Biogeography of stream macroalgae in North America. *Journal of Phycology* 28:448-460.
- Sheath, R.G., J.A. Hambrook & C.A. Nerone, 1988. The benthic macro-algae of Georgian Bay, The North Channel and their drainage basin. *Hydrobiologia* 163:141-148.
- Sheath, R.G., P.B. Hamilton, J.A. Hambrook & K.M. Cole, 1989. Stream macroalgae of the eastern boreal forest region of North America. *Canadian Journal of Botany* 67:3353-3362.

- Sheath, R.G. & K.M. Müller, 1997. Distribution of stream macroalgae in four high arctic drainage basins. *Arctic* 50: 355-364.
- Sheath, R.G., M.O. Morison, J.E. Korch, D. Kaczmarczyk & K.M. Cole, 1986. Distribution of stream macroalgae in south-central Alaska. *Hydrobiologia* 135: 259-269.
- Sherwood, A.R. & R.G. Sheath, 1999. Seasonality of macroalgae and epilithic diatom in spring-fed streams in Texas, U.S.A. *Hydrobiologia* 390: 73-82.
- Siqueira, T., L.M. Bini, F.O. Roque, S.R.M. Couceiro, S. Trivinho-Strixino & K. Cottenie, 2012. Common and rare species respond to similar niches processes in macroinvertebrate metacomunities. *Ecography* 35: 183-192.
- Sorensen, D.L., M.M. McCarthy, E.J. Middlebrooks & D.B. Porcella (eds), 1972. Suspended and dissolved solids effects on freshwater biota: a review. U. S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Corvallis Environmental Research Laboratory, Corvallis. 65p.
- Stevenson, R.J., M.L. Bothwell & R.L. Lowe, 1996. *Algal Ecology: Freshwater benthic ecosystem*. Academic Press, San Diego. 753p.
- Van der Gucht, K., K. Cottenie, K. Muylaert, N. Vloemans, S. Cousin, S. Declerck, E. Jeppesen, J.M. Conde-Porcuna, K. Schwenk, G. Zwart, H. Degans, W. Vyverman & L. De Meester, 2007. The power of species sorting: local factors drive bacterial community composition over a wide range of spatial scales. *PNAS* 104: 20404-20409.
- Vannote, R.L., G.W. Minshall, K.W. Cummins, J.R. Sedell & C.E. Gushing, 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130-137.
- Vis, M.L., R.G. Sheath, J.A. Hambrook & K.M. Cole, 1994. Stream macroalgae of the Hawaiian Islands: a preliminary study. *Pacific Science* 48: 175-187.
- Ward, J.V., 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 8: 2-8.
- Warren, C.E., 1971. *Biology and water pollution control*. W. B. Saunders Company, Philadelphia. 434p.
- Wilson, D.S., 1992. Complex interactions in metacomunities, with implications for biodiversity and higher levels of selection. *Ecology*, 73, 1984-2000.
- Winegardner, A.K., K.J. Brittany, I.S.Y. Ng, T. Siqueira & K. Cottenie, 2012. The Terminology of metacommunity ecology. *Trends in Ecology* 27: 253-254.

