



**INSTITUTO LATINO-AMERICANO DE
CIÊNCIAS DA VIDA E DA NATUREZA
(ILACVN)
CIÊNCIAS BIOLÓGICAS – ECOLOGIA E
BIODIVERSIDADE**

**Efeitos da interação entre complexidade do substrato e
mesohabitat na colonização de macroalgas lólicas**

Jannie Francianne Guimarães

FOZ DO IGUAÇU

2015



**INSTITUTO LATINO-AMERICANO DE
CIÊNCIAS DA VIDA E DA NATUREZA
(ILACVN)**

**CIÊNCIAS BIOLÓGICAS – ECOLOGIA E
BIODIVERSIDADE**

Efeitos da interação entre complexidade do substrato e mesohabitat na colonização de macroalgas lólicas

Jannie Francianne Guimarães

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

Co-orientador: Cristian Antonio Rojas

FOZ DO IGUAÇU

2015

JANNIE FRANCIANNE GUIMARÃES

Efeitos da interação entre complexidade do substrato e mesohabitat na colonização de macroalgas lólicas

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. Dr. Michel Varajão Garey - UNILA

Prof. Dr. Wagner Antonio Chiba de Castro - UNILA

Foz do Iguaçu, 04 de dezembro de 2015.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente quero agradecer a minha família, que embora não concordando muito com minhas decisões sempre me apoiaram, me dando forças pra continuar nesta jornada. Com certeza, sem todo apoio e carinho de vocês eu jamais teria conseguido. Também gostaria de agradecer aos amigos do Bar Biológico pelos momentos de amizade, destacando principalmente as grandes amigas Karen, Géssyca e Beatriz, que permaneceram comigo até o final, aguentando todos os meus momentos de reclamações. Com certeza guardarei vocês para sempre no meu coração.

Um enorme agradecimento aos professores do curso de Ciências Biológicas, que me acompanharam e contribuíram muito no meu crescimento, não só profissional como pessoal. Grande parte do que sou hoje devo a vocês e desejo que todos continuem inspirando as futuras gerações de biólogos que serão formados aqui na Unila.

Agradeço também à todos que me ajudaram na execução deste trabalho. À Mayara Casartelli do Instituto Botânico de São Paulo, que me ensinou tudo o que eu sei sobre dimensão fractal. Ao Richard e Diego por todo companheirismo nestes anos de Iniciação Científica, além da grande contribuição nos trabalhos de campo, e aqui incluo também Neto e Marlon que nos acompanharam. Ao Ricardo e Rodrigo, por me ajudarem na confecção das unidades amostrais. E a todos os amigos que me acompanharam no processo de construção deste trabalho.

E por último, mas infinitamente importante, quero agradecer de todo o coração ao meu orientador Cleto, sem o qual este trabalho não poderia ser realizado em nenhum nível. Agradeço também por toda a disposição e paciência em todos esses anos de graduação e pela enorme contribuição na minha formação pessoal e profissional. Com certeza a pesquisadora que pretendo ser terá uma boa parte de você. Muito obrigada.

Deixa-me ser o que sou,
O que sempre fui, um rio que vai fluindo...
Em vão, em minhas margens cantarão as
horas,
Me recamarei de estrelas como um manto real,
Me bordarei de nuvens e de asas,
Às vezes virão a mim as crianças banhar-se...
Um espelho não guarda as coisas refletidas!
E o meu destino é seguir... é seguir para o Mar,
As imagens perdendo no caminho...
Deixa-me fluir, passar, cantar...
Toda a tristeza dos rios
É não poder parar! - **Mário Quintana**

GUIMARÃES, Jannie Francianne. Efeitos da interação entre complexidade do substrato e mesohabitat na colonização de macroalgas lóticicas. 2015. 38p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas – Ecologia e Biodiversidade) – Universidade Federal da Integração Latino-Americana, Foz do Iguaçu, 2015.

RESUMO

A heterogeneidade espacial do habitat tem se tornado um dos temas de interesse crescente dentro do escopo ecológico, principalmente em estudos de ambientes aquáticos. Uma vez que diversos fatores contribuem para os padrões de distribuição de abundância das espécies, a estrutura física do habitat também tem apresentado uma relação significativa para explicar estes padrões. Ambientes lóticos estão sujeitos a diversas alterações estruturais ao longo do seu percurso resultando em mesohabitats tais como ambientes de remanso e corredeira. Ademais, o constante fluxo de água em ambientes lóticos não permite a formação do fitoplâncton, fazendo com que as comunidades de algas bentônicas sejam as principais produtoras de energia destes ambientes. Assim, as macroalgas filamentosas constituem uma importante fonte de alimentos para os organismos aquáticos, além da estruturação e manutenção de habitats para outros organismos. O objetivo deste trabalho foi investigar como a complexidade da superfície do substrato e a heterogeneidade gerada pelo mesohabitat influenciam os padrões de estabelecimento das comunidades de macroalgas. Para tanto, foi realizada uma experimentação em três riachos da região sul de Foz do Iguaçu/PR, onde foram inseridos substratos artificiais de concreto de 20x10x3cm com dois níveis de complexidade (mais complexo e menos complexo), em ambientes de remanso e corredeira. A amostragem foi realizada 118 dias após a montagem do experimento. A partir dos dados de riqueza e abundância amostrados foram feitas análises estatísticas: Análise de Normalidade de Shapiro-Wilk, Análise Não-Paramétrica de Mann-Whitney e Análise de Correspondência Destendenciada. Foram encontradas 10 espécies de macroalgas, sendo 40% pertencentes à divisão Chlorophyta, 20% à divisão Cyanophyta, 30% à divisão Rhodophyta e 10% à divisão Ochrophyta. Comparando a média da riqueza encontrada nos tratamentos aplicados, foi possível observar maior número de espécies em ambientes de corredeira em comparação a ambientes de remanso e maior abundância nos substratos mais complexos que nos menos complexos. O teste não-

paramétrico Mann-Whitney mostrou que houve diferença significativa entre ambientes de remanso e corredeira tanto para dados de riqueza ($U = 70$; $p = 0,0024$), quanto para abundância ($U = 76,5$; $p = 0,0052$). Ambientes de corredeira apresentaram maior riqueza e abundância em relação a ambientes de remanso, ressaltando assim a importância da correnteza na obtenção de nutrientes e criação de microhabitats. Entretanto, não foi encontrada diferença significativa entre complexidade do substrato, tanto para riqueza ($U = 157$; $p = 0,887$), como para abundância ($U = 132,5$ $p = 0,3311$). A Análise de Correspondência Destendenciada (DCA) não apresentou nenhum padrão de composição entre os pontos amostrados. Embora não tenha sido possível testar os efeitos da interação entre o mesohabitat e a complexidade do substrato, o desenvolvimento da metodologia e os resultados obtidos no presente trabalho dá suporte a pesquisas futuras.

Palavras-chave: heterogeneidade ambiental, corredeira, remanso, riacho, biodiversidade.

GUIMARÃES, Jannie Francianne. Effects of interaction between the substrate complexity and mesohabitat of the of lotic macroalgae colonizatio 2015. 38p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas – Ecologia e Biodiversidade) – Universidade Federal da Integração Latino-Americana, Foz do Iguaçu, 2015.

ABSTRACT

The habitat spatial heterogeneity has become one of the topics of growing interest within the ecological scope, especially in studies of aquatic environments. Since many factors contribute to the abundance of species distribution patterns, habitat physical structure has also shown a significant relationship to explain these patterns. In addition, these environments are subject to a number of structural changes along their course, resulting in mesohabitats such as pools and riffles environments. Moreover, the constant flow of water in lotic environments does not let the formation of phytoplankton, causing the communities of benthic algae are the main energy-producing these environments. Thus standing out filamentous macroalgae, which are an important source of food for aquatic organisms, as well as the structure and maintenance of habitats for other organisms. Hence, the aim of this study was to investigate if the substrate complexity and heterogeneity generated by mesohabitat influence patterns in macroalgae communities. To this end, an experiment in three streams of the southern region of Foz do Iguaçu / PR was performed, where they were inserted in which concrete artificial substrates 20x10x3cm with two complexity levels (more complex and less complex) in pools and riffles environments. Sampling was carried out 118 days after installation of the experiment. From the data of species richness and abundance sampled uni and multivariate statistical analysis were made, being as Normality Analysis Shapiro-Wilk, Analysis Non-parametric Mann-Whitney and Correspondence Analysis Detrended. We found 10 species of macroalgae, with 40% belonging to the Chlorophyta division, 20% to the division Cyanophyta, Rhodophyta division to 30% and 10% to Ochrophyta division. Among them, only two were sampled exclusively on samplers and four out of samplers. Comparing the mean richness found in the applied treatments, we observed greater number of species in riffles environments compared to pools environments and greater abundance in the most complex substrates in relation to less complex. The non-parametric Mann-Whitney test showed that there was significant difference between

pools and riffles environments for both richness data ($U = 70$, $p = 0.0024$), and for abundance ($U = 76.5$, $p = 0.0052$). Riffles environments which present greater richness and abundance with respect to backwater environments, emphasizing the importance of the current in obtaining nutrients and light attenuation. However, there was no significant difference between smooth and rough substrate for both richness ($U = 157$, $p = 0.887$) and abundance ($U = 132.5$, $p = 0.3311$). The Correspondence Analysis Detrended (DCA) did not present any standard enteros composition of the sampled points, presenting an explicability of 80.54% in total. Although it was not possible to test the effects of interaction between the mesohabitat and substrate complexity, the result obtained in this study supports further research.

Key words: Environmental heterogeneity, riffles, pool, stream, biodiversity.

SUMÁRIO

1 – INTRODUÇÃO	10
2 - MATERIAL E MÉTODOS.....	18
2.1 - ÁREA DE ESTUDO	18
2.2 - DELINEAMENTO AMOSTRAL.....	19
2.3 - ANÁLISE DE DADOS	23
4 - DISCUSSÃO	30
5 – CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	32
6 - REFERÊNCIAS	33

1 – INTRODUÇÃO

Padrões ecológicos de distribuição e abundância de organismos nos ecossistemas são estudados de acordo com sua variação temporal (crescimento, colonização, sucessão, etc) e espacial (distribuição, dispersão, tipo e estrutura do habitat) (TOWNSEND *et al.*, 2009). No que se refere à escala espacial, um dos temas com maior enfoque nos últimos tempos tem sido a heterogeneidade espacial do ambiente (BROWN, 2003; DAVIES *et al.*, 2005; DUFOUR *et al.*, 2006; STEIN e KREFT, 2014), que tem levado a uma melhor compreensão de como os fatores espaciais influenciam os padrões de riqueza e estabelecimento das espécies (BAR-MASSADA e WOOD, 2014). A chamada “Hipótese de Heterogeneidade de Habitats” prevê que habitats estruturalmente mais complexos têm a capacidade de fornecer mais nichos e outras formas de exploração dos recursos pelas espécies, aumentando a diversidade de espécies, uma vez que possuem maior quantidade de microhabitats, maior variedade de microclimas, mais refúgios contra os predadores, variando conforme a escala e grupo estudado (TEWS *et al.*, 2004). Desta forma, 85% dos trabalhos têm corroborado a relação entre a heterogeneidade do habitat e a diversidade (TEWS *et al.*, 2004), sendo este padrão encontrado para artrópodes (BROSE, 2003; LASSAU e HOCHULI, 2004), aves (WIENS e ROTENBERRY, 1981; POULSEN, 2002), plantas (ROY e SINGH, 1994; STUEFER e DURING, 1996).

