



**INSTITUTO LATINO-AMERICANO DE
CIÊNCIAS DA VIDA E DA NATUREZA**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
BIODIVERSIDADE NEOTROPICAL**

**EFEITOS DA PAISAGEM (*LANDSCAPE* E *RIVERSCAPE*) NA ESTRUTURA DE
COMUNIDADES DE MACROALGAS DE RIACHOS SUBTROPICAIS**

RODRIGO CROVELLA SIMÕES

Foz do Iguaçu
2023



UNILA
Universidade Federal
da Integração
Latino-Americana

**INSTITUTO LATINO-AMERICANO DE
CIÊNCIAS DA VIDA E DA NATUREZA**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
BIODIVERSIDADE NEOTROPICAL**

**EFEITOS DA PAISAGEM (*LANDSCAPE* E *RIVERSCAPE*) NA ESTRUTURA DE
COMUNIDADES DE MACROALGAS DE RIACHOS SUBTROPICAIS**

RODRIGO CROVELLA SIMÕES

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Neotropical, do 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 Mestre em Ciências Biológicas.

Orientador: Prof. Dr. Cleto Kaveski Peres

Foz do Iguaçu
2023

RODRIGO CROVELLA SIMÕES

**EFEITOS DA PAISAGEM (“LANDSCAPE” E “RIVERSCAPE”) NA ESTRUTURA
DE COMUNIDADES DE MACROALGAS DE RIACHOS SUBTROPICAIS**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Neotropical, do 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 Mestre em Ciências Biológicas.

BANCA EXAMINADORA

Dr. Cleto Kaveski Peres
Orientador
UNILA

Dra. Elaine Cristina Rodrigues Bartozek
Examinador Externo à Instituição
UNESP

Dr. Rogério Antonio Krupek
Examinador Externo à Instituição
UNESPAR

Foz do Iguaçu, 28 de Novembro de 2023.

Catálogo elaborado pelo Setor de Tratamento da Informação
Catálogo de Publicação na Fonte. UNILA - BIBLIOTECA LATINO-AMERICANA - PTI

S593

Simões, Rodrigo Crovella.

Efeitos da paisagem (Landscape e Riverscape) na estrutura de comunidades de macroalgas de riachos subtropicais / Rodrigo Crovella Simões. - Foz do Iguaçu-PR, 2023.

68 f.: il.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal da Integração Latino-Americana. Instituto Latino-Americano de Ciências, da Vida e da Natureza Pós-Graduação em Biodiversidade Neotropical. Foz do Iguaçu-PR, 2023.

Orientador: Cleto Kaveski Peres.

1. Algas. 2. Biodiversidade. 3. Complexidade. 4. Heterogeneidade. 5. Microbacias. 6. Paisagem. I. Peres, Cleto Kaveski. II. Título.

CDU 582.261

AGRADECIMENTOS

A finalização do trabalho representa um longo caminho de dificuldades, aprendizados, compreensão e parcerias. Sem a colaboração de inúmeras pessoas, que influenciaram positivamente de alguma forma no processo, este marco não teria sido alcançado.

Ao professor Cleto, minha gratidão. O Cleto foi meu professor na graduação, orientador no Trabalho de Conclusão de Curso e orientador no Mestrado. Ele representa uma pessoa importante para a realização deste projeto. Nos momentos onde parecia não haver mais como seguir em frente com a dissertação, lá estava ele pronto para prestar auxílio. Deixo minha gratidão pela compreensão, paciência e ensinamentos.

O professor Cleto conta com um time de pesquisadores competentes que tornaram possível a realização desse projeto. Definitivamente não é um trabalho que se consiga fazer sozinho. Deixo meus agradecimentos para toda a equipe, e especialmente à Marina Auricchio e ao Richard Lambrecht pela grande ajuda.

Ao meu amigo Maycon também deixo meus agradecimentos. Seu apoio e palavras de encorajamento foram cruciais para a retomada do trabalho. Aos meus familiares, principalmente meu pai, minha tia, minha madrasta, e a minha namorada, Kauana. Vocês são extremamente importantes para mim. Obrigado pela ajuda durante todo esse processo.

A ajuda do Djaison foi crucial na análise do PiecewiseSEM, muito obrigado pelo suporte. Assim como a ajuda e o fomento da Itaipu Binacional, que permitiu que o trabalho fosse viável.

Ao colegiado do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Neotropical, juntamente com o Celso. Eu sei que vocês foram peça fundamental no entendimento e na viabilização para a conclusão do trabalho. Agradeço muito a cada um de vocês. Este trabalho é o resultado do apoio e dedicação de muitas pessoas, e para todas elas, expresso minha sincera gratidão.

SIMÕES, Rodrigo Crovella. **Efeitos da paisagem (“*landscape*” e “*riverscape*”) na estrutura de comunidades de macroalgas de riachos subtropicais**. 2023. 60 páginas. Dissertação de mestrado do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Neotropical - Universidade Federal da Integração Latino-Americana, Foz do Iguaçu, 2023.

RESUMO

A ecologia da paisagem busca entender como os componentes das paisagens se relacionam a partir da integralização e interface existente entre os ecossistemas. Ela integra os processos ecológicos e a complexidade espacial para compreender os padrões de heterogeneidade e os processos responsáveis pelas mudanças na estrutura dos componentes bióticos e abióticos. O uso e ocupação do solo em áreas próximas às bacias hidrográficas exerce pressão sobre diferentes componentes das paisagens terrestres e aquáticas. O estudo investigou os efeitos da agricultura na homogeneização de microhabitats de riachos subtropicais das microbacias do Rio Paraná 3 e seus efeitos nas diversidades- α e β de macroalgas, através da análise de integração entre fatores que envolvem processos ecossistêmicos da paisagem terrestre (*landscape*) e da paisagem fluvial (*riverscape*), com o objetivo de descobrir os principais fatores responsáveis pela perda de heterogeneidade e complexidade dos ambientes. Para isso foram obtidas medidas locais das paisagens com o intuito de correlacionar suas variáveis e observar seus efeitos nos componentes dos sistemas e na estrutura das comunidades. As avaliações foram realizadas a partir do uso de modelo matemático estrutural PiecewiseSem, capaz de criar rotas relacionáveis entre variáveis. O estudo demonstrou que existe uma interface entre os diferentes sistemas e que esses sistemas exercem pressões diretas e indiretas na composição das espécies. O modelo de equação estrutural para a agricultura ajustou-se bem aos dados e as rotas foram explicativas, visto que a significância do trajeto foi obtida pela máxima probabilidade e o ajuste foi avaliado usando o modelo de equação estrutural d-separation de Shipley, através da estatística C de Fisher ($p > 0,05$). A agricultura, mesmo não exercendo influência direta sobre as comunidades de macroalgas, foi capaz de modificar de forma direta alguns componentes das paisagens, afetando a biodiversidade de macroalgas de riachos de forma indireta. Assim, os resultados condizem com a predição de que paisagens mais heterogêneas sustentam maior riqueza e maior diversidade de espécies de macroalgas. Uma vez que as macroalgas são importantes bioindicadoras da qualidade da água e são base da cadeia trófica, se faz necessária a criação de políticas governamentais, institucionais e sociais, para que ocorra um estímulo da preservação dos sistemas naturais.

Palavras-chave: algas; biodiversidade; complexidade; heterogeneidade; microbacias; paisagem; uso e ocupação.

Simões, Rodrigo Crovella. **Landscape and riverscape effects on the structure of subtropical stream macroalgae communities**. 2023. 60 pages. Master's thesis of the Graduate Program in Neotropical Biodiversity - Federal University of Latin America Integration, Foz do Iguaçu, 2023.

ABSTRACT

Landscape ecology seeks to understand how components relate to each other through integration and interaction between ecosystems. Landscape integrates ecological processes and spatial complexity to comprehend patterns of heterogeneity and the processes responsible for changes in the structure of biotic and abiotic components. Land use in areas near watersheds exert pressure on different components of terrestrial and aquatic landscapes. The study investigated the effects of agriculture on the homogenization of microhabitats in subtropical stream systems of the Paraná 3 River microbasins and its effects on α and β diversities of macroalgae, through the analysis of the integration between factors involving landscape and riverscape ecosystem processes. The objective was to discover the main factors responsible for the loss of heterogeneity and complexity in the environments. Local landscape measures were obtained to correlate their variables and observe their effects on system components and community structure. Evaluations were performed using the PiecewiseSem structural mathematical model, capable of creating relatable routes between variables. The study demonstrated that there is an interface between different systems and that these systems exert direct and indirect pressures on species composition. The structural equation model for agriculture fitted the data well, and the routes were explanatory, as the significance of the path was obtained through maximum probability, and the fit was evaluated using Shipley's d-separation structural equation model with Fisher's C statistic ($p > 0.05$). Agriculture, even without directly influencing macroalgae communities, was capable of directly modify some landscape components, indirectly affecting stream macroalgae biodiversity. Thus, the results align with the prediction that more heterogeneous landscapes sustain greater richness and species diversity of macroalgae. As macroalgae are important bioindicators of water quality and form the basis of the food chain, the creation of governmental, institutional, and social policies to stimulate the preservation of natural systems is necessary.

Keywords: algae; biodiversity; complexity; heterogeneity; landscape; land use; microbasins

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1	Mapa da região contendo os pontos amostrais.....	26
Figura 2	Modelo do experimento	28
Figura 3	PCA.....	38
Figura 4	Esquema de amostragem em riachos de segunda até quarta ordens.....	40
Figura 5	Efeitos diretos e indiretos da agricultura na riqueza (S) de macroalgas	46
Figura 6	Efeitos diretos e indiretos da agricultura na LCBD para macroalgas	46

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Relação e descrição das variáveis hipotetizadas	28
Tabela 2	Dados de ocorrência dos táxons de macroalgas	31
Tabela 3	Valores de LCBD.....	34
Tabela 4	Percentual de composição e configuração da paisagem a partir do uso e da ocupação do solo	35
Tabela 5	Valores únicos por segmento para parâmetros físicos e químicos da heterogeneidade paisagística interna dos riachos	37
Tabela 6	Valores médios dos parâmetros morfométricos das microbacias.....	42

Sumário

1. INTRODUÇÃO	11
1.1. As ações antrópicas e o meio ambiente	11
1.2. Os riachos no contexto da paisagem	11
1.3. Complexidade, heterogeneidade e homogenidade ambiental	14
1.4. A ecologia da paisagem e suas ferramentas	17
1.5. Escala de efeito	19
1.6. Macroalgas como bioindicadores de integridade ecológica	21
1.7. Justificativa	23
2. OBJETIVOS	25
2.1. Objetivo Geral	25
2.2. Objetivos Específicos	25
3. MATERIAL E MÉTODOS	26
3.1. Área de estudo	26
3.2. Delineamento amostral e estrutura do modelo experimental	27
3.3. Amostragem de macroalgas	30
3.4. Método de obtenção do LCBD	33
3.5. Análise da paisagem (<i>Landscape</i>)	34
3.6. Qualidade da água	36
3.7. Análise da paisagem fluvial (<i>Riverscape</i>)	39
3.8. Análise morfométrica dos segmentos amostrados	41
3.9. Análise do modelo	43
4. RESULTADOS	45
5. DISCUSSÃO	48
6. CONCLUSÃO	52
7. REFERÊNCIAS	54

1. INTRODUÇÃO

1.1. AS AÇÕES ANTRÓPICAS E O MEIO AMBIENTE

Atividades antrópicas sobre o meio ambiente, quando feitas de forma intensiva, sem planejamento e sem manejo sustentável, podem representar ameaças aos componentes bióticos e abióticos dos sistemas, uma vez que desencadeiam consequências negativas para os processos ecológicos e para a biodiversidade (MONTAG et al., 2019; REID et al., 2019). Essas ações frequentemente levam à degradação de ecossistemas naturais, acelerando a extinção de espécies, reduzindo a diversidade biológica e alterando comunidades inteiras (HOOPER et al., 2005; DUDGEON et al., 2006; SODHI; EHRLICH, 2010; MALHI et al., 2014; NEWBOLD et al., 2016; REID et al., 2019).