ANEXOS

ANEXOS A – FIGURAS

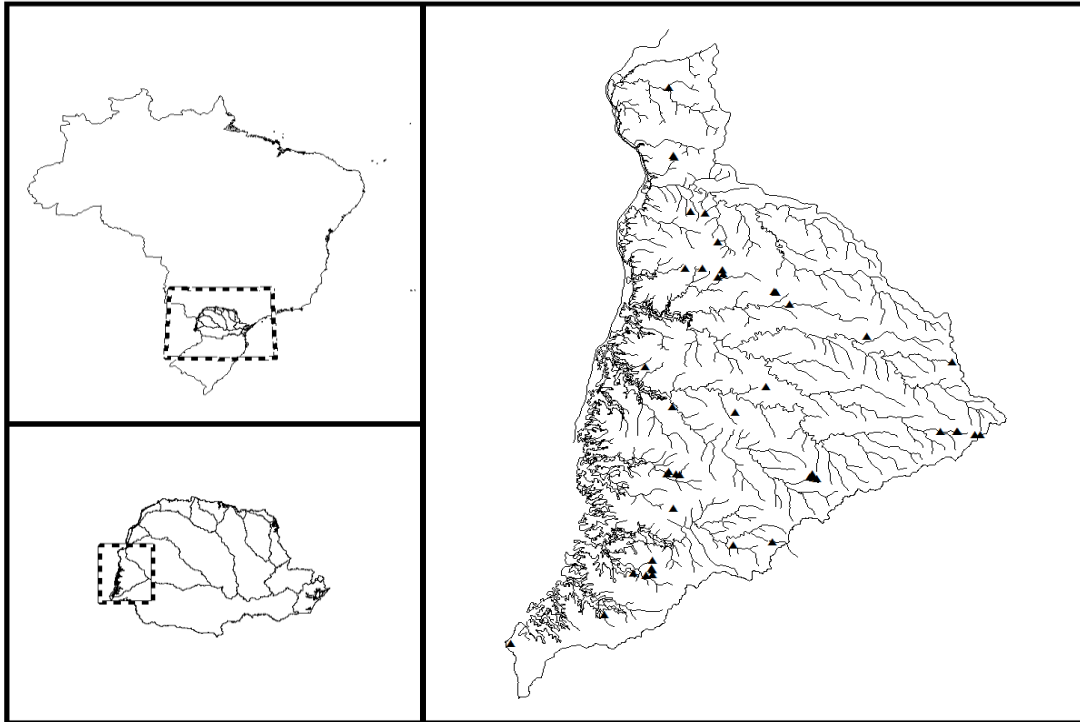


Figura 1. Localizao da Bacia do Paraná III no Brasil e no estado do Paraná. Os triângulos indicam os riachos amostrados.

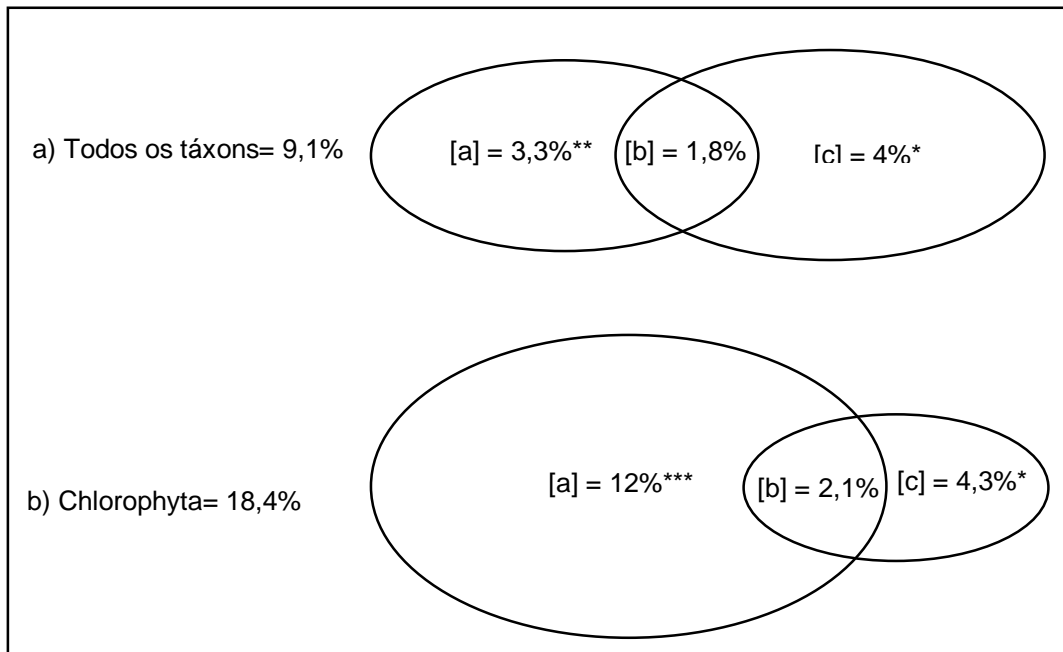


Figura 2. Diagrama de Venn proporcional representando a partio de variao da composio de espécies de macroalgas de riachos explicadas pelos preditores ambientais e espaciais. [a] variao explicada pelas variáveis ambientais excluindo as variáveis espaciais, [b] variao indissociável entre os fatores ambientais e espaciais, [c] variao explicada pelas variáveis espaciais excluindo as variáveis ambientais. * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$.