Considerando os diversos tipos de ambientes, os sistemas lóticos são reconhecidos por gerar uma grande heterogeneidade de habitats dentro do seu sistema (ALLAN e CASTILLO, 2007). Tais ambientes são caracterizados principalmente pelo fluxo de água unidirecional, distinguindo-se assim de ambientes lênticos (MAITLAND, 1964). Esse fluxo garante aos ecossistemas lóticos uma série de características típicas que viabilizam a existência de um ecossistema particular. Dentre estas características pode-se citar: (i) a presença de uma correnteza como um fator controlador e limitante, (ii) uma extensa troca terra-água que resulta em um ecossistema mais aberto e de metabolismo heterotrófico e, (iii) pouca ou nenhuma estratificação térmica ou química, exceto em rios grandes e lentos (ODUM e BARRETT, 2011). Desta forma, ambientes lóticos fornecem uma enorme diversidade de habitats para os organismos aquáticos, uma vez que estão sujeitos a modificações estruturais ao longo do seu percurso, levando

também às variações nas propriedades físicas e químicas do ambiente (ALLAN e CASTILLO, 2007). Assim, os sistemas lóticos se configuram como um ambiente atraente para estudos que se referem à heterogeneidade ambiental.

Um dos primeiros trabalhos que contribuiu para o entendimento das características estruturais e funcionais das comunidades lóticas foi realizado por VANNOTE *et. Al* (1980), que expôs o Conceito do Rio Contínuo. Segundo este conceito, os rios podem ser divididos em três partes contínuas baseadas no seu tamanho, em área de cabeceira, área intermediária e área da foz, sendo que cada área se caracteriza pela distribuição da matéria orgânica e atributos funcionais da comunidade lótica. Neste modelo, áreas de cabeceira são fortemente influenciadas pela grande presença de vegetação ripária e, desta forma, a produção primária é muito baixa e a vegetação ripária contribui fortemente para a deposição de detritos alóctones. Movendo-se mais à jusante, nas zonas intermediárias, a influência da vegetação ripária diminui, fazendo com que a produção primária e o transporte de matéria orgânica fina da montante aumente. Já nas áreas à jusante, próximo à foz, em rios mais largos, a deposição de matéria orgânica se torna muito alta e, embora não haja influência da vegetação ripária, a produção primária é prejudicada devido à alta turbidez e a consequente atenuação de luz. Estes padrões influenciam a estrutura funcional das comunidades de macroinvertebrados onde em áreas a montante ocorre maior diversidade de insetos coletores e fragmentadores, em áreas intermediárias há predominância de insetos coletores e pastejadores e, em áreas de foz, prevalecem insetos coletores e poucos predadores (VANNOTE *et al.*, 1980) (Figura 1-A). Embora tenha sido frequentemente testado desde o seu desenvolvimento, o Conceito do Rio Contínuo não tem se mostrado como um padrão universal, variando principalmente em relação aos tributários, ao clima, à geologia e condições locais (LORENZ *et al.*, 1997).

Outro conceito que contribuiu para o entendimento dos padrões estruturais de rios e sua influência sobre a comunidade é o “Conceito do Fluxo Hidráulico”, proposto por STATZNER e HIGLER (1986). Este conceito defende que as características físicas do fluxo compõem um importante fator ambiental, o qual permite o zoneamento de distribuição dos organismos bentônicos. Neste sentido, características hidráulicas e geomorfológicas de riachos como velocidade da correnteza, profundidade, rugosidade do substrato e declínio da superfície, permitem identificar zonas em um riacho. Assim, zonas de cabeceira são ambientes de baixo estresse hidráulico, zonas de transição

possuem grande declive e alto estresse hidráulico e são acompanhadas de outra zona de transição com baixo declive e estresse hidráulico e, zonas de foz com descontinuidades onde pode ocorrer estresse hidráulico (STATZNER e HIGLER, 1986) (Figura 1-B). Neste sentido, os fatores geomorfológicos contribuem para a adaptação dos organismos nestes ambientes. Os padrões de distribuição de organismos bentônicos dentro das características hidráulicas e morfológicas dos rios têm sido corroborados pelos estudos principalmente da fauna de macroinvertebrados (LORENZ *et al.*, 1997).

Atualmente, muitos autores têm defendido o conceito de organização hierárquica dos sistemas fluviais, proposto originalmente por FRISSELL *et al.* (1986). Neste trabalho, é proposta uma forma hierárquica de classificar habitats em ambientes lóticos no contexto da Bacia Hidrográfica, considerando que os aspectos da comunidade lótica são determinados pela organização, estrutura e dinâmica dos aspectos físicos dos habitats, além das espécies disponíveis para colonização (FRISSELL *et al.*, 1986). Desta forma, em grande escala, o sistema é definido como toda a extensão de água de uma bacia hidrográfica originada de eventos biogeoclimáticos, atingindo cerca de 10^3 m de extensão e incorporando todos os outros níveis mais baixos. O próximo nível é o segmento do sistema, que é uma porção do sistema onde a água flui através de um único tipo de substrato rochoso e é delimitado por um tributário ou uma grande queda d'água, atingindo cerca de 10^2 m de alcance. Dentro do segmento é possível delimitar uma área de captação, que trata-se de uma extensão do riacho entre áreas de declive, vales, vegetação ripária e tipos de sedimento. Esta área é geralmente usada para descrever comunidades bióticas e efeitos da degradação humana, atingindo um alcance de aproximadamente 10^1 m. Em uma área de captação é possível diferenciar áreas de remanso e corredeira, diferenciadas entre si principalmente pelo declive da superfície, padrões hidrodinâmicos e velocidade da água. Neste contexto, áreas de remanso apresentam baixo fluxo de água, sendo chamadas áreas de deposição e, por outro lado, áreas de corredeira, as quais são caracterizadas por intenso fluxo de água, são chamadas áreas de erosão. Assim, dentro do postulado por FRISSELL *et al.* (1986), esse é o próximo nível no seu sistema hierárquico, tendo aproximadamente 10^0 m de extensão (Figura 1-C). Vários grupos têm sido descritos apresentando adaptações a esse nível hierárquico, como peixes (GORMAN e KARR, 1979; ABILHOA *et al.*, 2008) e macroinvertebrados (CRISCI-BISPO *et al.*, 2007; REZENDE, 2007). E por fim, é

possível reconhecer microhabitats dentro de remansos e corredeiras, que são manchas com tipo de substrato, profundidade e velocidade homogêneos (FRISSELL *et al.*, 1986).

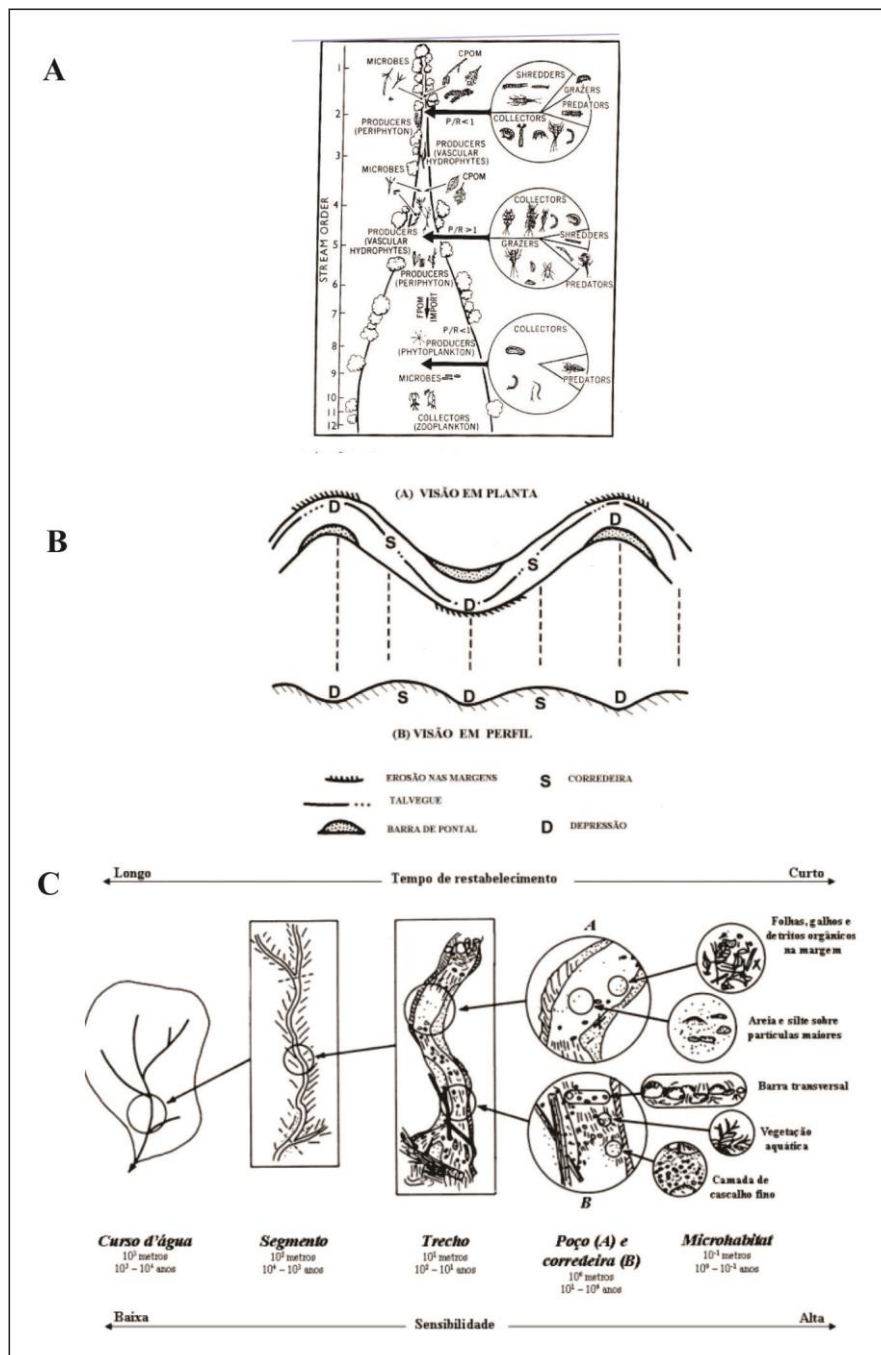


Figura 1 - Modelos representando as teorias acerca da heterogeneidade de ambientes lóticos: A - Conceito do Rio Contínuo (VANNOTE *et al.* (1980); B - Conceito do Fluxo Hidráulico (STATZNER e HIGLER, 1986).; C - conceito de organização hierárquica dos sistemas fluviais (FRISSELL *et al.*, 1986).

Além dos fatores estruturais, os distúrbios hidráulicos também influenciam não somente na estrutura da comunidade biótica como também a estrutura física do próprio habitat (RESH *et al.*, 1988). Neste sentido, a “Hipótese do Distúrbio Intermediário” proposta do CONNELL (1978), prediz que todas as comunidades estão sujeitas a distúrbios de diferentes intensidades, os quais são importantes para manter a diversidade de espécies. Em riachos, este distúrbio ocorre através do movimento do substrato no leito do rio durante períodos sazonais em que ocorre o aumento de fluxo de água (TOWNSEND e SCARSBROOK, 1997), alterando assim o ambiente físico e reorganizando a estrutura e dinâmica das comunidades lólicas (DEATH, 2010). Esta variação temporal, relacionada ao regime de distúrbio em que os organismos estão sujeitos, promove um aumento da heterogeneidade do ambiente, modificando o substrato e criando refúgios para estes organismos (TOWNSEND *et al.*, 1997). Devido aos eventos de distúrbios, as populações podem apresentar resistência (capacidade de resistir ao distúrbio sem perda de indivíduos) e resiliência (capacidade de retornar rapidamente a densidade de antes do distúrbio) (LAKE, 2000). Dessa forma, a heterogeneidade espacial do riacho pode reduzir o efeito do distúrbio na comunidade, principalmente em espécies resistentes/resilientes, uma vez que pode fornecer abrigo e diminuir os efeitos do estresse hidráulico (TOWNSEND, 1989).