Apesar de todo o conhecimento adquirido sobre a importância dos serviços ecossistêmicos para a manutenção da vida, a humanidade ainda impõe pressão sobre os ambientes e recursos naturais da Terra, que tem enfrentado uma perda significativa de habitats. Práticas como a derrubada de matas nativas (MALHI et al., 2014), introdução de espécies exóticas, poluição e intensificação da agropecuária (ALLAN, 2004; DE MELLO et al., 2018 OUCHI-MELO et al., 2021; BARTOZEK et al., 2022), são importantes agentes causadores da degradação e perda de habitats. Em muitos casos, esses fatores podem ser entendidos como “subprodutos”, ou consequências, das diferentes finalidades atribuídas ao uso do solo pelo homem.

1.2. OS RIACHOS NO CONTEXTO DA PAISAGEM

Ao abordar o termo “uso do solo”, é necessário compreender que os impactos não são restritos apenas ao ambiente terrestre, mas que há interação de processos entre o ambiente aquático e terrestre. Dessa forma, os ambientes aquáticos também podem sofrer com impactos que acontecem no ambiente terrestre, uma vez que os riachos, assim como outros corpos hídricos em geral, sofrem principalmente com as atividades que são desenvolvidas em suas áreas

limítrofes (ALLAN et al., 1997; STRAYER et al., 2003; TOWNSEND et al., 2003). Os ecossistemas lóticos têm sido amplamente alterados pelas atividades humanas (WIENS, 2002; STRAYER et al., 2003; TOWNSEND et al., 2003), principalmente nas regiões tropicais e subtropicais, que apesar de apresentarem a maior variedade ecossistêmica de água doce do mundo, estão entre os sistemas mais impactados do mundo (DUDGEON et al., 2006; BOULTON et al., 2008; SMITH et al., 2010).

De acordo com Griebler e Avramov (2015), existe uma correlação entre o tipo e intensidade de uso do solo com a qualidade dos ambientes aquáticos. Essa correlação pode ser observada através de registros obtidos a partir do monitoramento e estudos ao longo dos anos, que demonstram os impactos resultantes de usos intensivos do solo e seus efeitos nos componentes físicos e químicos da água, assim como nas comunidades aquáticas (TANAKA et al., 2016; GERTH et al., 2017; FLITCROFT et al., 2018). Adicionalmente, diversos estudos indicam que a prática da agricultura intensiva próxima às cabeceiras de rios e riachos (ambientes lóticos continentais) é o principal fator de degradação destes ambientes a nível global, como resultado dos efeitos e das respostas provocados por este tipo de atividade, principalmente quando envolve retirada da mata ciliar (SPONSELLER et al., 2001; ALLAN, 2004; WWAP, 2015; WEIGELHOFER et al., 2018).

De modo a descrever eventos que contribuem para a degradação de ambientes aquáticos a partir de impactos em ambientes terrestres, sabe-se que a remoção da vegetação ciliar de uma área para fins de produção e cultivo, zoneamento urbano, entre outras finalidades, pode causar modificações na largura e profundidade do corpo hídrico devido a erosão das margens, alterando os padrões geomorfológicos e hidrológicos dos canais (COE et al., 2009; LEAL et al., 2016; LEITÃO et al., 2018; MONTAG et al., 2019). Esse fator tende a aumentar a permeabilidade e influxo de nutrientes e sedimentos, reduzindo a qualidade da água, uma vez que a mata ciliar atua como uma barreira física natural (MISERENDINO et al., 2008; MORI et al., 2015; HARTWIG et al., 2016; LEAL et al., 2016; OU et al., 2016). As condições podem ser agravadas devido a capacidade de características físicas e químicas sofrerem variação e serem transportadas ao longo dos corredores naturais de rios e riachos (RAYMOND et al., 2016).

A cobertura vegetal proporcionada pela mata ripária também atua regulando a temperatura dos corpos hídricos, juntamente com os regimes de chuva e as trocas

entre água e ar (MOORE et al., 2005; SOULSBY et al., 2006; DETTY; MCGUIRE, 2010; DUGDALE et al., 2015). Assim como os nutrientes e sedimentos, a intensidade de irradiação também é um fator importante para os processos ecossistêmicos de ambientes aquáticos, e os fatores que promovem sua manutenção precisam ser observados a fim de reduzir impactos (ISAAC et al., 2017). O aumento das concentrações de nutrientes dissolvidos (e.g., nitrogênio e fósforo), somado a outras condições, como aumento da intensidade luminosa, pode estimular o crescimento populacional de algumas espécies aquáticas, como várias espécies de algas bentônicas, podendo resultar em reestruturação dessas comunidades (SPONSELLER et al., 2001; MISERENDINO et al., 2008; URREA-CLOS et al., 2014; HARTWIG et al., 2016; LOBÓN-CERVIÁ et al., 2016; FEIJÓ-LIMA et al., 2018).

Ainda sobre a mata ciliar, sua ausência diminui o aporte de serrapilheira, galhos e detritos nos corpos hídricos, podendo interferir no habitat de diversas espécies que utilizam tais materiais como refúgio, além de potencialmente reduzir a complexidade ambiental (QUINN, 2000; BOJSEN; BARRIGA, 2002; LEAL et al., 2016; BREJÃO et al., 2018; LEITÃO et al., 2018; MONTAG et al., 2019).

No entanto, estudos em ambientes temperados indicam que os riachos que estão inseridos em bacias com atividade agrícola, conseguem se manter em condições razoáveis para manutenção da biodiversidade desde que a extensão desta atividade não exceda cerca de 30% - 50% da área da bacia (ALLAN, 2004). Segundo Quinn (2000), apesar das respostas das espécies serem em grande parte negativas em relação aos agentes estressores, alguns efeitos no ambiente podem favorecer a ocorrência de espécies. Esse aspecto pode ser observado quando as práticas antrópicas são realizadas entre concentrações ou intensidades baixas à moderadas. A explicação para essa condição baseia-se na Hipótese do Distúrbio Intermediário - HDI (CONNELL, 1978). Considerando a HDI, quando a agricultura é praticada de forma pouco intensiva, ocorre aumento não exacerbado de nutrientes, assim como aumento pontual da entrada de luz, ocasionando aumento da biomassa perifítica e de outros grupos, sem ocorrer perda significativa da biodiversidade (QUINN, 2000; MORGAN et al., 2006). Contudo, caso a intensidade da atividade ultrapasse os limites de tolerância do sistema, ocorrem mudanças nos componentes físicos e químicos e na estrutura das comunidades, resultando em perda de biodiversidade (ALLAN, 2004).

1.3. COMPLEXIDADE, HETEROGENEIDADE E HOMOGENEIDADE AMBIENTAL

A heterogeneidade espacial pode ser compreendida como características do sistema que se manifestam no espaço e no tempo (LI; REYNOLDS, 1995). De forma geral, essas características são representadas pela variabilidade de habitats e recursos, variações de gradientes ambientais e complexidade estrutural dos habitats (TEWS et al., 2004). Assim, a variedade de fragmentos, suas configurações e variações espaciais, refletem os diferentes níveis de heterogeneidade dos sistemas (CADENASSO et al., 2006).

Em um ambiente aquático, a heterogeneidade pode ser observada nos processos ecossistêmicos e nas propriedades físicas e químicas da água, como a variação da temperatura do corpo hídrico ao longo de sua extensão e ao longo do tempo, assim como as variações dimensionais do canal ao longo de sua extensão, entre outros componentes (WEBB et al., 2008; ISAAK; RIEMAN, 2013; JOHNSON et al., 2014). Em resumo, a composição e configuração de uma paisagem refletem o grau de heterogeneidade do ambiente (MELO et al., 2013).

A complexidade espacial, por sua vez, pode ser entendida como um mosaico de habitats, como estágios sucessionais e como ecótonos (ROBINSON et al., 2002). Usualmente, há uma inter-relação entre heterogeneidade espacial e complexidade (CADENASSO et al., 2006; PEIPOCH et al., 2015). Essa associação pode ser observada uma vez que a complexidade estrutural é a heterogeneidade espacial em uma área específica do canal sem que tenha um efeito funcional. Por outro lado, a complexidade funcional é a heterogeneidade espacial com o potencial de influenciar em algum processo, como a estrutura das comunidades (LI; REYNOLDS, 1995; LIVERS; WOHL, 2016).

Em ambientes aquáticos, a heterogeneidade espacial do substrato, a geometria do canal, e outros aspectos da paisagem formam a complexidade geomórfica do ambiente, que é diferente da complexidade de habitat. Essa última está associada com a diversidade de nicho (PEIPOCH et al., 2015). Com o objetivo de uma melhor compreensão, a complexidade geomórfica (estrutural) pode ser observada em características como os diferentes tamanhos e poros dos grãos do substrato (YOCHUM et al., 2012). Variações na cobertura vegetal e variações nos

tipos e tamanhos de sedimentos, troncos e gravetos são mais alguns dos diversos exemplos de fatores capazes de promover diversidade de habitats (MONTGOMERY; MACDONALD, 2002; WOHL, 2016). Os troncos e galhos são capazes de prover refúgio para organismos e substrato para colonização de algas bentônicas (GREGORY et al., 2003). Nesse sentido, a heterogeneidade ambiental funciona como um fator ecológico para a manutenção do ecossistema e, conseqüentemente, para a manutenção das espécies (JUNGWIRTH et al., 2000).

Sobre a complexidade de habitats, o sistema pode ser mais ou menos complexo caso tenha maior ou menor diversidade de habitats, respectivamente, onde, usualmente, maior diversidade de habitats reflete em maior biodiversidade (WOHL, 2016). Sendo assim, a alta ou baixa complexidade e conectividade dos riachos ocorre como consequência dos complexos mosaicos de diferentes tipos de habitats e gradientes ambientais (FAUSCH et al., 2002; WARD et al., 2002).

É importante considerar que essas propriedades estruturais em diferentes unidades do sistema não são fixas, mas sim passíveis de modificações como resposta aos processos naturais e antrópicos (STANFORD et al., 2005). Os impactos decorrentes de práticas relacionadas ao uso intensivo do solo adjacentes aos riachos geralmente sucedem em diminuição da complexidade e heterogeneidade ambiental (STRAYER et al., 2003; ALLAN, 2004; HANSEN et al., 2013). Conseqüentemente, riachos menos impactados geralmente suportam maior diversidade de espécies, pois apresentam habitats mais heterogêneos (ROBINSON et al., 2002; BENDA et al., 2004). Isso porque os ambientes mais preservados apresentam maior integridade ecológica (PEIPOCH et al., 2015; WOHL, 2016).

Estudos indicam que a estrutura das comunidades de riachos pode ser afetada por modificação dos parâmetros da água e perda de complexidade do habitat, como resultado da remoção de mata ciliar (BREJÃO et al., 2018; LEITÃO et al., 2018). Esse fator está relacionado aos distúrbios intensos e contínuos capazes de promover a homogenização do ambiente, com conseqüente extinção de espécies devido a perda de habitat e por encontrarem dificuldades adaptativas sob a pressão de novos parâmetros. Considerando que espécies mais tolerantes possuem maior probabilidade de manutenção em ambientes impactados, ao longo do tempo espera-se uma reestruturação das comunidades biológicas e perda da complexidade de nicho (QUINN, 2000; MONTGOMERY; MACDONALD, 2002; CROOKS; SANJAYAN, 2006). Quando há diminuição da diversidade de nicho a

partir de modificações nas estruturas das paisagens, ocorre perda de complexidade e simplificação do habitat (PEIPOCH et al., 2015).