ANEXOS B – TABELAS

Tabela 1. Segmentos de riachos amostrados e suas respectivas localizações na Bacia Hidrográfica do Paraná III.

Ponto	Localidade	Coordenadas Geográficas	
		Latitude	Longitude
BP01	Missal – PR	-25,072372	-54,232316
BP02	Missal – PR	-25,079229	-54,23648
BP03	Missal – PR	-25,078265	-54,216322
BP04	Missal – PR	-25,080591	-54,209152
BP05	Santa Helena – PR	-24,809527	-54,284917
BP06	Santa Helena – PR	-24,909218	-54,225994
BP07	Diamante D'Oeste – PR	-24,923518	-54,085817
BP08	Marechal Cândido Rondon – PR	-24,618739	-53,999872
BP09	Quatro Pontes – PR	-24,621941	-53,995725
BP10	Quatro Pontes – PR	-24,621729	-53,995987
BP11	Quatro Pontes – PR	-24,651451	-53,965175
BP12	Toledo – PR	-24,671538	-53,983495
BP13	Toledo – PR	-24,732944	-53,793981
BP14	São Pedro do Iguaçu – PR	-24,859339	-54,017483
BP15	Vera Cruz do Oeste – PR	-25,079824	-53,915025
BP16	Vera Cruz do Oeste – PR	-25,084915	-53,915793
BP17	Vera Cruz do Oeste – PR	-25,086983	-53,920802
BP18	Vera Cruz do Oeste – PR	-25,091493	-53,905153
BP20	São Miguel do Iguaçu – PR	-25,328043	-54,311351
BP21	São Miguel do Iguaçu – PR	-25,334858	-54,282545
BP22	São Miguel do Iguaçu – PR	-25,335138	-54,282724
BP23	São Miguel do Iguaçu – PR	-25,332234	-54,269892
BP24	São Miguel do Iguaçu – PR	-25,321106	-54,269628
BP25	São Miguel do Iguaçu – PR	-25,317226	-54,272247
BP26	São Miguel do Iguaçu – PR	-25,295982	-54,270167
BP27	São Miguel do Iguaçu – PR	-25,249683	-54,282375
BP28	São Miguel do Iguaçu – PR	-25,249654	-54,282315
BP29	Marechal Cândido Rondon – PR	-24,561794	-54,197196
BP30	Marechal Cândido Rondon – PR	-24,561605	-54,15846
BP31	Marechal Cândido Rondon – PR	-24,565977	-54,115076
BP32	Marechal Cândido Rondon – PR	-24,583292	-54,125266
BP33	Marechal Cândido Rondon – PR	-24,575887	-54,112813
BP34	Marechal Cândido Rondon – PR	-24,4945	-54,12386
BP35	Guaira – PR	-24,10563	-54,23257
BP36	Guaira – PR	-24,276661	-54,222862
BP37	Guaira – PR	-24,281288	-54,221616
BP38	Mercedes – PR	-24,422225	-54,152424
BP39	Mercedes – PR	-24,418325	-54,184987
BP40	Itaipulândia – PR	-25,166315	-54,222372
BP41	Cascavel – PR	-24,980217	-53,555203
BP42	Cascavel – PR	-24,980251	-53,541845
BP43	Santa Tereza do Oeste – PR	-24,971446	-53,595358
BP44	Santa Tereza do Oeste – PR	-24,97135	-53,59285
BP45	Santa Tereza do Oeste – PR	-24,97275	-53,63076
BP46	Santa Tereza do Oeste – PR	-24,9737	-53,64084
BP47	Santa Tereza do Oeste – PR	-24,97247	-53,64833
BP48	Cascavel – PR	-24,815013	-53,640631
BP49	Toledo – PR	-24,796653	-53,604623
BP50	Matelândia – PR	-25,250612	-54,004302
BP51	Medianeira – PR	-25,258847	-54,09028
BP52	Santa Teresinha de Itaipu – PR	-25,43352	-54,375593
BP53	Foz do Iguaçu - PR	-25,50652	-54,58399

Tabela 2. Espécies de macroalgas de riachos e pontos de amostragem com a ocorrência na Bacia Hidrográfica do Paraná III.