Além da estrutura física e as variações de fluxo serem importantes para determinar a estrutura do ecossistema lótico, outros fatores também são importantes para caracterizar um habitat lótico, sejam eles fatores físicas, químicas ou biológicas (MADDOCK, 1999). Neste sentido, fatores ambientais têm sido fortemente relacionadas com a composição e estrutura das diversas comunidades de ambientes lóticos. Variáveis como pH, turbidez, temperatura, nutrientes dissolvidos, condutividade, dentre outros, têm sido fortemente relacionadas a ictiofauna (SÚAREZ e PETRERE-JÚNIOR, 2006; FELIPE e SÚAREZ, 2010), macroinvertebrados (BUENO *et al.*, 2003; YOKOYAMA *et al.*, 2012), perifíton (PELLEGRINI e FERRAGUT, 2012; PEREIRA, 2012;), macroalgas (SHEATH e COLE, 1992; SHEATH e MÜLLER, 1997; BORGES e NECCHI-JÚNIOR, 2006; NECCHI-JÚNIOR *et al.*, 2008).

Dentro da grande heterogeneidade espacial e temporal em riachos, podem ser destacados os mesohabitats classificados em remanso e corredeira como locais importantes para caracterização das comunidades de organismos lóticos. (CRISCI-BISPO *et al.*, 2007) Mesohabitats em ambientes lóticos são definidos como unidades

visualmente distintas dentro de uma área de alcance do riacho, sendo reconhecíveis principalmente por sua uniformidade na aparência física (PARDO e ARMITAGE, 1997). Desta forma, mesohabitats com velocidade da correnteza mais elevada e com predominância de substrato rochoso são chamados de áreas de corredeira, em contrapartida, mesohabitats com baixa velocidade de correnteza e deposição de substrato mais fino são conhecidos como áreas de remanso (CRISCI-BISPO *et al.*, 2007). Estas áreas podem ser encontradas alternadamente dentro de uma área de alcance do riacho, uma vez que topograficamente, corredeiras são áreas mais elevadas e remansos são áreas de depressão dentro do leito do rio (ALLAN e CASTILLO, 2007). Além disso, remansos geralmente são mais profundos e com fluxo de água mais uniforme, enquanto que corredeiras apresentam maior declive da superfície da água, além de serem mais propensas a distúrbios no fluxo (BRUSSOCK e BROWN, 1991). Fluxos mais elevados influenciam fortemente a estrutura física e as forças hidráulicas que agem sobre as comunidades bentônicas de riachos, principalmente a força de arrasto, em que os organismos são afetados pela própria erosão do substrato ou pelo gasto energético necessário para se manterem em posição fixa. Por outro lado, o fluxo de água pode prover a estes organismos o carreamento de partículas de alimentos, nutrientes e gases dissolvidos, os quais influenciam o metabolismo e crescimento dos organismos (BIGGS *et al.*, 2005). Neste sentido, muitos estudos vêm sendo realizados com o objetivo de comparar a estrutura de comunidades bentônicas em relação aos padrões ecológicos dos mesohabitats de corredeira e remanso (HOSE *et al.*, 2005; CRISCI-BISPO *et al.*, 2007; PACIÊNCIA *et al.*, 2011).

Para o perifíton, a variação na velocidade da correnteza gera um gradiente na biomassa e forma de crescimento das manchas, de modo que, conforme aumenta a velocidade do fluxo no leito do canal tem-se um aumento da densidade de biomassa de diatomáceas mucilaginosas, enquanto ocorre um declínio de biomassa de algas filamentosas (BIGGS e HICKEY, 1994; BIGGS *et al.*, 1998). Para macroinvertebrados é possível observar que a maior densidade de organismos filtradores ocupam regiões com velocidade mais elevada (corredeiras), enquanto organismos coletores-pastejadores estão em áreas com maior deposição de partículas (remansos) (MÉRIGOUX e DOLÉDEC, 2004; CRISCI-BISPO *et al.*, 2007). Para a ictiofauna é possível encontrar maior riqueza de espécies em ambientes de remanso, uma vez que este possui maior

quantidade de abrigos e maior diversidade de recursos provenientes da mata ciliar do que ambientes de corredeira (GOTCEITAS e COLGAN, 1989; ABILHOA *et al.*, 2008).

Dentre as comunidades bentônicas de ambientes lóticos, as macroalgas vêm ganhando destaque nos estudos ecológicos (PERES *et al.*, 2010; KRUPEK *et al.*, 2012; OLIVEIRA *et al.*, 2013). Definidas como organismos tipicamente bentônicos, cujo talo maduro pode ser reconhecido a olho nu (SHEATH e COLE, 1992), tratam-se de importantes organismos na produção primária de energia em ambientes lóticos, uma vez que o constante fluxo de água não permite a formação de comunidades planctônicas (ALLAN e CASTILLO, 2007). As comunidades de macroalgas lóticas têm sido recorrentemente relacionadas com muitas variáveis ambientais como determinantes da sua composição e estrutura (SHEATH e COLE, 1992; NECCHI-JÚNIOR *et al.*, 2000, 2003, 2008). Dentre as principais variáveis estão temperatura da água, turbidez, condutividade específica, oxigênio dissolvido, sombreamento. (SHEATH *et al.*, 1986; NECCHI-JÚNIOR. e PASCOALOTO, 1993; SHERWOOD e SHEATH, 1999; NECCHI-JÚNIOR *et al.*, 2003).

Estudos experimentais *in situ* que buscam explicar a estruturação da comunidade de macroalgas em ambientes lóticos e fatores ambientais relacionadas vêm ganhando destaque. Neste sentido, TONETTO *et al.* (2012) estudaram os efeitos da irradiância e composição espectral no crescimento e estabelecimento da comunidade de macroalgas. De acordo com os autores, os resultados do trabalho sugerem que os efeitos da irradiação sobre a colonização de macroalgas foram mais fortes do que os da composição espectral em intensidade similar. BRANCO *et al.* (2010) examinaram o desenvolvimento de comunidades de macroalgas em substratos artificiais de diferentes materiais e com diferentes texturas, os quais permitiram observar que a estrutura física do substrato não altera a riqueza de espécies, mas altera a abundância de macroalgas na comunidade, além de sugerir a rugosidade da superfície do substrato com um fator importante no desenvolvimento da comunidade de macroalgas. SCHNECK e MELO (2012) simularam um evento de alto fluxo para testar a resistência e resiliência de cinco formas de vida de algas, onde foi possível verificar que substratos rugosos permitem maior riqueza do que substratos lisos. TONETTO *et al.* (2013) investigaram os efeitos de diferentes tamanhos de fendas, ou seja, depressões irregulares na superfície de substrato, sobre a abundância de macroalgas utilizando placas de vidro com diferentes formas de superfície, em que foi possível observar uma tendência de ocorrência de

macroalgas em fendas de todos os tamanhos. Por fim, TONETTO *et al.* (2014) estudaram o efeito da complexidade do substrato sobre o estabelecimento de macroalgas lólicas e a influencia das condições hidráulicas associadas. Os resultados levaram a conclusão de que a complexidade do habitat e as condições hidráulicas são importantes variáveis para a colonização e estabelecimento de macroalgas lólicas.

A complexidade do habitat é resultado da heterogeneidade espacial e temporal dos parâmetros físicos do ambiente (KOVALENKO e THOMAZ, 2012). Enquanto a heterogeneidade ambiental em sistemas lólicos esteja mais ligada às características qualitativas do habitat, a complexidade de habitat define o habitat quantitativamente, utilizando, por exemplo, o conceito da geometria fractal para medir a abundância de elementos estruturais que compõem tal complexidade (TOKESHI e ARAKAKI, 2012). A geometria fractal, por sua vez, se refere ao estudo de curvas e planos enrugados, em oposição a geometria euclidiana que estuda as formas lisas, permitindo uma definição formal da complexidade física do plano (BARRETO, 1999). Desta forma, a complexidade do habitat pode ser mais facilmente manipulável, tornando mais efetiva a padronização de estudos e a aplicação de análises quantitativas e qualitativas (KOVALENKO e THOMAZ, 2012).

A complexidade do habitat pode ser gerada por superfícies irregulares do substrato, tais como poças, fendas e projeções que exercem uma influência significativa sobre as comunidades de riachos (TANIGUCHI e TOKESHI, 2004). Uma vez que tais irregularidades afetam as condições hidráulicas do ambiente, elas podem afetar o estabelecimento de organismos bentônicos gerando um aumento efetivo da diversidade (BERGEY, 2005). Esta alta diversidade gerada em habitats mais complexos geralmente está relacionada à maior disponibilidade de refúgios e outros recursos que reduzem as perdas para competidores, predadores e eventos de distúrbios (BARRETO, 1999). Assim, ambientes mais complexos podem apresentar um elevado padrão de rugosidade, o qual influencia a colonização de algas e as protege de pastejadores e distúrbios hídricos (BERGEY *et al.*, 2010; DUDLEY e D' ANTONIO, 1991). Desta forma, há um aumento da biomassa de algas conforme aumenta a rugosidade do substrato e a disponibilidade e tamanho das fendas influencia na distribuição e composição das espécies (BERGEY, 1999; MURDOCK e DODDS, 2007). A complexidade do substrato também permite um acúmulo de detritos orgânicos e afeta as características hidráulicas, uma vez que a velocidade da água interage com a rugosidade do substrato,

criando um microambiente para os organismos bentônicos (BROOKS *et al.*, 2005). Desta forma, o aumento da complexidade diminui a turbulência da correnteza, favorecendo a colonização e estabelecimento de comunidades de macroalgas (TONETTO *et al.*, 2014).

Considerando as informações acima levantadas, o objetivo deste trabalho foi investigar como a complexidade da superfície do substrato em interação com a heterogeneidade gerada pelo mesohabitat influenciam os padrões nas comunidades de macroalgas. Desta forma, buscou-se entender como a interação entre o mesohabitat e a complexidade do substrato afetam o crescimento da comunidade de macroalgas, partindo da predição de que corredeiras e substratos mais complexos abarcariam maior abundância e riqueza de espécies de macroalgas lólicas. Com isto, esperava-se encontrar maior diversidade de espécies em corredeiras com substrato rugoso do que em remansos com substrato liso, levando a uma melhor compreensão da importância da heterogeneidade do ambiente sobre a estrutura da comunidade de macroalgas lólicas.

2 - MATERIAL E MÉTODOS

2.1 - ÁREA DE ESTUDO

O experimento foi instalado em três riachos localizados na região sul do Município de Foz do Iguaçu, Paraná, Brasil, sendo eles o Rio Tamanduá (EXC01: 25,55169°S, 54,50106°WO Elevação 189), afluente do Rio Tamanduá (EXC02: 25,55164°S 54,50204°OW Elevação 189), e Rio Cognópolis (EXC03: 25,55015°S, 54,52444°WO, Elevação 191). O Município de Foz do Iguaçu está inserido no Complexo de Ecorregiões da Mata Atlântica, mais especificamente na Ecorregião de Florestas do Alto Paraná, que estende-se desde a vertente oeste da Serra do Mar, no Brasil, até o leste do Paraguai e a Província de Misiones na Argentina (DI BITETTI *et al.*, 2003). Inicialmente esta região era coberta por Floresta Estacional Semidecidual, com clima subtropical úmido e com alta diversidade de espécies de plantas, formando diferentes comunidades vegetais, entretanto, a partir da década de 1930 a vegetação

original foi substituída por áreas de plantios, restando apenas fragmentos da vegetação original que persistem até os dias atuais (CÂNDIDO-JÚNIOR e SILVA, 2011). Nesta região os verões são quentes, com médias acima de 22°C e grande ocorrência de chuvas, enquanto os invernos são intensos, correspondente à estação seca com geadas raras (VAZZOLER et al., 1997).