Contudo, certos impactos podem modificar a diversidade de nichos ecológicos disponíveis sem que ocorra a diminuição da complexidade da paisagem (PEIPOCH et al., 2015). Um exemplo disso é o que ocorre quando a variação acentuada de pH da água extingue alguma espécie que ocuparia algum nicho vago sem necessariamente modificar os componentes estruturais da paisagem (VINEBROOKE et al., 2004).

Apesar do reconhecimento acerca da existência da relação entre heterogeneidade, complexidade e biodiversidade, até o momento poucos estudos conseguiram avaliar como a estruturação da comunidade de fato se comporta devido às limitações na quantificação dos vários aspectos que tornam os habitats mais ou menos heterogêneos, e como essas interações de fato ocorrem - caso ocorram (WARD et al., 2002).

Para Branco et al. (2010), não é trivial entender de que forma os componentes do sistema influenciam a estrutura das comunidades. Para esses pesquisadores, o *pool* regional e o potencial de dispersão das espécies são os fatores de maior relevância. Entretanto, sabe-se que a diversidade de habitats com características mais heterogêneas suporta maior diversidade do que habitats menos heterogêneos (BELL et al., 1991; TANIGUCHI; TOKESHI, 2004). Assim, entende-se que as variedades (diferentes componentes) e variabilidades (capacidade de mudança) presentes em maior ou menor grau nos sistemas aquáticos têm influência na ocorrência das espécies, juntamente com a história evolutiva e a capacidade de dispersão dos organismos (HILDREW; GILLER, 1994; PERES et al., 2017).

Os estudos que abordam a influência da heterogeneidade na estruturação das comunidades biológicas estão fornecendo resultados relevantes, mas a compreensão desse efeito em diferentes escalas pode oferecer novas interpretações (BORNETTE, 1998; TEWS et al., 2004; DING et al. 2016).

A homogeneização ambiental e biótica pode ser interpretada como a perda da heterogeneidade ambiental, que leva a perda e homogeneização de espécies. O emprego intensivo da terra na agricultura tem sido comprovadamente associado à homogeneização biótica (BUHK et al., 2017; IONESCU et al., 2022). A conversão de florestas acarreta na deterioração do habitat, o que prejudica um amplo conjunto de espécies sensíveis à degradação, permitindo apenas uma pequena porcentagem do

conjunto regional de espécies a sustentar uma comunidade viável em áreas desmatadas (PETSCH et al., 2021), resultando assim na diminuição da β -diversidade (homogeneização biótica). Além disso, alguns efeitos físicos do desmatamento, como a deposição de sedimentos no substrato, escassez de restos de madeira, alterações na velocidade do fluxo, redução na adição de matéria orgânica grosseira, aumento nas cargas de sedimentos e poluentes provenientes de fontes externas, e alteração da morfologia do canal, podem reduzir a heterogeneidade do habitat (EDEGBENE et al., 2021), resultando em menor diversidade- β (LEAL et al., 2016; CASTRO et al., 2018).

Enquanto a homogeneização biótica é comumente observada quando há um aumento na similaridade entre locais (ou seja, uma diminuição na β -diversidade) causada por perturbações provocadas pelo ser humano (como alteração de habitat e introdução de espécies não nativas), a diferenciação biótica ocorre quando há um aumento na dissimilaridade entre locais (ou variação: um aumento na β -diversidade; MALONEY et al., 2011).

1.4. A ECOLOGIA DA PAISAGEM E SUAS FERRAMENTAS

A ecologia da paisagem trata da inter-relação entre a ecologia espacial, a geografia humana e a ecologia cultural (WIENS, 2002). Uma das suas principais funções é integrar os processos ecológicos e a complexidade espacial com o objetivo de entender quais padrões da heterogeneidade espacial fazem o contexto para a ocorrência das mudanças na estrutura dos ecossistemas naturais, quais são as práticas e processos responsáveis por estas mudanças e de que maneira os habitats, as espécies e os processos ecológicos respondem a isso (TURNER, 2015; TURNER; GARDNER, 2015).

Para a ecologia da paisagem, a interação espacial entre os fragmentos acontece a partir do conceito de conectividade de habitat (WARD, 1998). Para Pringle et al. (1988), um fragmento pode ser entendido como uma área que apresenta atributos físicos e biológicos similares a partir da capacidade migratória e de interação do organismo com o meio. Desta forma, esse conceito pode auxiliar no entendimento dos processos ecossistêmicos em riachos, uma vez que a conectividade de fragmentos em ambientes aquáticos é fator de relevância para o

isolamento e para a integração dos componentes bióticos e abióticos (FAUSCH et al., 2002; WIENS, 2002). Fragmentos diferentes em qualidade, a interferência dos limites dos fragmentos no fluxo da água, o contexto onde o fragmento está inserido, a presença e ausência de conectividade, os organismos e a estrutura das comunidades podem ser utilizados com o intuito de compreender os processos e respostas dos ecossistemas aquáticos (WIENS, 2002).

Porém, quando a ideia de ecologia da paisagem surgiu buscava-se entender apenas os componentes e processos ecossistêmicos das paisagens terrestres, pois até aquele momento os ecossistemas aquáticos eram entendidos como subunidades da paisagem terrestre (WIENS, 2002). Atualmente sabe-se que os ambientes aquáticos possuem componentes e processos ecossistêmicos próprios (WIENS 2002; TOWNSEND et al., 2003; ALLAN, 2004; WU, 2008). O vasto conjunto de mosaicos e gradientes ambientais ao longo da extensão de um riacho faz com que esse sistema se comporte como uma paisagem (WARD, 1998). Assim, uma paisagem pode ser entendida como uma estrutura composta por mosaicos e gradientes no espaço, que afetam de forma distinta diferentes organismos através de processos ecológicos (WIENS, 2002). Portanto, deve-se considerar as características da paisagem para avaliar os ecossistemas aquáticos (WIENS, 2002).

Foi nos anos de 1960 que surgiu o termo “*riverscape*” (paisagem fluvial), proposto por Leopold e Marchand (1968), com o objetivo de descrever os componentes físicos, químicos e biológicos dos rios. Ward (1998) utilizou o termo para se referir aos rios e riachos. Porém, o uso mais atual do termo teve início por volta dos anos 2000, com trabalhos como o de Fausch et al. (2002), Ward et al. (2002) e Wiens (2002), com o propósito de representar os rios como dependentes de combinações de escalas que apresentavam características na estrutura de habitats, fragmentos, matéria e energia.

A paisagem fluvial está intimamente relacionada com a paisagem terrestre, já que diversos fatores externos limítrofes influenciam os riachos em diferentes níveis (ALLAN et al., 1997; QUINN, 2000; FAUSCH et al., 2002; ROBINSON et al., 2002; WARD et al., 2002; TOWNSEND et al., 2003). Para Hobbs (1995), a paisagem terrestre é caracterizada por seus hectares ou quilômetros quadrados de extensão formados por características heterogêneas e compostos por ecossistemas integrados. Assim, as variações que ocorrem na paisagem fluvial podem ou não ser resultantes dos processos que ocorrem na paisagem terrestre, sendo que ambas

em conjunto, ou não, podem determinar a estrutura das comunidades aquáticas. Os fatores de como os elementos entre as duas paisagens são trocados deve-se às características específicas da paisagem circundante, como a presença ou ausência de vegetação ciliar, por exemplo (WIENS, 2002).

As paisagens fluviais e terrestres, por possuírem características compartilhadas e distintas, necessitam da implementação de técnicas e métricas específicas para que seja possível analisar os efeitos da homogeneização dos componentes bióticos e abióticos dos sistemas, e suas respostas (WIENS, 2002; ERÓS; CAMPBELL GRANT, 2015). Entender o comportamento desses efeitos no ambiente ajuda na escolha de planos de conservação mais eficientes (ERÓS; LOWE, 2019), uma vez que pode ocorrer restrição de acesso às respostas quando as análises focam em escala da paisagem de forma reducionista (ARROYO-RODRÍGUEZ; FAHRIG, 2014). Neste sentido, a compreensão da heterogeneidade em diferentes escalas, como as escalas presentes na paisagem fluvial e na paisagem terrestre, em conjunto, permite uma avaliação mais próxima do real funcionamento do sistema, de forma que entender as diferentes escalas de atuação dos processos ecológicos possibilita a identificação de consequências ecológicas provenientes da alteração da paisagem ocasionada pelo homem (RISSER, 1999).

1.5. ESCALA DE EFEITO

As análises que buscam investigar as relações entre as condições do meio aquático e os tipos de uso do solo, envolvem a determinação entre diferentes escalas da paisagem (ALLAN, 2004; SHI et al., 2017; ZHANG et al., 2019). Usualmente a escolha das escalas da paisagem são dependentes do objetivo do estudo e podem ser consideradas a partir de diferentes aspectos: Para investigar relações locais, em um espaço de interação mais restrito, é estipulado um *buffer* com largura de cerca de 100 metros a até centenas de metros para cada margem, com o comprimento de até um quilômetro (ALLAN, 2004; PENG; LI, 2021). Para investigar relações que envolvem todo o comprimento do riacho à montante, é delimitado um *buffer* com medidas similares em largura, porém de maior comprimento (ALLAN, 2004; FERNANDES et al., 2014; MELLO et al., 2018; PENG; LI, 2021). Para a avaliação das relações entre os padrões da paisagem terrestre e a

qualidade da água em uma escala mais ampla é feita a delimitação de toda a bacia à montante do ponto amostral (ALLAN, 2004; FERNANDES et al., 2014; MELLO et al., 2018; PENG; LI, 2021).

As escalas locais estão relacionadas com impactos de origem pontual, mas que podem influenciar escalas de efeito maiores, como exemplo, a remoção da mata ciliar que pode modificar a temperatura da água em longos trechos do canal e o aumento da entrada de sedimentos e detritos que podem ser transportados por longas distâncias (ALLAN et al., 1997; QUINN, 2000; GONZALES-INCA et al., 2015; OU et al., 2016). A influência da escala que abrange uma maior extensão da bacia está relacionada com instabilidade do fluxo da água, concentração de nutrientes, entre outros fatores que costumam afetar o corpo hídrico em praticamente toda a sua extensão (ALLAN, 2004; WIENS, 2002; STANLEY et al., 2016). Contudo, estes fatores de escalas mais amplas também influenciam as condições do sistema em escala local (ALLAN, 2004; STANLEY et al., 2016; SHI et al., 2017). A influência de uma paisagem sobre outra pode ocorrer em diferentes escalas espaciais, e ainda podem sofrer influência de ações antrópicas prévias (ALLAN, 2004; ZHANG et al., 2019).

Para melhor avaliar a interação existente entre as espécies e a paisagem é necessário considerar a escala onde os componentes da paisagem têm seu efeito mais expressivo (JACKSON; FAHRIG, 2015). Assim como a escolha pela escala da paisagem mais apropriada a fim de explorar as relações entre a paisagem terrestre e a paisagem aquática, existem diferentes escalas para se analisar o comportamento das espécies de interesse frente aos distúrbios, uma vez que o efeito da escala nas espécies depende do grupo que está sendo considerado (MIGUET et al., 2016). A escala de efeito é dependente de características inerentes à espécie de interesse, como a capacidade migratória e a adaptabilidade, ou seja, é necessário considerar seu potencial de dispersão e abrangência territorial (BRENNAN et al., 2002). As espécies com menor capacidade de dispersão respondem aos componentes da paisagem em escalas mais reduzidas (JACKSON; FAHRIG, 2012; RICCI et al., 2013). Porém, para Galán-Acedo et al. (2018), a escala de efeito é mais dependente dos componentes da paisagem e do contexto da região do que das características e respostas das espécies.