Táxon	Ocorrência
Chlorophyta	
<i>Basycladia emedii</i> C.K. Peres & C.C.Z. Branco	BP-01 BP-02 BP-03 BP-04 BP-05 BP-06 BP-07 BP-11 BP-14 BP-15 BP-39 BP-50
<i>Chaetophora pisiformis</i> (Roth) C.Agardh	BP-18 BP-22 BP-30 BP-36
<i>Cladophora glomerata</i> Pilger	BP-50
<i>Ecballocystis pulvinata</i> Bohlin	BP-16 BP-44 BP-45 BP-53
<i>Gongrosira</i> sp.	BP-25 BP-41
<i>Klebsormidium fluitans</i> Lokhorst	BP-30
<i>Microspora</i> sp.	BP-40
<i>Microspora tumidula</i> (Kützing) Lagerheim	BP-18
<i>Microspora stagnorum</i> Hazen	BP-20 BP-36
<i>Microspora wittrockii</i> (Wille) Lagerheim	BP-53
<i>Mougeotia</i> sp.	BP-18 BP-41
<i>Nitella acuminata</i> A.Braun ex Wallman	BP-37
<i>Nitella axillaris</i> A.Braun	BP-36
<i>Nitella</i> cf. <i>tenuissima</i> (Desvaux) Kützing	BP-20
<i>Nitella microcarpa</i> var. <i>glaziovii</i> (G.Zeller) J.S.Zanevel	BP-36 BP-37
<i>Oedogonium</i> sp. 1	BP-14 BP-16 BP-BP-30 BP-34 BP-40 BP-52
<i>Oedogonium</i> sp. 2	BP-30
<i>Palmellopsis gelatinosa</i> Korshikov	BP-20 BP-32
<i>Protoderma frequens</i> (Butcher) Printz	BP-15 BP-16
<i>Spirogyra</i> sp. 1	BP-49
<i>Spirogyra</i> sp. 2	BP2 BP3 BP10 BP17 BP18 BP53
<i>Spirogyra</i> sp. 3	BP14 BP18 BP-43
<i>Stigeoclonium amoenum</i> Kützing	BP-22 BP-45
<i>Stigeoclonium helveticum</i> Vischer	BP-18 BP-43
<i>Stigeoclonium lubricum</i> (Dillwyn) Kützing	BP-40
<i>Tetraspora gelatinosa</i> (Vaucher) Desvaux	BP-32 BP-40
<i>Zygnema</i> sp.	BP-32 BP-37 BP-44
Cyanobacteria	
<i>Blennothrix komarekii</i> L.H.Z.Branco & G.Montejano	BP-15
<i>Geitlerinema splendidum</i> (Greville ex Gomont) Anagnostidis	BP-24 BP-37
<i>Lyngbya majuscula</i> Harvey ex Gomont	BP-09 BP-10
<i>Microcoleus lacustris</i> Farlow ex Gomon	BP-22
<i>Phormidium aerugineo-caeruleum</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek	BP-01 BP-24 BP-32 BP-34 BP-43