2.2 - DELINEAMENTO AMOSTRAL

As unidades amostrais foram confeccionadas a partir de tijolos de concreto de 20x10x3cm, os quais foram cobertos por argamassa, onde em 50% do tijolos foi inserido um padrão de ranhura com um pente de cabelo com aproximadamente 2cm de espessura entre os dentes. Na outra metade o substrato foi mantido liso. A finalidade deste procedimento foi criar dois tipos distintos de complexidade do substrato, sendo um mais complexo (com ranhuras) e outro menos complexo (liso). Para quantificar a complexidade do substrato foi confeccionado um modelo teórico da complexidade dos substratos, conforme a figura 2, utilizados nos cálculos da Dimensão Fractal D (GEE e WARWICK, 1994), através do método *box-counting* (CHANG, 1999), medida pelo software Image J. Segundo SILVA *et al.* (2010 p. 12),

“O método *box-counting* consiste em colocar uma estrutura sobre uma grade com malha de tamanho U e então conta-se o número de caixas da grade que contém parte da estrutura, isto dá um certo número N que depende do tamanho de U, isto é, N(U). Em seguida, diminui-se o tamanho de U, o que conseqüentemente aumenta N(U), e tende-se novamente, esta malha a tamanhos cada vez menores de forma a se obter estruturas com tamanhos cada vez menores e conta-se novamente o número de estruturas N(U) da grade. Posteriormente, para cada inteira n, constrói-se o gráfico no plano $\log(N(U))$ x $\log(\frac{1}{U})$ e marcamos os pontos $(\log(N_n(U)); \log(\frac{1}{U_n}))$, $(\log(N_{n+1}(U)); \log(\frac{1}{U_{n+1}}))$, ... com $n=0,1,2,\dots$, e encaixa-se uma linha reta nos pontos do diagrama. A medida que a inclinação dessa reta corresponde a dimensão *box-counting* da estrutura, que é denotada por:

$$D_b = \lim_{n \rightarrow \infty} \frac{\log(N_{n+1}(U)) - \log(N_n(U))}{\log(\frac{1}{U_{n+1}}) - \log(\frac{1}{U_n})}$$

Desta forma, os valores de U aplicados pelo programa Image J para calcular a dimensão fractal foram 2,3,4,6,8,12,16,32,64, resultando em $D = 1,635$ para o substrato mais complexo e $D = 1,334$ para o substrato menos complexo (Figura 3).

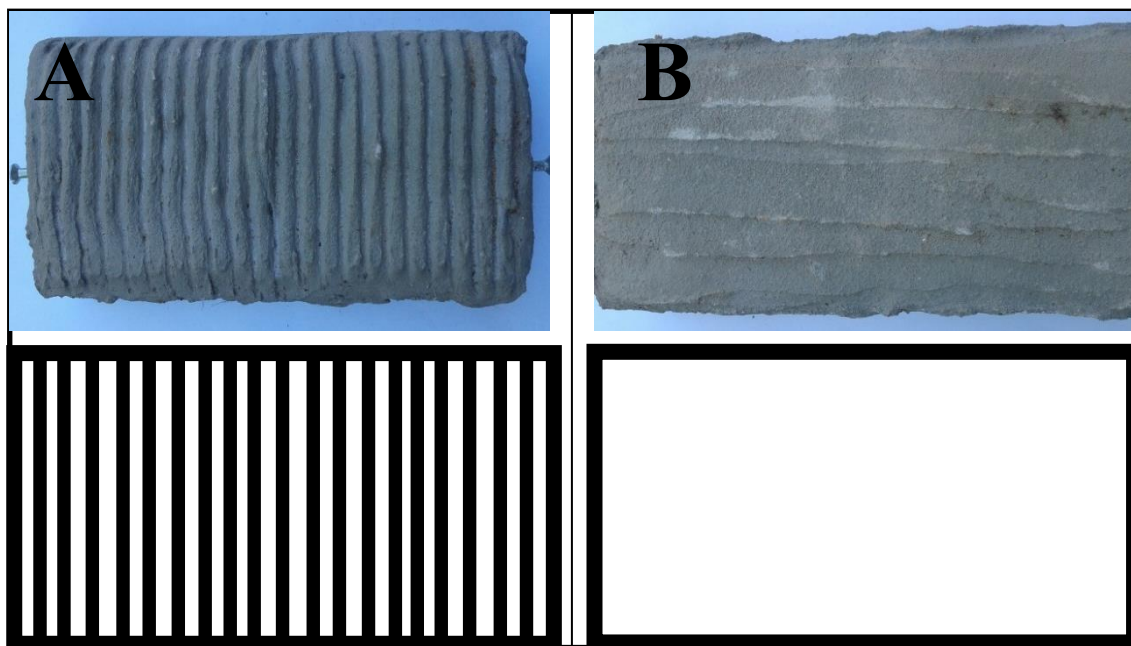


Figura 2 - (A) Substrato mais complexo; (B) Modelo menos complexo. Acima estão os substratos confeccionados e colocados em campo, abaixo o modelo teórico utilizado para o cálculo da dimensão fractal.

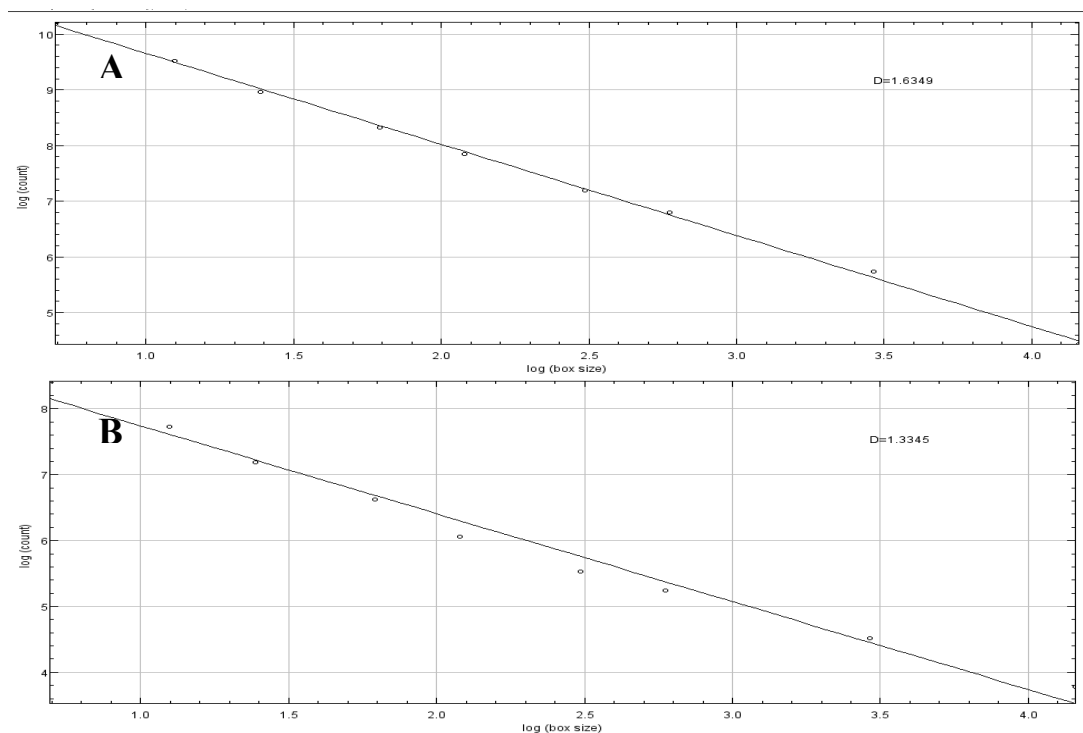


Figura 3 – Inclinação da reta da dimensão fractal através do método *box-counting*. (A) substrato mais complexo; (B) substrato menos complexo.

Para compor os tratamentos relacionados ao mesohabitat foram selecionados um ambiente de remanso e um ambiente de corredeira, definidos pela uniformidade de sua estrutura física conforme proposto por PARDO e ARMITAGE (1997), em cada riacho amostrado, onde foram inseridos os substratos artificiais com dois níveis de complexidade: mais complexo e menos complexo. A princípio, foram selecionados cinco riachos onde os amostradores foram colocados em área de remanso e corredeira subsequente, da jusante para montante. Os amostradores foram compostos por seis unidades amostrais presas em uma placa de concreto, sendo três substratos mais complexos e três menos complexos, dispostos aleatoriamente no mesohabitat por sorteio, conforme esquematizado na Figura 4. Neste sentido, cada amostrador inserido nos mesohabitats foi tratado como unidade principal, enquanto cada nível de rugosidade foi tratado como subunidade, conforme o delineamento de parcelas subdivididas (*split-plot*) (GOTELLI 2011). Desta forma, totalizaram-se 60 subunidades em 10 unidades principais. Entretanto, devido à um incomum regime de chuvas para o período do experimento, a amostragem só foi possível em três riachos com seus respectivos amostradores, uma vez de os amostradores de 2 riachos foram levados pela forte correnteza. Dessa forma, a coleta foi realizada com três áreas de remanso e três áreas de corredeira, sendo 36 subunidades em 6 unidades principais.

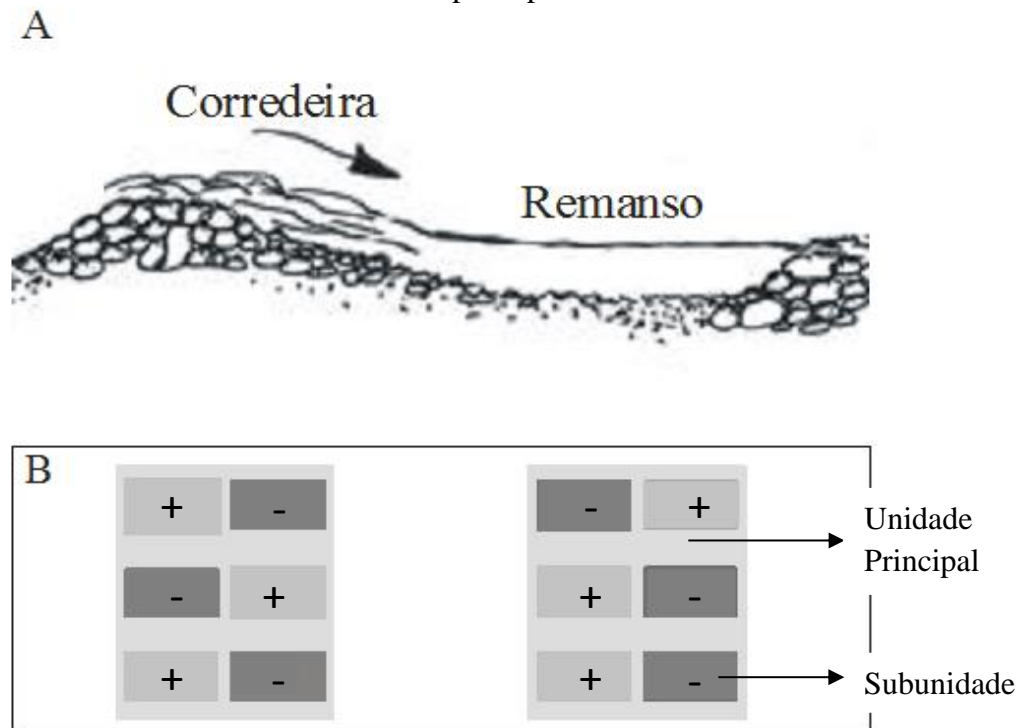


Figura 4 - (A) Padrão natural de mesohabitat; (B) Esquema amostral: “+” = substrato mais complexo, “-” = substrato menos complexo.

Os substratos foram inseridos nos seus respectivos mesohabitats no dia 11 de abril de 2015, e a amostragem foi realizada no dia 05 de setembro de 2015, totalizando 116 dias de execução do experimento. Tal período é classificado como mais seco do ano, segundo dados da IAPAR (2015). Entretanto, durante este período ocorreu um incomum regime de chuvas para a região (Figura 5).