Considerando que o efeito da paisagem pode ser entendido como a extensão, onde a relação entre a espécie e a paisagem ocorre com maior

intensidade, as escalas de efeito da paisagem variam de acordo com a espécie analisada (GALÁN-ACEDO et al., 2018). A seleção das escalas e tipos de paisagem devem considerar o efeito da paisagem em relação às espécies-alvo (JACKSON; FAHRIG, 2015; ORDÓÑEZ-GÓMEZ et al., 2015). Isso ocorre, pois as espécies são diferentes, possuindo maneiras de ocupar e se locomover de diferentes maneiras (JACKSON; FAHRIG, 2012). Para a escolha da escala para macroalgas bentônicas, por exemplo, deve-se considerar a capacidade de dispersão e abrangência territorial desses organismos.

1.6. MACROALGAS COMO BIOINDICADORES DE INTEGRIDADE ECOLÓGICA

O termo “alga” surgiu em meados de 1750, e foi usado para denominar uma vasta variedade de organismos (BICUDO; MENEZES, 2006), porém até os dias atuais se discute sobre a interpretação do que seriam as algas (GOLOLOBOVA; BELYAKOVA, 2022). Para as macroalgas, objeto deste estudo, foi considerado o conceito de SHEATH & COLE (1992). Segundo esses pesquisadores, as macroalgas são um grupo com estrutura do talo visível a olho nu.

De acordo com Peres e colaboradores (2009), as principais linhagens de macroalgas são Chlorophyta, Cyanophyta, Heterokontophyta e Rhodophyta. Dentro do grande grupo das algas, a grande maioria das espécies são fotossintetizantes dotadas de clorofila, com o ciclo de vida dependente da água. As algas não possuem raízes, caules ou folhas verdadeiras; são seres eucariontes (salvo as cyanobacterias) constituídos de uma célula (e.g. Chlorella) ou mais células (e.g. Cladophora) com grandes talos que podem apresentar tecidos e vasos condutores (BICUDO; MENEZES, 2006; MARQUES; AMÉRICO-PINHEIRO, 2017).

As macroalgas bentônicas são produtores primários que podem ser utilizadas como bioindicadoras da qualidade dos sistemas aquáticos, por responderem rapidamente às variações do ambiente, por conta de sua organização bentônica de baixa mobilidade (FIGUEIREDO et al., 2004; DELGADO et al., 2012; EL SHOUBAKY, 2013; DOS SANTOS; CAMPOS, 2016; AR GALL et al., 2016; TANAKA et al., 2016; TERRA et al., 2016). A composição de comunidades autotróficas em um sistema pode variar amplamente caso exista altas concentrações de nutrientes, visto que há estímulo ao crescimento populacional

(QUINN, 2000). Por esse motivo, elas são utilizadas até mesmo para avaliar e classificar corpos hídricos costeiros e de transição (AR GALL et al., 2016).

Adicionalmente, agem estruturando as comunidades biológicas do sistema, uma vez que compõem a base da teia trófica (HOLMES; WHITTON, 1981; BRANCO et al., 2017). Por esse motivo, mudanças na estrutura das comunidades de macroalgas podem ser prejudiciais para a vida aquática como um todo (COAT et al., 2009). Assim sendo, por apresentarem potenciais respostas às mudanças ambientais, e de certa maneira auxiliarem na manutenção da biodiversidade, é importante conhecer sua diversidade e sua distribuição espacial para que seja possível trabalhar com propostas de manejo e conservação das espécies e dos ecossistemas aquáticos onde estão inseridas (DUBOIS, 2003; BINI et al., 2006).

De modo a adquirir um conhecimento mais amplo acerca do grupo, foram realizados estudos em todo o mundo buscando encontrar padrões de distribuição espacial e temporal das comunidades de macroalgas, considerando componentes físicos e químicos do ambiente (SHEATH & COLE, 1992; BRANCO; NECCHI JÚNIOR, 1998; NECCHI JÚNIOR et al., 2000; BRANCO et al., 2009, entre outros). Contudo, não está totalmente clara a compreensão sobre quais são os fatores que regem a variação da estrutura das comunidades, pois diversos fatores são apontados como potenciais modificadores; por exemplo a temperatura da água (SHEATH; HAMBROOK, 1990), irradiância (DENICOLA et al., 1992), velocidade da corrente (NECCHI JÚNIOR et al., 1991), condutividade (BIGGS, 1990; SHEATH; COLE, 1992; NECCHI JÚNIOR et al., 1994), tipo de substrato (BIGGS, 1990; GORDON et al., 1992), e pH (SHEATH; COLE, 1992). Embora com muito conhecimento acumulado em várias partes do mundo ao longo dos anos, ainda é necessário avançar mais no tema sobre os mecanismos envolvidos na explicação desses padrões, através de estudos envolvendo novas abordagens e conjuntos de variáveis diferentes e mais integradas que possam mostrar potenciais caminhos para essa compreensão, uma vez que não é possível aplicar todos os conhecimentos de sistemas temperados em sistemas tropicais e subtropicais (PRATT; CHANG, 2012; DODDS et al., 2014).

1.7. JUSTIFICATIVA

Se faz necessário conhecer os efeitos dos componentes da paisagem que estruturam as comunidades para entender quais e como os fatores influenciam na distribuição dos táxons de macroalgas para que, a partir deste entendimento, seja possível considerar a conservação das paisagens ecossistêmicas, possivelmente com o desenvolvimento de estratégias de conservação em estudos e projetos sequenciais ao presente trabalho (FAHRIG et al., 2011). Na maioria dos casos, a elaboração de planos de manejo e conservação não consideram as paisagens fluviais e terrestres de forma integrada (ABELL; ALLAN; LEHNER, 2007; NEL et al., 2009). Esforços que visam integrar as duas paisagens são primordiais para um manejo mais eficiente, a partir de uma maior compreensão sobre os mecanismos que impactam os ecossistemas de riachos a partir do uso do solo (EROS et al., 2018; ZHANG, 2019). Essa compreensão pode partir de estudos que visam analisar as respostas de espécies-chave, assim como a resposta do ecossistema diante das influências impostas pelas práticas humanas, uma vez que as paisagens fluviais estão sob constante pressão (ALLAN, 2004).

As macroalgas podem ser consideradas bioindicadoras da qualidade da água por apresentarem características importantes na avaliação, estrutura, funcionamento e produtividade dos ambientes lóticos e lênticos (GALLOWAY et al., 2012). As algas são produtores primários e servem como alimento para outros organismos aquáticos e também terrestres, como os seres humanos (GUPTA; PANDEY, 2007; GALLOWAY et al., 2012). A capacidade em responder rapidamente aos poluentes dissolvidos na água as torna uma boa opção para a avaliação ambiental, pois absorvem poluentes orgânicos e inorgânicos, metais pesados e substâncias radioativas (DODDS et al., 2002; ALP et al., 2012; TANAKA et al., 2016).

Apesar de sua relevância ecossistêmica, estima-se que o número de espécies descritas é substancialmente menor do que o número real, para a região neotropical (GUIRY, 2012; ANTONELLI et al. 2018). A partir do levantamento de táxons (espécies e grupos vegetativos) juntamente com aspectos da paisagem terrestre e riverina, o presente trabalho busca somar aos esforços de amostragem

para os grupos de macroalgas na região neotropical, podendo ser utilizado como base para subsidiar ações de manejo e conservação.

Planos de conservação e manejo precisam considerar as bacias hidrográficas, uma vez que as bacias funcionais possibilitam o fluxo natural dos elementos, matéria, energia, e organismos entre a paisagem fluvial e a terrestre (LOWE; LIKENS, 2005; DOODY, 2016).

Considerando que o planeta está passando pelo seu sexto evento de extinção em massa, com mudanças climáticas significativas (BARNOSKY et al., 2011), a discussão sobre impactos ambientais e homogenização dos ecossistemas causados majoritariamente por ações antrópicas se faz necessária. As iniciativas de conservação e manejo precisam ser discutidas com prioridade (MCDONALD et al., 2016).

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

O presente estudo tem como objetivo investigar os efeitos do uso do solo na homogeneização de microhabitats de riachos subtropicais e seus efeitos na estruturação das comunidades de macroalgas, através da integração entre fatores que envolvem processos ecológicos da paisagem terrestre (“*landscape*”) e da paisagem fluvial (“*riverscape*”). O trabalho propõe obter medidas locais dessas duas paisagens buscando correlacionar suas variáveis com diferenças detectadas na estruturação local das comunidades de macroalgas de riachos ao longo do espaço.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analisar como o *riverscape* e *landscape* atuam na estruturação das comunidades de macroalgas e se ocorre o processo de homogeneização ambiental;
- Avaliar a existência de pressão sobre as comunidades de macroalgas decorrentes da homogeneização ambiental, caso esse processo ocorra;
- Verificar a relevância da integração entre fatores da paisagem terrestre e aquática na estruturação das comunidades de macroalgas de riachos subtropicais, a partir da relação dos componentes da paisagem com variáveis de qualidade da água.

A predição deste projeto é que as paisagens fluviais (“*riverscape*”) e terrestres (“*landscape*”) mais heterogêneas, além de outros conjuntos de variáveis abióticas, de forma conjunta ou não, sustentariam uma maior riqueza de espécies de macroalgas de riachos subtropicais, aumentando a diversidade alfa (α). Além disso, esses mesmos fatores poderiam proporcionar composições mais diversificadas, com riachos sustentando maiores contribuições à diversidade beta (β).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. ÁREA DE ESTUDO

Este trabalho é parte de um projeto maior intitulado “Efeito de micropoluentes na biodiversidade de algas e peixes de riachos das microbacias do entorno do reservatório de Itaipu – região transfronteiriça (BR – PY).”

A abrangência amostral do presente estudo inclui riachos subtropicais de segunda até quarta ordem, que estão geograficamente localizados em dois países fronteiriços, Brasil e Paraguai. Ao todo foram amostrados 17 riachos no Brasil e 14 no Paraguai. Todos os pontos amostrais compreendem partes da bacia do Rio Paraná 3, na região Oeste do Paraná e na região da margem direita do reservatório de Itaipu, ao Leste do Paraguai, entre as coordenadas 24°04' a 25°27' de latitude Sul e 53°26' a 55°08' de longitude Oeste (Figura 1). Todos os riachos são independentes entre si e drenam para o reservatório da usina hidrelétrica de Itaipu.