<i>Phormidium retzii</i> Kützing ex Gomont	BP-16 BP-20 BP-22 BP-30 BP-32 BP-35 BP-36 BP-39 BP-42 BP-44 BP-49 BP-51
<i>Phormidium willei</i> (N.L.Gardner) Anagnostidis & Komárek	BP-32 BP-45 BP-50
<i>Tolypothrix distorta</i> Kützing ex Bornet & Flahault	BP-44
Ochrophyta	
<i>Amphipleura lindheimeri</i> Grunow	BP-30
<i>Eunotia camelus</i> Ehrenberg	BP-35
<i>Fragilariforma javanica</i> (Hustedt) C.E.Wetzel, E.Morales & L.Ector	BP-18
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg	BP-18
<i>Hydrosera whampoensis</i> (A.F.Schwarz) Deby	BP-14
<i>Pleurosira laevis</i> (Ehrenberg) Compère	BP-05 BP-08 BP-09 BP-10 BP-39
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) P.Compère	BP-20 BP-22 BP-26 BP-29 BP-30 BP-31 BP-33 BP-36 BP-38 BP-40 BP-44
<i>Vaucheria geminata</i> (Vaucher) De Candolle	BP-53
<i>Vaucheria</i> sp.	BP-30
Rhodophyta	
<i>Batrachospermum helminthosum</i> Bory de Saint-Vincent	BP-16 BP-43
<i>Batrachospermum periplocum</i> (Skuja) Necci	BP-49 BP-52
<i>Batrachospermum puiggarianum</i> Grunow	BP-52
<i>Batrachospermum</i> sp.	BP-36 BP-51
<i>Batrachospermum vogesiacum</i> Schultz ex Skuja	BP-20 BP-25 BP-39 BP-51 BP-53
<i>Compsopogon caeruleus</i> (Balbis ex C.Agardh) Montagne	BP-02 BP-03 BP-04
Estágio 'Chantransia'	BP-03 BP-04 BP-05 BP-06 BP-08 BP-13 BP-14 BP-15 BP-16 BP20 BP-21 BP23 BP52 BP-26 BP-33 BP35 BP-41 BP-42 BP-45 BP-50
<i>Hildenbrandia angolensis</i> Welwitsch ex West & G.S.West	BP-01 BP-04 BP-07 BP-15
<i>Kumanoa ambigua</i> (Montagne) Entwisle, M.L.Vis, W.B.Chiasson, Necchi & A.R.Sherwood	BP-22

Tabela 3. Amplitude, média e desvio padrão para os preditores ambientais mensurados nos segmentos de riachos na Bacia Hidrográfica do Paraná III.

	Amplitude	Média	Desvio Padrão
Condutividade específica (mS.cm ⁻¹)	0,02-0,30	0,10	0,07
pH	5,2-7,9	6,38	0,57
Sólidos Totais dissolvidos (g.L ⁻¹)	0,01-0,14	0,06	0,04
Turbidez (NTU)	0-27	6,79	6,3
Profundidade média (m)	0,06-0,43	0,18	0,08
Velocidade da correnteza (m.s ⁻¹)	0,05-1,36	0,59	0,31
Vazão do segmento (m ³ .s ⁻¹)	0,01-2,18	0,34	0,46
Substrato Estável (%)	0-100	62,93	29,97
Sombreamento (%)	0-93,7	45,67	33,93
Altitude (m)	179-675	351,07	133,18

Tabela 4. Valores dos preditores ambientais mensurados nos segmentos de riachos na Bacia Hidrográfica do Paraná III.

	Condutividade (mS.cm ⁻¹)	pH	Sólidos Totais Dissolvidos (g.L ⁻¹)	Turbidez (NTU)	Profundidade (m)	Velocidade da Correnteza (m.s ⁻¹)	Vazão (m ³ .s ⁻¹)	Substrato Estável (%)	Sombreamento (%)	Altitude (m)
BP1	0,123	6,7	0,080	5	0,298	0,485	0,695	95	19,29	243
BP2	0,214	6,6	0,139	6	0,302	0,092	0,034	10	5,52	254
BP3	0,120	6,3	0,078	9,1	0,118	0,335	0,062	70	51,50	256
BP4	0,126	6,6	0,082	3,2	0,176	0,591	0,538	85	63,45	250
BP5	0,104	6,6	0,067	9	0,110	0,460	0,177	60	81,98	228
BP6	0,109	6,7	0,071	4	0,108	0,093	0,014	90	46,42	247
BP7	0,111	7,0	0,072	1	0,191	0,203	0,212	90	63,81	310
BP8	0,069	6,7	0,045	3	0,154	0,776	0,129	80	90,74	403
BP9	0,117	7,0	0,076	18	0,132	0,250	0,067	90	82,38	350
BP10	0,088	6,8	0,057	6	0,060	0,707	0,061	100	33,40	350
BP11	0,115	6,8	0,075	20	0,188	0,505	0,538	90	90,10	310
BP13	0,038	6,2	0,025	12	0,098	0,710	0,108	80	82,89	446
BP14	0,075	6,4	0,049	1	0,098	0,598	0,114	85	93,69	376
BP15	0,041	6,2	0,026	2	0,284	1,126	1,198	80	76,45	460
BP16	0,037	5,9	0,024	0	0,104	0,865	0,196	85	77,23	486
BP17	0,083	6,3	0,054	6	0,158	0,800	0,131	50	3,81	475
BP18	0,016	5,2	0,010	0	0,082	1,074	0,093	90	0,00	610
BP20	0,037	6,8	0,026	0	0,430	0,885	0,752	55	1,65	219
BP21	0,042	6,4	0,028	27	0,230	1,256	0,777	70	73,08	231
BP22	0,048	7,1	0,032	3	0,100	0,704	0,042	40	30,15	235
BP23	0,101	6,8	0,069	6	0,240	0,701	0,730	60	41,92	242
BP24	0,054	6,5	0,037	0	0,130	0,247	0,033	10	40,23	267
BP25	0,072	6,0	0,049	3	0,170	0,390	0,067	45	66,59	270
BP26	0,048	6,2	0,033	3	0,150	0,392	0,059	65	23,68	271
BP29	0,217	6,3	0,141	6	0,140	0,336	0,041	5	2,45	292
BP30	0,235	6,0	0,015	2,5	0,153	0,702	0,089	10	0,00	294