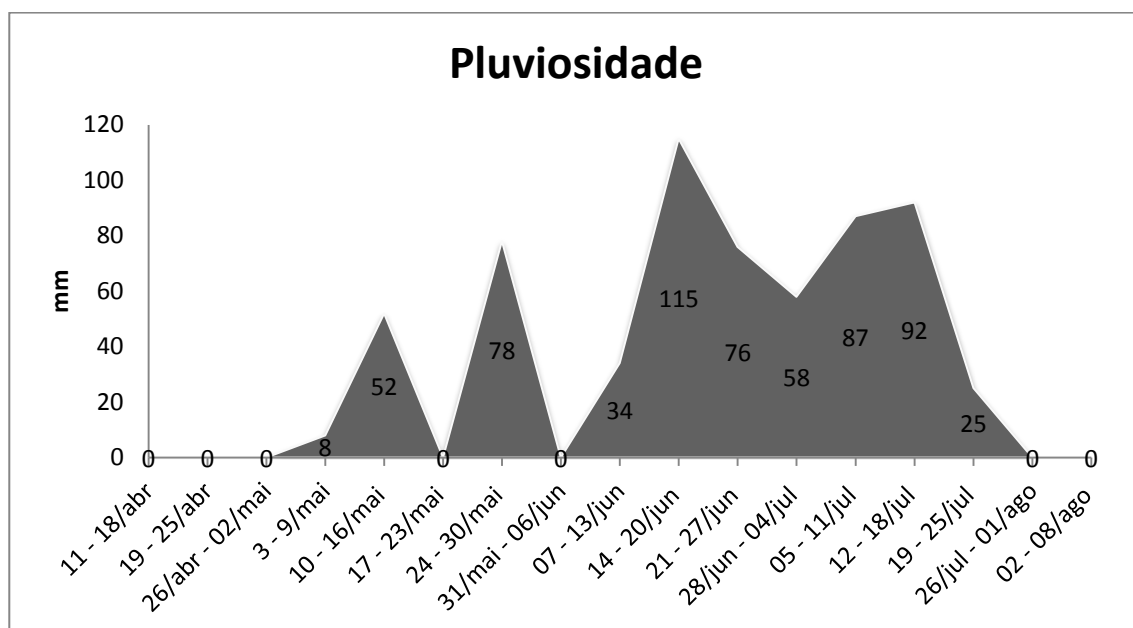


Figura 5 – Pluviosidade em mm acumulada por semana entre os dia 11 de abril e 08 de agosto de 2015.

A amostragem foi realizada a partir da obtenção de amostras das comunidades de macroalgas a fim de estimar a riqueza, abundância (estimada pela porcentagem de cobertura do substrato) e composição de espécies em cada unidade amostral. Para tanto, os amostradores foram retirados do riacho e cada subunidade foi avaliada individualmente, de onde foram removidas pequenas amostras, preservadas em frascos plásticos com formaldeído 4% (JOHANSSON, 1982) e levadas ao laboratório para identificação. Também foram coletadas amostras de áreas adjacentes aos locais onde foram instalados os experimentos para conhecimento da comunidade de macroalgas local, utilizando nos mesmos métodos e períodos das coletas nos amostradores.

2.3 - ANÁLISE DE DADOS

A identificação dos materiais em laboratório foi realizada com microscópio binocular Carl Zeiss – AxioLab.A1. As macroalgas foram identificadas até o nível específico sempre que possível, e seguindo o sistema de classificação utilizado por AlgaeBase (GUIRY *et al.*, 2015).

As análises que buscam explicar o padrão de colonização e composição das macroalgas conforme a complexidade do habitat foram realizadas com o uso de estatística uni e multivariada. Inicialmente seria utilizada Análise de Variância (FINLAY e WILKINSON, 1963) em parcelas subdividas para diminuir o efeito da heterogeneidade do ambiente que não sejam geradas pelo mesohabitat. Entretanto, após a aplicação da Análise de Normalidade de Shapiro-Wilk, foi observado que os dados obtidos não possuem distribuição normal tanto para dados de riqueza como de abundância das espécies (Tabela 1), impossibilitando a aplicação de análises estatísticas paramétricas. Com isto, foi aplicada a Análise Não-Paramétrica de Mann-Whitney para verificar a diferença na riqueza e abundância entre ambientes de remanso e corredeira e entre substratos mais complexos e substratos menos complexos. Além disso, a composição foi resumida usando a Análise de Correspondência Destendenciada (HILL *et al.*, 1980). As análises citadas foram realizadas utilizando o programa estatístico Past3 (HAMMER, *et al.*, 2001).

	Riqueza			Abundância			
	EXC01	EXC02	EXC03	EXC01	EXC02	EXC03	
N	12	12	12	N	12	12	
Shapiro-Wilk W	0,7683	0,8627	0,8012	Shapiro-Wilk W	0,7844	0,6212	0,6157
p	0,0041	0,052	0,0096	p	0,0062	0,0001	0,0001

Tabela 1 - Resultado do teste de normalidade Shapiro-Wilk para dados de riqueza e abundância da comunidade de macroalgas obtidas durante o experimento realizando em campo nos três pontos de amostragem (EXC01 = Rio Tamanduá, EXC02 = afluente do Rio Tamanduá e EXC03 = Rio Cognópolis).

RESULTADOS

Durante o experimento, foram encontradas nove espécies de macroalgas e uma espécie em estágio esporofítico (Estágio ‘Chantransia’) nos riachos onde o experimento foi instalado (Tabela 2). Destas, quatro espécies pertencem à divisão Chlorophyta (40% do total de espécies), duas espécies à divisão Cyanophyta (20% do total), duas espécies e o Estágio ‘Chantransia’ à divisão Rhodophyta (30% do total) e uma espécie da divisão Ochrophyta (10% do total de espécies). Dentre as 9 espécies, cinco delas foram encontradas nas unidades amostrais (blocos revestidos com argamassa), além do Estágio ‘Chantransia’, totalizando 6 espécimes. Destas seis espécimes, duas e o estágio “Chantransia” pertencem à divisão Rhodophyta (50%), duas à divisão Chlorophyta (33%) e uma à divisão Cyanophyta (17%).

Tabela 2 - Ocorrência dos táxons de macroalgas nos pontos amostrados (EXC01 = Rio Tamanduá; EXC02 = afluente do Rio Tamanduá; EXC03 = Rio Cognópolis).

	Pontos		
	EXC01	EXC02	EXC03
Chlorophyta			
<i>Chaetophora pisiformis</i> (Roth) C.Agardh			+
<i>Oedogonium</i> sp.			+
<i>Spirogyra</i> sp.		+	
<i>Stigeoclonium helveticum</i> Vischer			+
Cyanophyta			
<i>Microcoleus</i> sp.		+	
<i>Phormidium retzii</i> Kützing ex Gomont		+	+
Rhodophyta			
<i>Batrachospermum</i> sp.	+	+	
<i>Batrachospermum puiggarianum</i> Grunow		+	
Estágio ‘Chantransia’	+	+	+
Ochrophyta			
<i>Vaucheria</i> sp.		+	

Não houve grande variação na composição entre os pontos de amostragens e tratamentos, exceto a ocorrência de *Phormidium retzii* Kützing ex Gomont, *Chaetophora pisiformis* (Roth) C.Agardh e *Stigeoclonium helveticum* Vischer ocorrendo somente no ponto EXC03 – Rio Cognópolis (Tabela 3). Comparando as amostragens feitas no amostrador e fora do amostrador, somente duas espécies foram exclusivamente encontradas no amostrador, sendo elas *Chaetophora pisiformis* e

Batrachospermum sp. Por outro lado, quatro espécies foram encontradas exclusivamente fora dos amostradores, sendo elas *Oedogonium* sp., *Spirogyra* sp., *Microcoleus* sp. e *Vaucheria* sp. (Figura 6).

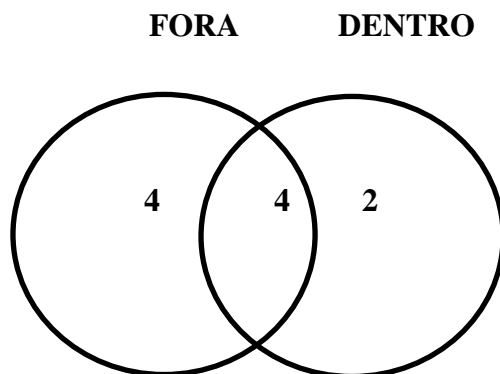


Figura 6 – Número de espécies encontradas durante o experimento, dentro e fora do amostrador

Comparando a média da riqueza encontrada nos tratamentos aplicados, é possível observar maior média de riqueza em ambientes de corredeira em relação às médias de riqueza em ambientes de remanso. Além disso, não foi possível observar diferença considerável entre substrato mais complexo e menos complexo para ambientes de corredeira. Por outro lado, em ambientes de remanso, é possível observar maior valores médios de riqueza nos substratos mais complexos, em comparação aos substratos menos complexos (Figura 7). Quanto à abundância, houve uma grande diferença de valores médios entre os mesohabitats de corredeira e de remanso. No mesohabitat corredeira foi possível encontrar maior valores médio de abundância, havendo também diferença entre os tratamentos no substrato, com maiores valores médios em substratos mais complexos que nos substratos menos complexos (Figura 8).

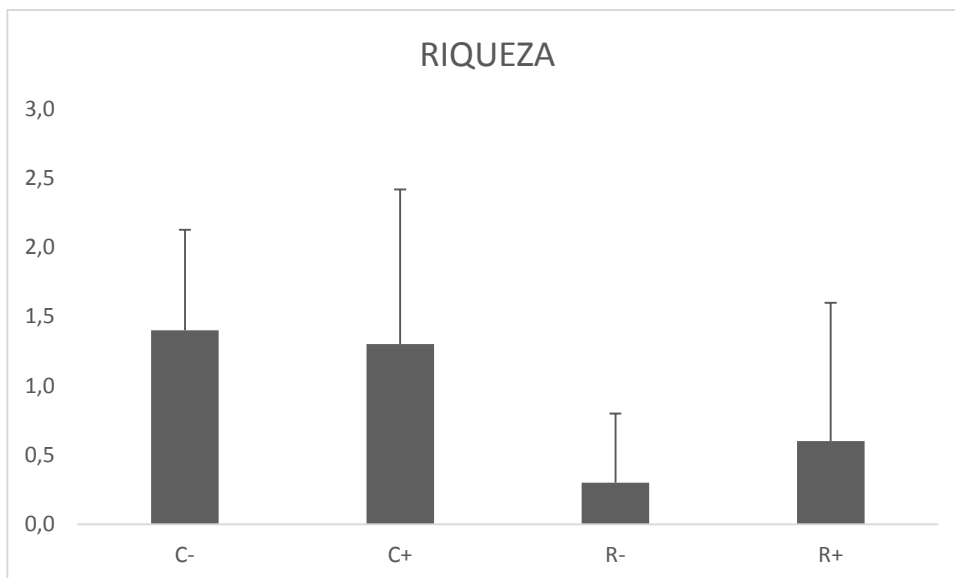


Figura 7 - Valores médios e desvios padrão da riqueza de espécies encontrada nas unidades amostrais durante o experimento. Legenda: C-: mesohabitat corredeira e substrato menos complexo; C+: mesohabitat corredeira e substrato mais complexo; R-: mesohabitat remanso e substrato menos complexo; R+: mesohabitat remanso e substrato mais complexo.