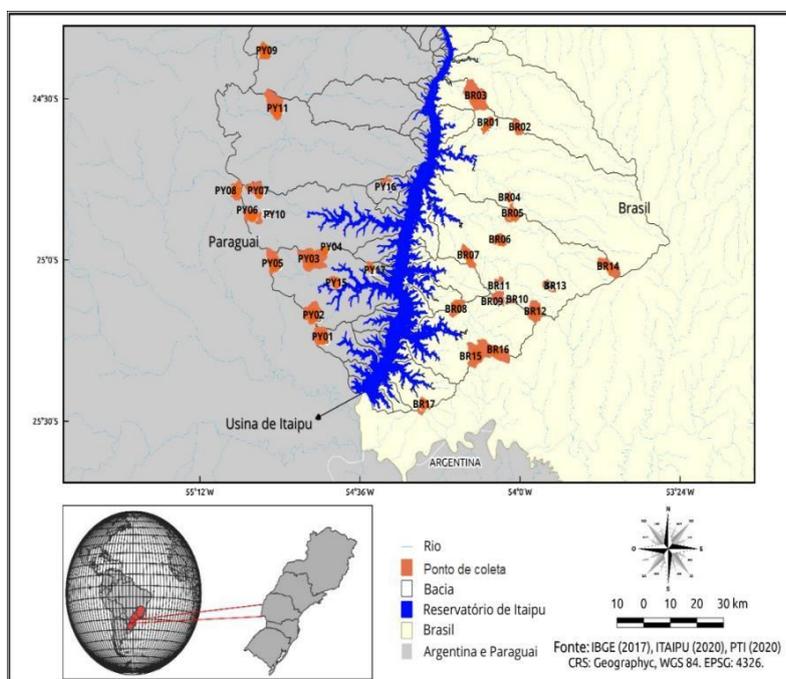


Figura 1 Mapa da região contendo os pontos amostrais. Mapa adaptado, originalmente desenvolvido pela Itaipu Binacional e pelo Parque Tecnológico de Itaipu (PTI).

Considerando a classificação de Köppen, o clima da região é subtropical (Cfa), com a precipitação anual variando entre 1.600 a 1.900 mm (ALVARES et al., 2014). A Mata Atlântica é o bioma majoritário da região amostrada, apresentando variação de altitude de 150 a 800 metros em relação ao nível do mar (DI BITETTI et al., 2003).

A amostragem foi realizada em duas ocasiões (nos meses de fevereiro e julho de 2019), para ampliar a coleta de informação com relação às comunidades de algas ocorrentes da região. No entanto, as principais variáveis abióticas do trabalho relacionadas ao “*Landscape*” e “*Riverscape*” foram mensuradas uma única vez. Por esta razão os dados de macroalgas foram sintetizados em cada ponto e representam o total de espécies encontradas na soma das duas amostragens. As medidas morfométricas e de qualidade da água foram mensuradas nas duas ocasiões e os valores analisados correspondem à média das amostragens.

A definição para seleção dos riachos seguiu alguns critérios: (i) que estivessem inseridos em um gradiente ambiental desejado a partir de fotos de satélite e estimativa visual *in loco* (riachos localizados em áreas mais conservadas, predominantemente não-agrícola; riachos localizados em áreas com atividade agrícola moderada; riachos localizados em áreas com atividade agrícola intensa); (ii) que fossem de acesso facilitado; (iii) que fossem microbacias do entorno do reservatório da Itaipu tanto na margem esquerda, quanto na margem direita (para cada microbacia, toda a área de drenagem acima do segmento amostrado, segundo conceito de Allan (2004), por assumir ser a área que influencia o segmento); (iv) que fossem de segunda até quarta ordem (segundo classificação de Strahler, 1957), uma vez que geralmente sistemas menores apresentam maior intensidade de resposta aos efeitos do ambiente (SOMLYAI et al., 2019). Os métodos e equipamentos de amostragem foram padronizados para todos os pontos de coleta afim de reduzir erros amostrais.

3.2. DELINEAMENTO AMOSTRAL E ESTRUTURA DO MODELO EXPERIMENTAL

O conjunto de 31 segmentos de riachos amostrados foi utilizado na análise com os riachos tratados como réplicas para o modelo testado. A estrutura do modelo experimental testado está apresentada abaixo (Figura 2).

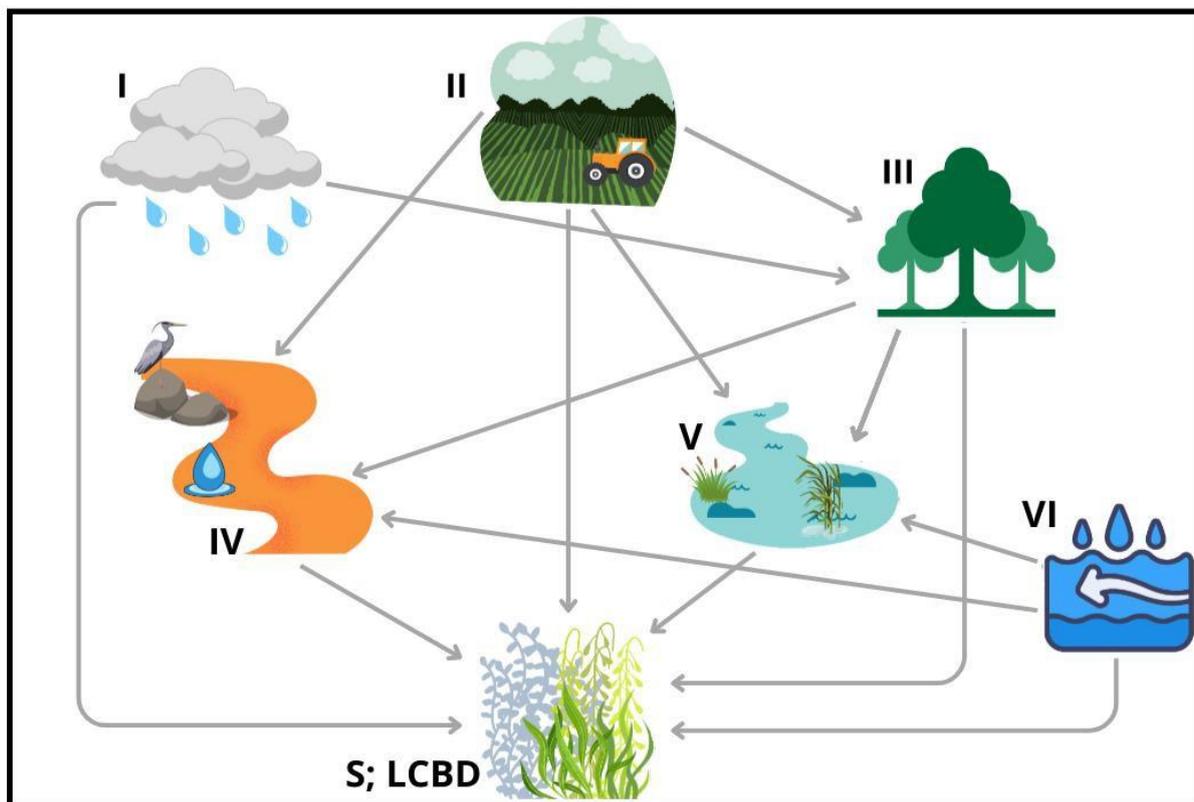


Figura 2 Modelo do experimento com as previsões dos efeitos diretos e indiretos da agricultura na riqueza de macroalgas (S) e na diversidade beta (LCBD). I. Variação da distribuição anual de precipitação; II. Intensidade da agricultura; III. Mata ciliar; IV. Empobrecimento da qualidade da água; V. Heterogeneidade (*riverscape*); VI. Vazão.

Cada conjunto de variáveis bióticas ou abióticas hipotetizado no modelo testado foi tratado de acordo com a natureza dos dados, conforme demonstrado na Tabela 1 e explicado abaixo.

Tabela 1 Relação das variáveis hipotetizadas, descrições das variáveis mensuradas e das variáveis preditoras utilizadas na análise SEM.

Ref.	Variáveis hipotéticas	Variáveis mensuradas	Proxy (variável preditora utilizada na análise SEM)
S	Riqueza de macroalgas	Espécies ou grupos vegetativos coletados no segmento de 10m de acordo com os métodos do subtópico 3.3 .	Número de táxons de macroalgas por segmento

LCBD	Diversidade beta de macroalgas	A partir das planilhas de ocorrência dos táxons de macroalgas foi extraído o valor de diversidade beta do conjunto de riachos e a contribuição de cada segmento, o LCBD, conforme método descrito no subtópico 3.4.	LCBD como proxy da diversidade beta
I	Precipitação	Variáveis retiradas da série histórica do WorldClim database em uma resolução espacial de 1 km ² . Seleção da “Amplitude de variação da precipitação” como variável selecionada para representar a categoria.	Amplitude de variação da precipitação
II	Paisagem na microbacia (<i>Landscape</i>)	<p>Percentual de cada uma das seguintes categorias de uso e ocupação nas microbacias da área de drenagem acima do segmento amostrado, conforme o método descrito no subtópico 3.5.</p> <p>O percentual de agricultura foi o maior uso e se apresentou colinear com as outras demais categorias representativas, sendo o único mantido na análise para representar a variável.</p>	Percentual de agricultura como proxy de homogenização da paisagem
III	Vegetação ripária	Percentual de vegetação ciliar mensurada em cada microbacia acima do segmento amostrado em relação aos outros usos, conforme o método descrito no subtópico 3.5.	Percentual de mata ciliar na microbacia
IV	Qualidade da água	Um conjunto de variáveis de qualidade da água foi mensurado e analisado conforme os métodos descritos no subtópico 3.6.	Eixo 1 da PCA como proxy da deterioração da qualidade da água
V	Paisagem fluvial (<i>Riverscape</i>)	Medidas de um conjunto de variáveis estruturais em 16 subparcelas em cada segmento analisado conforme métodos detalhados no subtópico 3.7.	Distância média do centróide das 16 amostras de cada riacho ordenadas a partir de uma PCoA baseada em distância Euclidiana

VI	Morfometria do riacho	Variáveis morfométricas foram mensuradas conforme os métodos detalhados no subtópico 3.8 . Como vazão é a variável mais integradora e foi colinear com as demais, ela foi a única mantida para representar a categoria	Volume do corpo d'água como proxy de tamanho do riacho.
----	-----------------------	---	---

3.3. AMOSTRAGEM DE MACROALGAS

Os dados de macroalgas aqui analisados foram obtidos a partir das informações obtidas do projeto maior indicado acima. As coletas e identificação seguiram os procedimentos convencionais, onde as amostras de macroalgas foram obtidas com o uso da técnica da transeção em 10 metros de segmento de riacho, onde foi realizada a coleta manual a partir de observação e detecção visual (KREBS, 1989; NECCHI JÚNIOR et al., 1995, NECCHI JÚNIOR, 2004). O critério de inclusão utilizado para macroalgas seguiu o conceito definido por Sheath e Cole (1992).

Para auxiliar na visualização dos espécimes em campo foi utilizado um balde de acrílico com fundo transparente (*viewbox*) (NECCHI JÚNIOR et al., 1994). Os espécimes coletados foram preservados em uma solução de formaldeído 4%. A confirmação e identificação das espécies coletadas foram realizadas em laboratório com auxílio de um microscópio óptico binocular Zeiss Axioskop A1, acoplado a um sistema de captura de imagens. As observações das estruturas microscópicas e análises morfométricas foram realizadas em laboratório, por pessoal qualificado. A estrutura da comunidade de macroalgas foi analisada em cada ponto amostral levando em consideração a presença de espécies detectadas.

A diversidade local de macroalgas (diversidade α) em cada um dos 31 riachos foi estimada a partir do levantamento da riqueza de táxons em cada um dos segmentos analisados. Os táxons foram compostos por populações identificadas em nível específico, populações identificadas somente em nível genérico, onde não foi possível identificar até o nível de espécie, e conjunto de populações estéreis.

A lista dos táxons encontrados é apresentada na Tabela 2 e estão disponíveis nos relatórios entregues à Itaipu Binacional e divulgação pública feita aos parceiros do projeto.

Tabela 2 Dados de ocorrência dos táxons de macroalgas para as microbacias no entorno do reservatório da Itaipu Binacional, onde MBR: microbacia em território brasileiro e MPY: microbacia em território paraguaio.