BP31	0,199	6,4	0,129	15	0,126	0,294	0,069	70	90,08	329
BP32	0,219	6,1	0,142	4,8	0,210	0,343	0,081	65	0,61	295
BP33	0,217	5,6	0,141	8,6	0,076	0,180	0,020	85	58,17	313
BP34	0,102	5,9	0,066	6	0,100	0,390	0,026	0	0,00	388
BP35	0,055	5,7	0,036	17	0,156	0,311	0,089	50	81,34	262
BP36	0,056	6,6	0,037	3	0,150	0,679	0,168	45	0,00	240
BP37	0,098	6,0	0,064	6	0,166	0,045	0,019	0	0,00	249
BP38	0,183	6,7	0,119	22	0,246	0,678	1,070	90	82,78	272
BP39	0,146	6,4	0,095	16	0,280	1,010	0,340	95	80,06	267
BP40	0,146	5,6	0,095	2	0,133	0,570	0,041	15	4,75	307
BP41	0,046	5,7	0,030	1	0,313	0,812	0,498	75	36,26	663
BP42	0,036	6,7	0,023	8	0,220	0,467	0,326	65	66,73	675
BP43	0,034	5,8	0,022	9,2	0,150	1,360	1,630	100	9,65	602
BP44	0,026	5,5	0,017	6	0,160	0,589	0,143	45	11,91	615
BP45	0,056	5,8	0,036	11	0,380	0,800	1,040	75	37,27	556
BP49	0,046	5,2	0,030	3	0,233	0,325	0,062	10	86,00	562
BP50	0,302	7,9	0,019	1	0,180	0,541	0,216	75	64,18	399
BP51	0,069	7,1	0,045	5	0,270	0,608	0,188	75	69,22	367
BP52	0,055	7,2	0,036	9	0,296	0,939	2,180	85	79,06	234
BP53	0,088	7,3	0,057	3	0,168	0,710	0,424	85	0,00	179

Tabela 5. Resultados da Análise de Redundância Parcial (pRDA) para a presença-ausência de táxons nas comunidades de macroalgas de riachos na Bacia Hidrográfica do Paraná III.

Efeito	Todos os Táxons		Chlorophyta		Rhodophyta		Cyanophyta		Ochrophyta	
	R ² ajustado	P	R ² ajustado	P	R ² ajustado	P	R ² ajustado	P	R ² ajustado	P
[a + b]	0,066	0,007	0,153	0,001	0,016	0,399	-0,085	0,759	0,101	0,237
[b + c]	0,057	0,007	0,064	0,015	-0,666	0,906	-0,021	0,612	-0,008	0,5
[a]	0,033	0,008	0,12	0,001	-	-	-	-	-	-
[b]	0,018		0,021		-		-		-	
[c]	0,04	0,017	0,043	0,049	-	-	-	-	-	-
[d]	0,909		0,816		-		-		-	

Os Efeitos representam: [a + b] é variação explicada por fatores ambientais, [b + c] é variação explicada por fatores espaciais, [a] é variação explicada por fatores ambientais excluindo fatores espaciais, [b] é variação indissociável entre fatores ambientais e espaciais, [c] é variação explicada por fatores espaciais excluindo fatores ambientais e [d] é variação não explicada pelo modelo (resíduo).