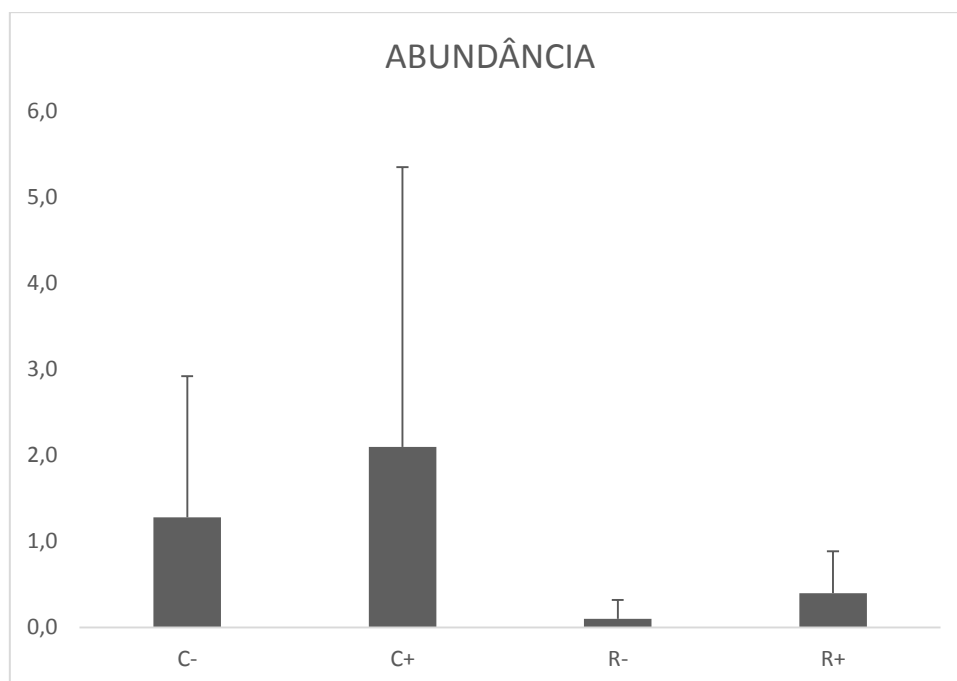


Figura 8 - Média e desvio padrão da abundância encontrada nas unidades amostrais durante o experimento. Legenda: C-:mesohabitat corredeira e menos complexo; C+: mesohabitat corredeira e substrato mais complexo; R-: mesohabitat remanso e substrato menos complexo; R+: mesohabitat remanso e substrato mais complexo.

A partir do teste não-paramétrico de Mann-Whitney é possível observar que ambientes de corredeira apresentam maior riqueza ($U = 70$; $p = 0,0024$) e abundância

($U = 76,5$; $p = 0,0052$), comparado com ambientes de remanso (Tabela 4). Entretanto, não foi encontrada diferença significativa entre substrato liso e rugoso, tanto para riqueza ($U = 157$; $p = 0,887$), como para abundância ($U = 132,5$ $p = 0,3311$).

A partir da Análise de Correspondência Destendenciada (DCA) foi possível observar a ausência de relação de composição de espécies entre os tratamentos, apresentando uma explicabilidade de 68,75% no eixo 1 e 11,78% no eixo 2, totalizando 80,54% de explicabilidade total (Figura 9)

Tabela 4 – Valores médios e desvio padrão para dados de riqueza e abundância da comunidade de macroalgas em ambientes de remanso e corredeira

	Riqueza	Abundância (%)
Mesohabitat Remanso	$0,5 \pm 0,7$	$0,3 \pm 0,4$
Mesohabitat Corredeira	$1,8 \pm 0,8$	$1,7 \pm 2,5$

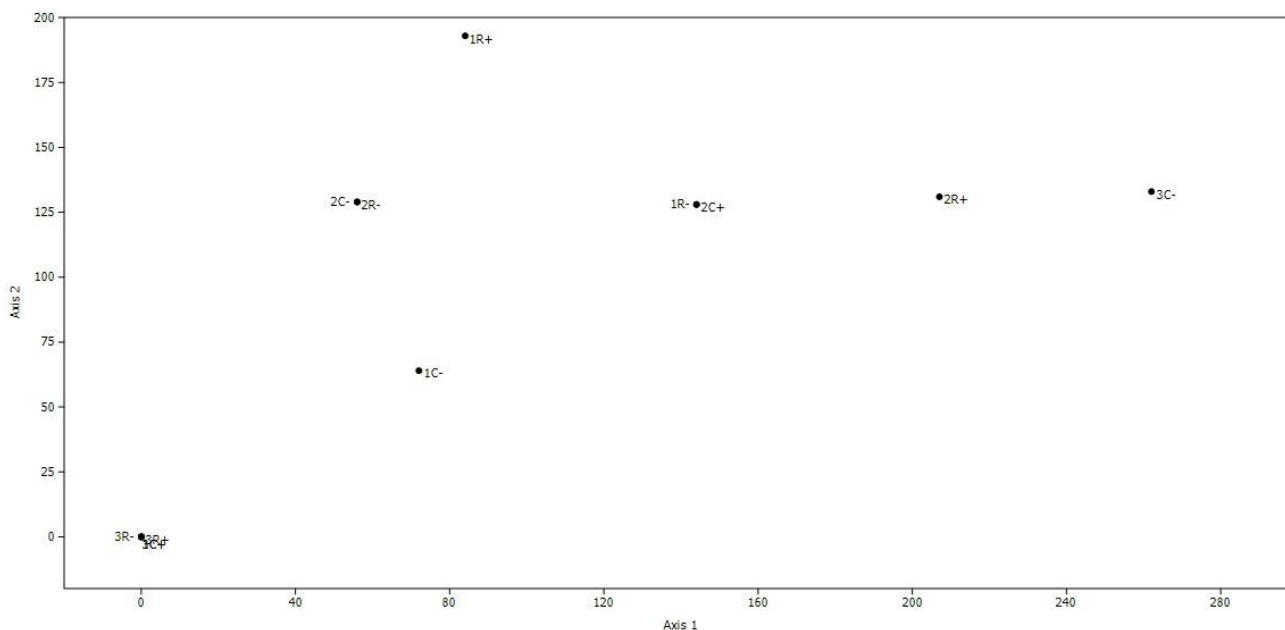


Figura 9 - Análise de Correspondência Destendenciada amostrados no experimento. Legenda: 1 a 3 = ponto de amostragem; C = corredeira; R = remanso; + = substrato mais complexo; - = substrato menos complexo

4 - DISCUSSÃO

Durante a realização do experimento de campo, ocorreu um regime incomum de chuvas na região nesta época do ano, gerando um distúrbio ecológico nos riachos estudados. Distúrbios ecológicos ocasionados pela variação no fluxo de água têm sido amplamente discutidos na literatura limnológica (RESH *et al.* 1988; LAKE *et al.*, 2000, dentre outros) e são de grande importância para a manutenção da diversidade ecológica, uma vez que podem destruir e criar novos habitats levando ao processo de sucessão ecológica (LAKE, 2000). Neste sentido, nos riachos onde o experimento foi instalado, houve uma elevação muito brusca no volume e vazão de água por um longo período do tempo (12 semanas), caracterizado como distúrbio ocasionado por enchente (BRANCO *et al.*, 2010). Em eventos de enchentes, ocorre a movimentação rápida de um grande volume de água, removendo e redistribuindo matérias do fundo do riacho (de areia à pedras), limpando e raspando o leito do riacho, removendo plantas (de algas microscópicas à macrófitas), movendo detritos e barreiras de detritos, e levando a morte, mutilação e/ou deslocamento de toda a biota, dependendo da intensidade e volume do fluxo da água (LAKE, 2010). No distúrbio de enchente constatado, houve a perda da informação dos organismos que poderiam ter colonizado os amostradores e a perda de quatro amostradores que foram carregados pelo fluxo da água. Estas perdas podem refletir na diminuição do poder nos testes estatísticos, uma vez que a pouca quantidade de dados obtidos não resultou em uma distribuição normal, impossibilitando a análise da interação entre o mesohabitat e a complexidade do substrato. Os danos causados à biota por distúrbios de enchentes são amplamente relatados na literatura (BRANCO *et al.*, 2005; MALTCHIK *et al.* 2009; MARQUES *et al.*, 2013), embora enchentes sazonais são reconhecidas também como a maior força que induz mudanças na estrutura do habitat e de toda a biota (MAITLAND, 1964; BIGGS, 1996; ROBINSON *et al.*, 2000). Desta forma, embora a literatura traga a informação de que o processo de recolonização ocorra de forma rápida após as enchentes, sendo relatada coleta de táxons de algas bentônicas de 1 a 5 dias logo após o pico de enchente (BIGGS *et al.*, 2002), estes períodos são relativos a frequência e intensidade do distúrbio, uma vez que a riqueza diminui com o aumento da magnitude do fluxo (BIGGS *et al.*, 2002). Além disso, distúrbios de grande frequência e intensidade diminuem os nutrientes, diminuindo assim a biomassa encontrada logo após o evento de distúrbio (BIGGS,

1996). Neste trabalho, a coleta de dados foi realizado 7 semanas após o último pico de enchente (25 de julho de 2015), resultando em uma riqueza de 10 espécies, demonstrando que o distúrbio relatado foi de grande intensidade e pode ter resultado numa diminuição de espécies presentes na região.

Além disso, foi encontrada diferença entre as espécies do amostrador e fora deste. Esta diferença encontrada substrato artificial e substrato natural é relatado em alguns trabalhos na literatura de perifíton (FELISBERTO, *et al.*, 2010; DOS SANTOS, 2012). ALOI (1990) já discutia as vantagens da utilização de substratos artificiais para amostragem de perifíton na precisão da coleta em relação as medidas de biomassa, produtividade primária e/ou composição de espécies, o indicando para projetos experimentais. No entanto, alguns trabalhos realizados comparando o substrato natural com o artificial (lâminas de vidro e alumínio), indicam que há diferenças entre o perifíton que cresce no substrato artificial e o natural, refletida na composição, estrutura e metabolismo da comunidade (MOSCHINI, 1999).

A superfície do substrato, tanto natural como artificial, tem sido relatada como um importante elemento na composição física do habitat, influenciando as comunidades bentônicas (DUDLEY *et al.*, 1991; ROBINSON, 1998), no maior acesso aos recursos, aumento de refúgios e maior diversidade de microhabitats (TANIGUCHI *et al.*, 2012). A rugosidade da superfície pode contribuir para o desenvolvimento da comunidade de macroalgas (BRANCO *et al.*, 2010). Neste sentido, TONETTO *et al.* (2014) relataram que a complexidade do substrato influencia positivamente a cobertura de macroalgas lólicas, uma vez que com o aumento da complexidade do substrato, ocorre a diminuição na força de arrasto, diminuindo assim a turbulência da água, que, por sua vez, favorece a colonização. Neste trabalho, aparentemente a estrutura física dos três tipos de substratos amostrados (mais complexo, menos complexo e natural) não influenciou a riqueza de espécies nos substratos amostrados. SCHNECK *et al.* (2012) também não suporta a hipótese de que a resiliência e resistência de algas bentônicas é maior em substratos rugosos que lisos devido à estrutura física do substrato artificial., ocorrendo o mesmo neste trabalho, uma vez que houve uma diversidade similar de macroalgas no substrato artificial em comparação ao substrato natural.

A análise não-paramétrica Mann-Whitney mostrou que há diferença entre a colonização de macroalgas em ambientes de remanso e corredeira, sendo que tanto os valores de riqueza quanto de abundância apresentados foram maiores nos mesohabitats

de corredeira. O mesmo resultado foi encontrado em KRUPEK *et al.* (2014) que encontraram um maior número de espécies de macroalgas em ambientes de corredeira do que em remanso. Esta relação pode ser explicada pela maior velocidade da correnteza, promovendo uma maior heterogeneidade de condições, o que permite a colonização por diferentes espécies. Assim, a velocidade da correnteza influencia principalmente o tipo de substrato natural e o regime de nutrientes (CATTANEO *et al.*, 1997). Desta forma, a velocidade da água pode promover um aumento na captação de nutrientes (BRANCO *et al.*, 2003). Neste trabalho, uma vez que o substrato estava padronizado para os dois mesohabitats, a preferência das macroalgas por ambientes de corredeira estaria mais associada à maior renovação de nutrientes disponibilizada pela água corrente, uma vez que o fluxo permite o carreamento de nutrientes que influencia o metabolismo e o crescimento destes organismos (BIGGS *et al.*, 2005). Já ambientes de remanso propiciam a deposição de partículas finas no substrato (CRISCI-BISPO *et al.*, 2007), influenciando negativamente o crescimento de macroalgas nos amostradores alocados neste mesohabitat, uma vez que estas partículas podem ter encobrido as subunidades, não permitindo a aderência das macroalgas. Assim, o processo de sucessão ecológica das comunidades perifíticas em ambientes lóticos, que se inicia com a desenvolvimento de uma matriz orgânica no substrato, seguida pela colonização de propágulos de formas adnatas de diatomáceas e fragmentos de filamentos de algas verdes (BIGGS, 1996), seria dificultado e interrompido pela deposição de matéria orgânica, como por exemplo fragmentos de folhas e madeira, nos mesohabitats de remanso. A deposição de partículas também pode aumentar a turbidez da água e diminuir a atenuação de luz, dificultando o desenvolvimento da comunidade (BIGGS, 1996).