Táxons	Pontos de Ocorrência	Total de Pontos de Ocorrência
CHLOROPHYTA		
<i>Aegagropilopsis sterrocladia</i>	MBR02, MBR07, MBR09, MBR10, MBR11, MBR12	6
<i>Arnoldiella emedii</i>	MBR01, MBR02, MBR05, MBR06, MBR08, MBR09, MBR10, MBR11, MBR13, MBR14, MBR15	11
<i>Cladophora</i> sp.	MBR11	1
<i>Closterium</i> sp.	MPY15	1
<i>Ecbalocystis pulvinata</i>	MPY02, MPY07, MPY10, MPY11, MBR06, MBR09, MBR10, MBR11, MBR14	9
<i>Gongrosira</i> sp.	MPY16, MBR16	2
<i>Klebsormidium fluitans</i>	MPY05	1
<i>Klebsormidium</i> sp.	MBR07	1
<i>Microspora stagnorum</i>	MPY03, MPY05, MPY07, MPY09, MPY10, MPY11, MPY17	7
<i>Mougeotia</i> sp.	MBR14	1
<i>Oedogonium</i> sp.1	MPY07	1
<i>Oedogonium</i> sp.2	MPY03, MPY04, MPY09, MPY10, MPY11, MPY17, MBR04, MBR06, MBR14, MBR17	10
<i>Oedogonium</i> sp.3	MPY17, MBR01, MBR07	3
<i>Oedogonium</i> sp.4	MPY07, MBR07	2
<i>Oedogonium</i> sp.5	MPY04, MBR17	2
<i>Palmellopsis</i> sp.	MPY08	1
<i>Spirogyra</i> sp.1	MPY05, MBR01, MBR04, MBR06, MBR09, MBR10, MBR11, MBR13	8
<i>Spirogyra</i> sp.2	MPY01, MPY03, MPY07, MPY08, MPY10, MPY11, MPY16, MBR07, MBR11, MBR12, MBR14, MBR17	12
<i>Spirogyra</i> sp.3	MBR07	1
<i>Stigeoclonium amoenum</i>	MPY05, MPY07, MBR14	3
<i>Stigeoclonium helveticum</i>	MPY09	1
<i>Tetraspora gelatinosa</i>	MPY03, MPY07, MPY10	3
<i>Tetraspora lubrica</i>	MPY03	1
<i>Zygnema</i> sp.	MPY03, MPY17	2
CYANOBACTERIA		
<i>Chamaesiphon confervicola</i>	MPY02, MPY03, MPY05, MPY07, MPY08, MBR08, MBR10, MBR11, MBR14, MBR15, MBR17	11
<i>Chroococcopsis fluviatilis</i>	MPY02, MPY03, MBR02, MBR03, MBR04, MBR06, MBR10, MBR11, MBR15	9

Cianobactéria não identificada 1	MPY06, MPY17	2
Cianobactéria não identificada 2	MBR06	1
<i>Coelosphaerium</i> cf. <i>kuetinguanum</i>	MBR07	1
<i>Geitlerinema</i> sp.	MPY10	1
<i>Geitlerinema splendidum</i>	MBR07, MBR 09, MBR17	3
<i>Geitlerinema</i> cf. <i>unigranulatum</i>	MPY07, MPY08	2
<i>Homoeothrix</i> cf. <i>juliana</i>	MPY01, MPY03, MPY09, MPY10, MBR04, MBR05, MBR09, MBR11, MBR14	9
<i>Leptolyngbya</i> aff. <i>lagerheimii</i>	MPY02, MPY03, MPY05, MPY07, MPY08, MPY09, MPY10, MPY11, MPY17, MBR02, MBR03, MBR06, MB08, MBR10, MBR11, MBR14, MBR15	17
<i>Lyngbya hollerbachii</i>	MBR08	1
<i>Lyngbya nigra</i>	MPY01	1
<i>Lyngbya</i> sp.	MBR15	1
<i>Microcoleus autumnalis</i>	MPY07, MPY08, MPY09, MPY11, MBR04	5
<i>Microcoleus subtorulosus</i>	MBR01	1
<i>Microcoleus</i> aff. <i>subtorulosus</i>	MPY10, MPY11	2
<i>Nostochopsis lobatus</i>	MPY01, MPY02, MPY04, MBR10, MBR17	5
<i>Oscillatoria</i> cf. <i>limosa</i>	MBR09	1
<i>Phormidium</i> cf. <i>nigrum</i>	MBR12	1
<i>Phormidium</i> sp1.	MBR14	1
<i>Phormidium</i> sp2.	MBR02, MBR05	2
<i>Phormidium</i> sp3.	MBR03, MBR15	2
<i>Phormidium</i> cf. <i>stagninum</i>	MBR02	1
<i>Pleurocapsales</i> sp1.	MPY11, MBR14	2
<i>Pleurocapsales</i> sp2.	MPY02, MBR01, MBR05, MBR14, MBR15	5
<i>Potamolinea aerugineocaerulea</i>	MPY01, MPY02, MPY03, MPY04, MPY05, MPY06, MPY07, MPY08, MPY09, MPY10, MPY11, MPY15, MPY16, MBR06, MB12, MBR17	16
<i>Schizothrix</i> sp.	MBR09, MBR14	2
OCHROPHYTA		
<i>Amphipleura</i> sp.	MBR13	1
<i>Epithemia</i> sp.	MBR05	1
<i>Eunotia</i> spp.	MPY01, MPY03, MPY05, MPY16, MPY17, MBR07	6
<i>Fragilariforma</i> sp.	MPY01, MPY11, MPY16, MPY17	4
<i>Frustulia crassinervia</i>	MPY06, MPY08, MPY10, MBR03, MBR14	5
<i>Gomphonema</i> sp.	MPY08, MPY17, MBR06, MBR07, MBR11, MBR17	6
<i>Hydrosera whampoensis</i>	MBR04, MBR05, MBR08, MBR09, MBR10, MBR11, MBR12, MBR15	8
<i>Melosira varians</i>	MPY08, MBR03	2
<i>Pinnularia</i> sp.	MBR13	1
<i>Pleurosira laevis</i>	MBR04, MBR05, MBR06, MBR08, MBR09,	8

	MBR10, MBR11, MBR15	
<i>Terpsinoë musica</i>	MPY08, MBR08	2
<i>Ulnaria ulna</i>	MPY03, MPY04, MPY05, MPY06, MPY07, MPY08, MPY09, MPY10, MPY16, MBR01, MBR04, MBR11, MBR14, MBR17	14
RHODOPHYTA		
"Chantransia"	MPY01, MPY02, MPY03, MPY04, MPY05, MPY06, MPY07, MPY08, MPY10, MPY11, MPY15, MPY16, MBR01, MBR02, MBR03, MBR08, MBR11, MBR13, MBR14, MBR15, MBR16, MBR17	22
<i>Kumanoa ambigua</i>	MPY01, MPY03, MPY04, MPY05, MPY07, MPY08, MPY10, MPY11, MPY16, MBR17	10
<i>Montagnia macrospora</i>	MPY02	1
<i>Nocturama novamundensis</i>	MBR13	1
<i>Torularia puiggariana</i>	MPY10, MBR17	2
<i>Virescentia viridebrasiliensis</i>	MPY03, MPY09, MPY11	3
XANTHOPHYCEAE		
<i>Vaucheria</i> sp.	MPY05, MPY08, MPY10, MPY11	4

3.4. MÉTODO DE OBTENÇÃO DO LCBD

Como forma de estimar a diversidade beta (β) espacial da comunidade de macroalgas a partir de um valor único para cada microbacia, foi utilizada a análise de Contribuição dos Locais para a Diversidade Beta (LCBD). Através da LCBD é possível analisar a singularidade dos riachos em relação à composição das espécies de macroalgas (LEGENDRE; DE CÁCERES, 2013). Para o cálculo da LCBD dos riachos foi utilizado uma matriz de distância Euclidiana e para a composição de espécies, foi utilizado o Índice de Jaccard, conforme uma das opções de índice de similaridade apresentada por Legendre e De Cáceres (2013). O método LCBD foi utilizado com o intuito de estimar a contribuição de cada um dos 31 riachos para a diversidade, uma vez que este método é capaz de gerar um valor de singularidade, onde é possível observar a particularidade de cada riacho em termos de diversidade- β . Os riachos com maiores valores de LCBD são os que mais contribuem para a diversidade- β , ou seja, riachos com LCBD maior possuem composição de espécies mais singulares. Devido a sua utilidade para estimar a singularidade de locais e suas contribuições para *pools* regionais, este método de

análise tem sido bem explorado em estudos mais recentes. Desta forma, a LCBBD foi escolhida como método analítico por considerarmos que a mesma fornece resultados satisfatórios acerca da diferenciação da composição das espécies em escalas espaciais (LEGENDRE; DE CÁCERES, 2013).

A tabela 3 apresenta os resultados dos valores de LCBBD para os segmentos de riachos amostrados.

Tabela 3 Valores de Contribuição dos Locais para a Diversidade Beta (LCBD) para os segmentos dos 31 riachos amostrados. MBR: microbacia em território brasileiro, MPY: microbacia em território paraguaio.

Riacho	LCBD	Riacho	LCBD
MBR01	0,03374044	MPY01	0,03155554
MBR02	0,03285789	MPY02	0,02997283
MBR03	0,03437872	MPY03	0,02723316
MBR04	0,03352777	MPY04	0,03050765
MBR05	0,03715256	MPY05	0,02885804
MBR06	0,03096816	MPY06	0,03268163
MBR07	0,03965275	MPY07	0,02910483
MBR08	0,03148783	MPY08	0,02974703
MBR09	0,03530024	MPY09	0,03267146
MBR10	0,03059264	MPY10	0,02848996
MBR11	0,02624035	MPY11	0,02984427
MBR12	0,03679981	MPY15	0,03503420
MBR13	0,03662830	MPY16	0,03007560
MBR14	0,03013592	MPY17	0,03697143
MBR15	0,03029656		
MBR16	0,03796375		
MBR17	0,02952867		

3.5. ANÁLISE DA PAISAGEM (*LANDSCAPE*)

Para a análise das variáveis das microbacias foi utilizado o percentual de composição e configuração da paisagem de tamanhos variáveis, como uso e ocupação do solo por categorias, através de imagens de satélite. Somente as categorias que representaram pelo menos 5% em pelo menos uma das microbacias foram listadas (Tabela 4). Estes dados foram obtidos na região à montante de cada ponto amostral, uma vez que as atividades antrópicas nesta região da microbacia

exercem maior influência nos parâmetros da água do segmento sob investigação (STRAYER et al., 2003; ALLAN, 2004; DE MOLINA et al., 2017).

A partir de dados de percentual de composição da paisagem, as microbacias foram analisadas quanto aos tipos de ocupação espacial adjacentes sendo eles:

- (i) Agricultura (permanente e temporária, de diferentes gradientes de intensidade);
- (ii) Urbanização (áreas urbanas);
- (iii) Mata (florestas naturais, áreas reflorestadas e vegetação ciliar);
- (vi) Água (lagos, lagoas e açudes);
- (v) Pastagem (área de campo).

Os parâmetros de heterogeneidade terrestre (uso e ocupação do solo e seus percentuais, integridade da mata ciliar, uso da água) de cada microbacia foram obtidos através de registro cartográfico regional. O programa QGIS 3.4 foi utilizado para análise das imagens de satélite e o programa Fragstats 4.0 foi aplicado para o cálculo da cobertura relativa (MCGARIGAL; MARKS, 1995). Parte das linhas de rios menores foram disponibilizadas pela Itaipu Binacional. As linhas de rios maiores foram obtidas a partir do banco de dados disponível no *link*: <http://hidroweb.ana.gov.br/HidroWeb.asp?Tocltem=4100>, da Agência Nacional de Águas (ANA).