5 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os valores médios dos dados amostrados apontam uma tendência de maior crescimento de macroalgas em ambientes de corredeira com substrato mais complexo que em ambientes de remanso com substrato menos complexos. Essa relação pode se dar pelo fato de que em ambientes mais complexos em ambientes de corredeira podem promover maior adesão de fragmentos de macroalgas, além de a velocidade de correnteza prover mais nutrientes, facilitando assim a colonização e crescimento de macroalgas nestes ambientes. Tais resultados obtidos e a construção da metodologia

aplicada neste trabalho dão suporte a trabalhos futuros que visam compreender melhor como ocorre a interação entre a heterogeneidade ambiental e a complexidade do habitat.

6 - REFERÊNCIAS

ABILHOA, V.; DUBOC, L. F.; AZEVEDO-FILHO, D. P. A comunidade de peixes de um riacho de Floresta com Araucária, alto rio Iguaçu, sul do Brasil. **Rev. Bras. Zool.**, v. 25, 2008.

ALLAN, D. J.; CASTILLO, M. M. **Stream Ecology**: structures and functions of running waters. 2ª. ed. Dordrecht : Springer, 2007.

ALOI, J.E. A critical review of recent freshwater periphyton field methods. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, v. 47 p.656-670, 1990

BAR-MASSADA, A.; WOOD, E. M. The richness-heterogeneity relationship differs between heterogeneity measures within and among habitats. **Ecography**, p. 528-535, 2014.

BARRETO, C. C. Heterogeneidade espacial do habitat e diversidade específica: implicações ecológicas e métodos de mensuração. **Oecologia**, v. 7, p. 121-153, 1999.

BERGEY, E. A. Crevices as refugia for stream diatoms: effects of crevices size on abraded substrates. **Limnol Oceanogr**, v. 44, p. 1522-1529, 1999.

BERGEY, E. A.; COOPER, J. T.; PHILLIPS, B. C. Substrate characteristics affect colonization by the bloom-forming diatom *Didymosphenia germinata*. **Aquat Ecol**, v. 44, p. 33-40, 2010.

BERGEY, E. A. How protective are refuges? Quantifying algal protection in rock crevices. **Freshw Biol**, v. 50, p. 1163-1177, 2005.

BIGGS, B. J. F.; HICKEY, C. W. Periphyton responses to a hydraulic gradient in regulated river in New Zealand. **Freshw Biol**, v. 32, p. 49-59, 1994.

BIGGS, B. J. F. Patterns in periphyton of stream. 1ª. ed. San Diego: **Academic Press**, 1996

BIGGS, B. J. F.; STEVENSON, R. J.; LOWE, R. L. A habitat matrix conceptual model for stream periphyton. **Arch Hydrobiol**, v. 143, p. 21-56, 1998.

BIGGS, B. J. F.; SMITH, R. A. Taxonomic richness of stream benthic algae: Effects of flood disturbance and nutrients. **Limnol. and Oceanog.**, v. 47, p. 1175-1186, 2002.

BIGGS, B. J. F.; NIKORA, V. I.; SNELDER, T. H. Linking scales of flow variability to lotic ecosystem structure and function. **River Res. Applic.**, v. 21, p. 283-298, 2005.

BORGES, F. R.; NECCHI-JÚNIOR,. Patterns of spatial distribution in macroalgal communities from tropical lotic ecosystems. **Revista Brasil. Bot.**, v. 29, p. 669-680, 2006.

- BRANCO, C.C.Z. & NECCHI, O. JR. Temporal dynamics of two species of Chaetophoraceae (Chlorophyta) in tropical streams of São Paulo State, southeastern Brazil. **Revista Brasil. Bot.**, v. 26 p. 151-161, 2003
- BRANCO, C. C. Z.; BRANCO, L. H. Z.; MOURA, M. O.; BERTUSSO, F. R. The succession dynamics of a macroalgal community after a flood disturbance in a tropical stream from São Paulo State, southeastern Brazil. **Revista Brasil. Bot.**, v. 28, p. 267-275, 2005.
- BRANCO, C. C. Z.; NECCHI-JÚNIOR, ; PERES, C. K. Effects of artificial substratum types and exposure time on macroalgal colonization in a tropical stream. **Fudam. appli. Lomnol.**, v. 178, p. 17-27, 2010.
- BROOKS, A. J.; HAEUSLER, T.; REINFELDS, I.; WILLIAMS, S. Hydraulic microhabitats and distribution of macroinvertebrate assemblages in riffles. **Freshw Biol.**, v. 178, p. 17-27, 2005.
- BROSE, U. Regional diversity of temporary wetland Caribid beetle communities: a matter of landscape features or cultivation intensity?. **Agric. Ecosyst. Environ.**, p. 163-167, 2003.
- BROWN, B. L. Spatial heterogeneity reduces temporal variability in stream insect communities. **Ecol Latt**, v. 6, p. 316-325, 2003.
- BRUSSOCK, P. P.; BROWN, A. V. Riffle-pool geomorphology disturbs longitudinal patterns of stream. **Hydrobiol.**, v. 220, p. 109-117, 1991.
- BUENO, A. A. P.; BOND-BRUCKUP, G.; FERREIRA, B. D. P. Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos em dois cursos d'água do Rio Grande do Sul, Brasil. **Rev. Bras. Zool.**, Curitiba, v. 20, mar 2003.
- CÂNDIDO-JÚNIOR., J. F.; SILVA, J. C. B. Lago da Hidrelétrica de Itaipu. In: VALENTE, R. M., et al. **Conservação de aves migratórias neárticas no Brasil**. 1ª. ed. [S.l.]: Conservação Internacional, 400p., 2011.
- CATTANEO, A.; KERIMIAN, T.; ROBERGE, M.; MARTY, J. Periphyton distribution and abundance on substrata of different size along a gradient of stream trophity. **Hydrobiol.**, v.354, p.101-110, 1997
- CHENG, Q.M.. The gliding box method for multifractal modeling. **Comput. Geosci.**, v. 25, p.1073–1079, 1999
- CONNELL, J. H. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. **Science**, v. 199, p. 1302-1310, 1979.
- CRISCI-BISPO, V. L.; BISPO, P. C.; FROEHLICH, C. G. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages in litter in a mountain stream of the Atlantic Rainforest Southeastern Brazil. **Rev. Bras. Zool.**, v. 24, p. 545-551, setembro 2007.
- DAVIES, K. E; CHESSON, P; HARRINSON, S.; INOUE, B. D.; MELBOURNE, B.A.; RICE, K. Spatial heterogeneity explains the scale dependence of the native-exotic diversity relationship. **Ecology**, v. 86, p. 1602-1610, 2005.

DEATH, R. G. Disturbance and riverine benthic communities: what has it contributed to general ecology theory?. **River Res Appl**, v. 26, p. 15-25, 2010.

DI BITETTI, M. S.; PLACCI, G.; DIETZ, L. A. **Uma visão da diversidade 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. 2003.

DOS SANTOS, T. R. Variação sazonal da biomassa, do estado nutricional e da estrutura da comunidade de algas perifíticas desenvolvida sobre substrato artificial e *Utricularia foliosa* L. Dissertação (Mestrado) - **IBt São Paulo**, 2012.79 p. il.

DUDLEY, T. L.; D' ANTONIO, C. M. The effects of substrate texture, grazing, and disturbance on macroalgal establishment in streams. **Ecology**, v. 72, p. 297-309, 1991.

DUFOUR, A; GADALLAH, F.; WAGNER, H. H.; GUIBAN, A.; BUTTLER, A. Plant species richness and environmental heterogeneity in a mountain landscape: effects of variability and spatial configuration. **Ecography**, v. 29, p. 573-584, 2006.

FELISBERTO, S. A.; RODRIGUES, L. Periphytic algal community in artificial and natural substratum in a tributary of the Rosana reservoir (Corvo Stream, Paraná State, Brazil). **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 32, p. 373-385, 2010

FELIPE, T. R. A.; SÚAREZ, Y. R. Caracterização e influência dos fatores ambientais nas assembleias de peixes de riacho em duas microbacias urbanas, Alto Rio Paraná. **Biota Neotrop**, v. 10, 2010.

FINLAY, K. W.; WILKINSON, G. N. The analysis of adaptation in a Plant-Breeding Programme. **Aust J Agr Res**, v. 14, p. 742-754, 1963.

FONTES-JÚNIOR, H. M. CASTRO-SANTOS, T.; MAKRAKIS, S.; GOMES L. C.; LATINI, J. D. A barrier to upstream migration in the fish passage of Itaipu Dam (Canal da Piracema), Paraná River basin. **Neotrop Ichthyol**, v. 10, p. 697-704, 2012.

FRISSELL, C. A. LISS, W. J.; WARREN, C. E. HURLEY, M. F. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing stream in a watershed context. **Enviro Manage**, v. 10, p. 199-214, 1986.

GEE, J. M.; WARWICK, R. M. Macrozoan community structure in relation to the fractal dimensions of marine macroalgae. **Mar Ecol Prog Ser**, 1994. 141-150.

GORMAN, O. T.; KARR, J. R. Habitat structure and stream fish communities. **Ecology**, v. 59, p. 507-515, 1979.

GOTCEITAS, V.; COLGAN, P. Predator foraging success and habitat complexity: quantitative tests of the threshold hypothesis. **Oecologia**, v. 80, p. 159-166, 1989.

GOTELLI, N. J. **Princípios de estatística em ecologia**. 1º. ed. Porto Alegre: Artmed, 2011.

GRAHAM, L. E.; WILCOX, L. W. **Algae**. New Jersey, USA: Prentice-Hall, Upper Saddle River, 2000.

HAHN, L. **Deslocamento de peixes migradores no rio Uruguai e no sistema misto de**. Universidade Estadual de Maringá - Centro de Ciências Biológicas. Maringá, p. 57. 2007.

HILL, M. O.; GAUCH, H. G. Detrended correspondence analysis, an improved ordination technique. **Vegetatio**, v. 42, p. 47-58, 1980.

HOSE, G. C.; JONES, P.; LIM, R. P. Hyporheic macroinvertebrates in riffle and pool areas of temporary stream in south eastern Australia. **Hydrobiol.**, v. 532, p. 81-90, 2005.

Instituto Agronômico do Paraná (IAPAR), 2015. **Cartas Climáticas do Paraná**. Disponível em < <http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=594>>. Acesso em 2 de setembro de 2015

JOHANSSON, C. Attached algal vegetation in running waters of Jämtland, Sweden. **Acta Phytogeogr. Suec.**, v. 71, p. 1-83, 1982.

KOVALENKO, K. E.; THOMAZ, S. M. Habitat complexity: approaches and future directions. **Hydrobiol.**, v. 685, p. 1-17, 2012.

KRUPEK, R. A.; BRANCO, C. C. Z.; PERES, C. K. Variação sazonal da abundância de *Ecbalocystis pulvinata* Bohlin em um riacho da região centro-sul do estado do Paraná. **Iheringia**, v. 67, p. 39-48, 2012.

KRUPEK, R. A.; BRANCO, C. C. Z. Riqueza, abundância e sazonalidade de comunidades de macroalgas em diferentes escalas espaciais em riachos da região centro-sul do estado do Paraná. **Iheringia**, v. 69, p. 5-15, 2014

LAKE, P. S. Disturbance, patchiness, and diversity in stream. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, v. 19, p. 573-592, 2000.

LANGANI, F.; CASTRO, R. M. C.; TAKESHI, O.; SHIBATTA, O. A.; PAVANELLI, C. S.; CASATTI, L. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. **Biota Neotrop**, v. 7, 2007.

LASSAU, S. A.; HOCHULI, D. F. Effects of habitat complexity on ant assemblage. **Ecography**, p. 157-164, 2004.

LOKE, L. H. L.; JACHOWSKI, N. R.; BOUMA, T. J.; LADLE, R. J.; TODD, P. A. Complexity for Artificial Substrates (CASU): Software for creating and visualising habitat complexity. **Pos One**, v. 9.

LORENZ, C. M.; VAN DIJK, G. M.; VAN HATTUM, A. G. M.; COFINO, W. P. Concepts in river ecology: implications for indicator development. **Regul. Rivers: Res. Mgmt.**, v. 13, p. 501-516, 1997.

MADDOCK, I. The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. **Freshw Biol**, v. 41, p. 373-391, 1999.

MAITLAND, P. S. XX.—Quantitative Studies on the Invertebrate Fauna of Sandy and Stony Substrates in the River Endrick, Scotland. Proceedings of the Royal Society of Edinburgh. **Section B. Biology**, v. 68, p. 277-301, 1964.

- MAKRAKIS, S.; GOMES, L. C.; MAKRAKIS, M. C.; FERNANDES, D. R. ; PAVANELLI, C. S. The Canal da Piracema at Itaipu Dam as a fish pass system. **Neotrop. Ichthyol.** , 2007. 185-195.
- MALTCHIK, L.; BARBOSA, C. B.; BAPTISTA, C. P. B.; ROLON, A. S.; STENERT, C.; MEDEIROS, E. S. F.; COSTA-NETO, E. M. Adaptative success and perceptions on the hydrological disturbances by riverine populations in Brazilian semi-arid streams. **Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.**, v. 16, p. 665–677, 2006
- MARQUES, L. C.; CENEVIVA-BASTOS; M.; CASATTI, L. Progressive recovery of a tropical deforested stream community after a flash flood. **Acta Limnol. Brasil.**, v. 25, p. 111-123, 2013.
- MÉRIGOUX , S.; DOLÉDEC, S. Hydraulic requirements of stream communities: a case study on invertebrates. **Freshw Biol.**, v. 49, p. 600-613, 2004.
- MURDOCK, J. N.; DODDS, W. K. Linking benthic algal biomass to stream substratum topography. **J Phycol.**, v. 43, p. 449-460, 2007.
- NECCHI-JÚNIOR., O.; PASCOALOTO , D. Seasonal dynamics of macroalgal communities in the Preto River basin, São Paulo, southeastern Brazil. **Arch Hydrobiol.**, v. 129, p. 231-253, 1993.
- NECCHI-JÚNIOR, O.; BRANCO, L. H. Z.; SPEZAMIGLIO, D. N. Distribuição ecológica de comunidades de macroalgas de ambientes lóticos do Parque Nacional Itatiaia (RJ, MG), Brasil. **Rev. Brasil. Bot.** , v. 31, p. 135-145, jan.-mar. 2008.
- NECCHI-JÚNIOR, O.; BRANCO, C. C. Z.; BRANCO, L. H. Z. Distribution of stream macroalgae in São Paulo State, Southeastern Brazil. **Algal Stud.**, v. 97, p. 43-57, 2000.
- NECCHI-JÚNIOR, O.; BRANCO, L. H. Z.; BRANCO, C. C. Z. Ecological distribution of stream macroalgal communities from a drainage basin in the Serra da Canastra National Park, Minas Gerais, Southeastern Brazil. **Braz. J. Biol.** , v. 63, p. 635-646, 2003.
- ODUM, E. P.; BARRETT , G. W. **Fundamentos de Ecologia.** São Paulo: Cengage Learning, v. 5ª edição, 2011.
- OLIVEIRA, R. C.; TONETTO, A. F.; PERES, C. K.; BRANCO, C. C. Z. The influence of landscape on the spatial and temporal distribution of macroalgal communities of two types of subtropical biomes. **Limnética**, v. 32, p. 287-302, 2013.
- PACIÊNCIA , P. P.; YOKOYAMA, E.; BISPO, P. C.; CRISCI-BISPO, V. L. ; TAKEBE, I. G. Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera de corredeiras de riacho do Parque Estadual Intervales, Estado de São Paulo. **EntomoBrasilis**, v. 4, p. 114-118, 2011.
- PARDO, I.; ARMITAGE, P. Species assemblages as descriptors of mesohabitats. **Hydrobiol.**, v. 344, p. 111-128, 1997.
- PELLEGRINI, B. G.; FERRAGUT, C. Variação sazonal e sucessional da comunidade de algas perifíticas em substrato natural em uma reservatório mesotrófico tropical. **Acta Bot. Bras.** , v. 26, 2012.

- PEREIRA, T. D. A. Distribuição longitudinal da comunidade perifítica no rio São Mateus (Norte do Espírito Santo). **Rev. Biol. Neotrop.**, v. 9, 2012.
- PERES, C. K.; BRANCO, C. C. Z.; KRUPKEK, R. A.; ROCHA, J. C. Longitudinal distribution and seasonality of macroalgae in a subtropical stream impacted by organic pollution. **Acta Limnol Bras**, v. 22, p. 199-207, 2010.
- POULSEN, B. O. Avian richness and abundance in temperate Danish forests: tree variables important to birds and their conservation. **Biodivers Conserva**, 2002. 1551-1566.
- RESH, V. H.; BROWN, A. V.; COVICH, A. P.; GURTZ, M. E.; LR, H. W.; MINSHALL, W.; REICE, S. R.; SHELDON, A. L.; WALLACE, J. B.; WISSMAR, R. C. The role of disturbance in stream ecology. **J. N. Am. Benthol Soc.**, v. 7, p. 433-455, 1988.
- REZENDE, C. F. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados associados ao folhicho submerso de remanso e correnteza em iguarapés da Amazônia Central. **Biota Neotrop**, v. 7, 2007.
- ROBINSON, M. 30 years of forest hydrology changes at Coalburn: water balance and extreme flows. **Hydrol. Earth Syst. Sci**, v. 2, p.233-238, 1998.
- ROBINSON, C. T., S. R. RUSHFORTH, AND P. BURGHER. Seasonal effects of disturbance on a lake outlet algal assemblage. **Arch für Hydrobiol.**, v. 148, p. 283-300, 2010.
- ROY, S.; SINGH, J. S. Consequences of habitat heterogeneity for availability of nutrients in a dry tropical forest. **J Ecol**, v. 83, p. 503-509, 1994.
- SCHNECK, F.; MELO, A. S. Hydrological disturbance overrides the effect of substratum roughness on the resistance and resilience of stream benthic algae. **Freshw Biol**, v. 57, p. 1679-1688, 2012.
- SCHNECK, F.; SCHWARZBOLD, A.; MELO, A. S. Substrate roughness affects stream benthic algal diversity, assemblage composition, and nestedness. **J N Am Benthol Soc**, v. 30, p. 1049-1056, 2011.
- SHEATH, R. G.; MORINSON, M. O.; KORCH, J. E.; KACZMAREZYK, D.; COLE, K. M. Distribution of stream macroalgae in south-central Alasca. **Hydrobiol.**, v. 135, p. 259-269, 1986.
- SHEATH, R. G.; COLE, K. M. Biogeography of stream macroalgae in North America. **J. Phycol.**, v. 28, p. 448-460, 1992.
- SHEATH, R. G.; MÜLLER, K. M. Distribution of stream macroalgae in four high arctic drainage basins. **Art Inst N Am**, v. 50, p. 355-364, dez. 1997.
- SHERWOOD, A. R.; SHEATH, J. G. Seasonality of macroalgae and epilithic diatoms in spring-fed stream in Texas, U.S.A. **Hydrobiol.**, v. 390, p. 73-82, 1999.
- SILVA, M. M.; SOUZA, W. A. Dimensão Fractal. Revista Eletrônica de Matemática. N. 2, 2010

- STATZNER, B.; HIGLER, B. Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. **Freshw Biol**, v. 16, p. 127-139, 1986.
- STEIN, A.; KREFT, H. Terminology and quantification of environmental heterogeneity in species-richness research. **Biol Rev**, 2014.
- STUEFER, J. F.; DE KROON, H.; DURING, H. J. Exploitation of environmental heterogeneity by spatial division of labour in a clonal plant. **Funct Ecol**, v. 10, 1996.
- SÚAREZ, Y. R.; PETRERE-JÚNIOR, M. Gradientes de diversidade nas comunidades de peixes da bacia do rio Iguatemi, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Iheringia**, Porto Alegre, v. 96, p. 197-204, 2006.
- TANIGUCHI, H.; TOKESHI, S. Effects of habitat complexity on benthic assemblages in a variable environment. **Freshw Biol**, v. 49, p. 1164-1178, 2004.
- TEAM, R. C. What's R?. **R News: The Newsletter of the R Project**, 2001. 2-3.
- TEWS, J.; BROSE, U.; GRIMM, V.; TIELBÖRGER, K.; WICHMANN, M. C.; SCHWAGER, M.; JELTSCH, F. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. **J Biogeogr**, p. 79-92, 2004.
- TOKESHI, S.; ARAKAKI, S. Habitat complexity in aquatic systems: fractals and beyond. **Hydrobiol.**, v. 685, p. 27-47, 2012.
- TONETTO, A. F.; BRANCO, C. C. Z.; PERES, C. P. Effects of irradiance and spectral composition on the establishment of macroalgae in streams in southern Brazil. **Ann. Limnol. - Int. J. Limnol.** v. 48, p. 363-370. 2012
- TONETTO, A. F.; PERES, C. K.; KHAYFES, M. A.; BRANCO, C. C. Z. Effects of crevice size on the establishment of macroalgae in subtropical stream. **Braz. J. Biol.**, 2013.
- TONETTO, A. F.; CARDOSO-LEITE, R.; PERES, C. K.; BISPO, P. C.; BRANCO, C. C. Z. The effects of habitat complexity and hydraulic conditions on the establishment of benthic stream macroalgae. **Freshw Biol**, 2014.
- TOWNSEND, C. R.; DOLÉDEC, S.; SCARSBROOK, M. R. Species traits in relation to temporal and spatial heterogeneity in stream: a test of habitat template theory. **Freshw Biol**, v. 37, p. 367-389, 1997.
- TOWNSEND, C. R.; SCARSBROOK, M. R. The intermediate disturbance hypothesis, refugia, and biodiversity in stream. **Limnol. Oceanogr.**, v. 42, p. 938-939, 1997.
- TOWNSEND, C. R. The patch dynamics concept of stream community ecology. **J N Am Benthol Soc**, v. 8, p. 36-50, 1989.
- TOWNSEND, C.T.; BEGON, M. & J.L. HARPER. **Fundamentos em ecologia**. 3ed. Porto Alegre. Artmed, 2009.
- VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; COMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The River Continuum Concept. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, v. 37, p. 130-137, 1980.

VAZZOLER, A. E. A. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. A Planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. **EDUEM: Nupélia**, Maringá, 1997.

WIENS, J. A.; ROTENBERRY, J. T. Habitat associations and community structure of birds in shrubsteppe environments. **Ecol Monographs**, 1981. 21-41.

YOKOYAMA, E.; PACIENCIA, G. P.; BISPO, P. C.; OLIVEIRA, L. G.; BISPO, P. C.. A sazonalidade ambiental afeta a composição faunística de Ephemeroptera e Trichoptera em um riacho do Cerrado do Sudeste do Brasil?. **Ambiência**, v. 8, 2012.