Tabela 4 Percentual de composição e configuração da paisagem a partir do uso e da ocupação do solo, para as microbacias no entorno do reservatório da Itaipu Binacional que representaram acima de 5% da composição em ao menos uma das microbacias. MBR: microbacia em território brasileiro, MPY: microbacia em território paraguaio. AGR: agricultura, AGU: água, FLO: floresta, MCL: mata ciliar, URB: urbano, PAS: pastagem.

	AGR	AGU	FLO	MCL	URB	PAS
MPY01	0,76	0,001	0,020	0,06	0,000	0,14
MPY02	0,80	0,004	0,003	0,11	0,000	0,07
MPY03	0,73	0,001	0,030	0,15	0,000	0,06
MPY04	0,78	0,001	0,030	0,02	0,009	0,14
MPY05	0,66	0,002	0,020	0,08	0,022	0,18
MPY06	0,81	0,001	0,010	0,14	0,000	0,03
MPY07	0,73	0,016	0,160	0,00	0,000	0,06
MPY08	0,46	0,000	0,010	0,52	0,000	0,00
MPY09	0,85	0,002	0,000	0,07	0,000	0,05
MPY10	0,85	0,011	0,010	0,05	0,000	0,06
MPY11	0,83	0,001	0,010	0,09	0,000	0,05

MPY15	0,22	0,075	0,010	0,69	0,000	0,00
MPY16	0,62	0,017	0,040	0,32	0,000	0,00
MPY17	0,58	0,013	0,020	0,11	0,000	0,26
MBR01	0,55	0,000	0,060	0,18	0,000	0,15
MBR02	0,70	0,004	0,120	0,07	0,000	0,06
MBR03	0,74	0,003	0,040	0,11	0,002	0,08
MBR04	0,20	0,003	0,190	0,00	0,008	0,56
MBR05	0,39	0,002	0,070	0,08	0,004	0,40
MBR06	0,13	0,006	0,040	0,18	0,016	0,58
MBR07	0,31	0,009	0,070	0,22	0,002	0,36
MBR08	0,64	0,009	0,050	0,07	0,000	0,19
MBR09	0,04	0,003	0,030	0,15	0,000	0,76
MBR10	0,09	0,003	0,030	0,16	0,018	0,66
MBR11	0,17	0,001	0,020	0,29	0,000	0,50
MBR12	0,70	0,002	0,020	0,16	0,013	0,08
MBR13	0,69	0,003	0,090	0,06	0,002	0,14
MBR14	0,68	0,001	0,002	0,22	0,003	0,08
MBR15	0,67	0,003	0,030	0,12	0,000	0,16
MBR16	0,52	0,002	0,020	0,12	0,217	0,09
MBR17	0,78	0,007	0,010	0,10	0,000	0,08

Os dados de paisagem apresentaram uma grande colinearidade, especialmente entre a agricultura e as demais categorias mais representativas. Assim, definiu-se a escolha da atividade com processo que gera maior pressão aos ambientes, neste caso a agricultura (NESSIMIAN et al., 2008).

3.6. QUALIDADE DA ÁGUA

Para mensurar o fósforo total (PT) e o nitrogênio total (NT), foi utilizado método espectrofotométrico (OUCHI-MELO et al., 2021). Os parâmetros de condutividade específica (Cond, mS cm^{-1}), pH, turbidez (Turb, NTU), oxigênio dissolvido (OD, mg.L^{-1}) e sólidos totais (STD, g.L^{-1}), foram obtidos com uma sonda multiparâmetros Horiba U-50.

Cinco variáveis foram consideradas indicadores de qualidade da água: oxigênio dissolvido (OD), fósforo total (PT), nitrogênio total (NT), condutividade (Cond) e sólidos totais (STD). Essas variáveis foram selecionadas a partir de colinearidade e a partir de outros estudos onde essas variáveis têm se mostrado

relevantes para as comunidades aquáticas. Os dados destas variáveis aqui apresentados correspondem aos apresentados por Ouchi-Melo (2021) e os métodos de análise destas variáveis podem ser encontrados em detalhe neste estudo.

Tabela 5 Valores únicos por segmento para parâmetros físicos e químicos da heterogeneidade paisagística interna dos riachos (*riverscape*) para as microbacias no entorno do reservatório da Itaipu Binacional. MBR: microbacia em território brasileiro, MPY: microbacia em território paraguaio, Cond: Condutividade (mS cm^{-1}); pH; OD: Oxigênio Dissolvido (mg.L^{-1}); STD: Sólidos Totais Dissolvidos (g.L^{-1}); Turb: Turbidez (NTU); NT: Nitrogênio Total ($\mu\text{g L}^{-1}$) e PT: Fósforo Total ($\mu\text{g L}^{-1}$).

	Cond	pH	OD	STD	Turb	NT	PT
MPY01	0,017	7,06	7,52	0.011	18	171	25
MPY02	0,020	7,10	8,46	0.013	9	277	25
MPY03	0,014	6,96	8,17	0.009	9	146	25
MPY04	0,013	7,13	8,43	0.009	21	173	25
MPY05	0,013	7,01	8,06	0.008	14	143	25
MPY06	0,024	6,58	8,27	0.016	24	478	45
MPY07	0,002	7,07	8,57	0.002	17	139	29
MPY08	0,019	6,92	8,81	0.013	9	370	46
MPY09	0,013	6,68	8,17	0.008	47	162	69
MPY10	0,017	6,79	8,34	0.011	19	303	34
MPY11	0,018	6,88	8,58	0.012	15	437	29
MPY15	0,004	7,28	7,63	0.003	30	105	40
MPY16	0,011	6,73	8,62	0.008	10	110	50
MPY17	0,010	6,98	7,44	0.007	17	114	25
MBR01	0,168	7,38	8,13	0.109	17	2989	82
MBR02	0,114	7,21	9,42	0.075	43	3344	132
MBR03	0,103	7,39	8,64	0.067	29	1614	96
MBR04	0,106	7,70	9,37	0.069	22	695	70
MBR05	0,082	7,63	10,35	0.053	8	638	33
MBR06	0,107	7,79	8,65	0.070	3	448	25
MBR07	0,111	7,47	8,82	0.072	16	1925	56
MBR08	0,070	7,49	8,84	0.046	14	1876	41
MBR09	0,115	7,61	8,82	0.075	1	348	30
MBR10	0,067	7,75	8,79	0.044	13	1528	44
MBR11	0,088	7,81	9,72	0.057	1	491	43
MBR12	0,055	7,56	8,90	0.036	5	478	52
MBR13	0,047	7,38	8,61	0.030	5	1770	58
MBR14	0,029	7,37	7,89	0.019	8	207	25
MBR15	0,067	7,21	8,40	0.044	7	649	25
MBR16	0,213	7,37	9,00	0.139	7	6232	1497
MBR17	0.025	7.19	8.48	0.016	14	275	35

Para observar padrões das estações de amostragem de acordo com as variáveis de qualidade da água a partir da análise das cinco variáveis abióticas, foi utilizada a Análise de Componentes Principais (PCA). O primeiro eixo da PCA apresentou a maior parte da variação (72%). Este eixo foi negativamente correlacionado com o Oxigênio Dissolvido ($r = -0.440$). Por outro lado, o Fósforo Total esteve positivamente associado ao eixo 1 da PCA ($r = 0.388$), assim como as variáveis: Nitrogênio Total ($r = 0.496$), Condutividade ($r = 0.446$) e Sólidos Totais ($r = 0.456$) (Figura 3).

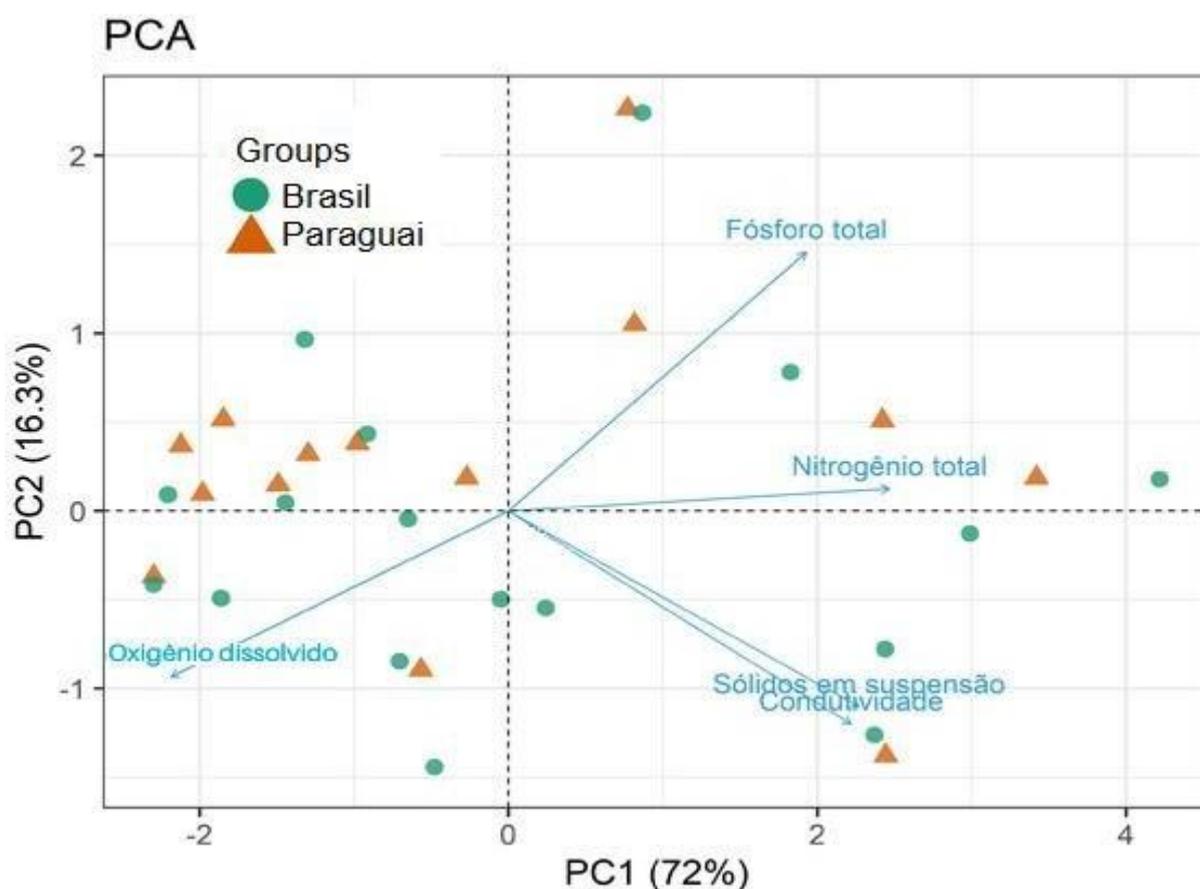


Figura 3 Relação entre os preditores de qualidade da água. Correlação positiva do eixo 1 com Fósforo Total, Nitrogênio Total, Condutividade e Sólidos em Suspensão. Por outro lado, esse eixo foi negativamente correlacionado com o Oxigênio Dissolvido.

Portanto, o primeiro eixo da PCA sugere um gradiente de qualidade da água. À medida que os nutrientes, condutividade e sólidos em suspensão aumentam, a disponibilidade de oxigênio diminui, representando no primeiro eixo um gradiente de deterioração da qualidade da água.

3.7. ANÁLISE DA PAISAGEM FLUVIAL (RIVERSCAPE)

As amostragens que tinham como objetivo avaliar a heterogeneidade interna de um segmento do riacho a partir dos componentes do sistema, foram obtidas *in situ* através da mensuração de valores médios (n=16) de cada riacho a partir da estimativa percentual dos tipos de fluxo da água (turbulento, laminar, lento, parado); estimativa percentual dos tipos de substratos (rocha, matacão, seixo, cascalho, areia, argila, saibro); estimativa percentual dos tipos e da porosidade dos substratos (esburacado, áspero, liso, desintegro); presença ou ausência de plantas vivas e/ou mortas (emersas e/ou submersas); presença ou ausência de obstáculos à 30 centímetros ou 1 metro e percentual de sombreamento, mediante o uso de câmera fotográfica. Todos esses componentes foram amostrados dentro de 16 parcelas de 0.5 m² cada dispostas em um transecto de 10 metros para cada um dos riachos. As parcelas foram dispostas a cerca de 1 metro de distância umas das outras. O objetivo foi cobrir a maior parte possível do trecho (Figura 4).

As amostragens que tinham como objetivo avaliar a heterogeneidade da paisagem a partir de dados morfométricos de um segmento do riacho foram obtidas *in situ* através da mensuração de valores médios (n=16) de cada riacho, para atributos como profundidade média (Prof., m), velocidade média da corrente (m.s⁻¹), mediante uso de régua, e largura média (m) com o uso de trena. Para obter os dados de velocidade e profundidade, foram realizadas cinco medições para cada variável, em diferentes posições padronizadas dentro de cada uma das dezesseis parcelas, para cada riacho. Primeiro a régua foi posicionada lateralmente de forma que não apresentasse resistência ao fluxo da água por conta da pouca superfície de contato com o material. A régua, então, era virada com sua maior superfície de contato contra o fluxo da água a fim de identificar a diferença entre a profundidade medida e o quanto o fio da coluna da água subia na régua. Essa diferença foi categorizada da seguinte maneira: (i): 0 = sem fluxo; (ii): >0 até 10mm = lento; (iii) >10mm até 100mm = rápido; (iv) >100mm = muito rápido. Os milímetros correspondem ao deslocamento do “fio” da coluna da água na régua.



Figura 4 Esquema de amostragem em riachos de segunda até quarta ordens. A disposição das 16 parcelas (0.5 m^2 /parcela) foi definida com o objetivo de cobrir uma extensão de 10 metros. Cada parcela foi posicionada com uma distância de 1 metro em relação a outra parcela adjacente

Uma análise de dispersão multivariada (PCoA) foi utilizada para identificar a dissimilaridade entre as métricas através das 16 parcelas dispostas em cada riacho, com o objetivo de analisar a heterogeneidade ambiental de cada riacho a partir dos dados de variáveis abióticas que compõem o sistema (ANDERSON et al., 2006).

Este tipo de análise tem sido amplamente utilizado para quantificar a heterogeneidade ambiental em diferentes ecossistemas aquáticos (HEINO 2013; BINI et al., 2014) e terrestres (TREVAIL et al., 2019). Resumidamente, a análise de dispersão multivariada ajuda a identificar dissimilaridades entre as métricas das 16 parcelas de cada riacho. Esse tipo de análise computa a dissimilaridade entre todas as métricas que são indicadoras de heterogeneidade e quanto maior a dissimilaridade, mais heterogêneo é o ambiente. Por este motivo, a análise de dispersão multivariada é útil, uma vez que incorpora a variância em múltiplos parâmetros ambientais, que podem influenciar a distribuição de recursos e a biodiversidade de riachos (BINI et al. 2014).

A heterogeneidade do *riverscape* foi estimada a partir de uma análise de coordenadas principais (PCoA), por ser um tipo comum de análise de dispersão multivariada (GOWER, 1966). Para essa análise foram utilizados os valores de distância do centróide a partir da amostragem de cada parcela. Para isto, foram colocados todos os valores de todas as variáveis ao longo das coordenadas principais (eixos), no espaço de ordenação com base em uma matriz de distância euclidiana, com o auxílio das funções `vegdist` e `betadisper`, no pacote R `vegan` (OKSANEN et al., 2018). Primeiramente, as distâncias euclidianas para cada uma das 16 parcelas em cada riacho foram computadas. Em seguida, foi extraída a média das distâncias dos centroides para cada parcela, em cada um dos riachos amostrados. Os maiores valores médios de distância para o centroide podem ser entendidos como maior heterogeneidade entre as métricas, ou seja, reflexo de maior heterogeneidade ambiental. Por fim, como foram amostradas 16 parcelas de forma igualitária em cada um dos riachos, somaram-se as distâncias do centroide de todas as 16 parcelas em cada riacho. O resultado fornece um valor único geral de distância (heterogeneidade) para cada riacho. Desta forma, foi utilizada a somatória das distâncias dos centroides das parcelas como uma medida geral de heterogeneidade ambiental em cada um dos 31 riachos amostrados.

3.8. ANÁLISE MORFOMÉTRICA DOS SEGMENTOS AMOSTRADOS

Os seguintes parâmetros morfométricos foram mensurados: (i) profundidade e largura médias, utilizando trena; (ii) velocidade média, utilizando correntômetro

Medir HY-18; (iii) vazão, através de cálculo utilizando as médias de profundidade, largura e velocidade da correnteza. Como as variáveis analisadas apresentaram forte colinearidade, foi selecionado o parâmetro mais integrador, que foi a vazão. A vazão foi utilizada no modelo como proxy de tamanho dos riachos, expressando a síntese da morfometria.

Tabela 6 Valores médios (n=16) dos parâmetros morfométricos das microbacias no entorno do reservatório da Itaipu Binacional. MBR: microbacia em território brasileiro, MPY: microbacia em território paraguaio, VCO: Velocidade Média da Corrente (ms^{-1}), LME: Largura Média (m), PME: Profundidade Média (prof, m) e VZO: Vazão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$).

	VCO	LME	PME	VZO
MPY01	0,496	4,370	0,331	0,675
MPY02	0,585	4,863	0,364	0,784
MPY03	0,871	8,497	0,344	2,035
MPY04	0,458	4,512	0,370	0,547
MPY05	1,066	2,987	0,250	0,615
MPY06	0,628	4,503	0,213	0,522
MPY07	0,916	4,028	0,282	0,824
MPY08	0,358	4,722	0,377	0,539
MPY09	0,747	3,230	0,358	0,596
MPY10	0,526	2,806	0,343	0,383
MPY11	0,362	4,723	0,308	0,436
MPY15	0,311	2,383	0,119	0,054
MPY16	0,656	2,542	0,164	0,212
MPY17	0,416	2,787	0,222	0,157
MBR01	0,631	4,635	0,275	0,358
MBR02	0,337	5,731	0,199	0,296
MBR03	0,497	5,410	0,350	0,761
MBR04	0,229	5,300	0,188	0,122
MBR05	0,230	5,955	0,251	0,222
MBR06	0,108	3,425	0,141	0,026
MBR07	0,060	6,315	0,177	0,049
MBR08	0,482	3,625	0,158	0,255
MBR09	0,070	3,783	0,135	0,038
MBR10	0,372	5,540	0,152	0,247
MBR11	0,172	5,091	0,126	0,070
MBR12	0,520	7,800	0,158	0,495
MBR13	0,274	4,820	0,213	0,243
MBR14	0,459	6,185	0,390	0,852
MBR15	0,647	6,623	0,201	0,709
MBR16	0,748	6,672	0,265	1,118

3.9. ANÁLISE DO MODELO

Para a avaliação dos possíveis efeitos diretos e indiretos das variáveis em parâmetros que influenciam a estrutura das comunidades de macroalgas, foram elaborados modelos de equação estrutural, a partir da análise de rotas confirmatórias, ou PiecewiseSEM (LEFCHECK, 2016). A modelagem utilizando PiecewiseSEM exige a escolha de diferentes variáveis que possam se relacionar com o teste de hipótese, assumindo o efeito de causalidade entre as variáveis, uma vez que qualquer variável pode ser tanto preditora, quanto resposta (SHIPLEY, 2013). Os efeitos diretos e indiretos selecionados para compor o modelo, por entender que exercem influência na estrutura das comunidades locais (diversidade- α) e regionais (diversidade- β) de macroalgas, são: vegetação ciliar, heterogeneidade ambiental, qualidade da água e tipo de uso do solo. Adicionalmente, os efeitos de covariáveis climáticas (variação da distribuição anual de chuva) e ambientais (vazão dos riachos) também foram consideradas nos modelos SEMs (GORDON et al., 1992; CATTANEO et al., 1997; MARTINS et al., 2001; DOWNES et al., 2003). Desta maneira, a construção do modelo PiecewiseSEM foi pensada de forma a testar como a pressão exercida pelos usos do solo modifica os componentes do ambiente e se/como essas mudanças afetam a estrutura das comunidades de macroalgas, considerando uma ampla escala espacial.

Dessa forma, a análise de rotas confirmatórias é uma análise extremamente completa e adequada para responder às perguntas e hipóteses do estudo, pois permite avaliar como diferentes parâmetros da estrutura das comunidades de macroalgas estão interligados em uma rede de causalidade. Essa análise traz duas vantagens principais: como avaliar a interação de um conjunto maior de variáveis e a capacidade de testar hipóteses específicas sobre a distribuição e a covariância das variáveis preditoras e das variáveis resposta, utilizando diferentes tipos de modelos de dados (LEFCHECK, 2016).

Para testar qual faceta de biodiversidade de algas, local ou regional, responde mais fortemente às mudanças ambientais induzidas pela prática humana, construiu-se PiecewiseSEM separados para as diversidades- α e β . Com isto, ao

todo foram construídos dois diferentes modelos estruturais, os quais fornecem uma visão ampla de como múltiplos usos do solo afetam a biodiversidade de riachos tropicais através de mudanças em fatores-chave nesses ecossistemas.

Os modelos SEM foram construídos usando regressões lineares de efeitos mistos (LME; PINHEIRO et al., 2013), no pacote PiecewiseSEM (LEFCHECK, 2016). Os riachos foram aninhados de acordo com suas regiões territoriais (Brasil e Paraguai), como fator randômico para levar em conta as diferenças entre os locais. Foi apresentado o coeficiente padronizado para cada caminho dentro dos modelos, assim como foram estimados os efeitos indiretos pela multiplicação dos coeficientes, quando estes demonstraram ser significativos. A significância do trajeto foi obtida pela máxima probabilidade e o ajuste do modelo foi avaliado usando o modelo de equação estrutural d-separation de Shipley, através da estatística C de Fisher ($p > 0,05$ indica que não falta nenhum trajeto e o modelo está ajustado). Na análise Fisher's C statistics, o valor de P precisa ser maior do que 0,05 para que o modelo esteja ajustado (GRACE, 2006; EL-HACEN et al. 2018). Todas as análises foram conduzidas no Software R, versão 3.4.4.

4. RESULTADOS

Ao todo foram identificados 63 táxons de macroalgas nos riachos localizados na porção brasileira, enquanto que as coletas nos riachos paraguaios resultaram em 64 táxons, com um total de 70 táxons identificados, uma vez que houve sobreposição de táxons entre os riachos brasileiros e paraguaios (Tabela 2). Estes resultados indicam alta riqueza relativa para o grupo de macroalgas.

Os filos de macroalgas com maior representatividade amostral nos dois países foram Cyanobacteria e Chlorophyta. As espécies *Potamolinea aerugineocaerulea* e *Arnoldiella emedii* foram as espécies de maior ocorrência no Paraguai e Brasil, respectivamente.

O modelo de equação estrutural para agricultura, ajustou-se bem aos dados, tanto para a riqueza de espécies, quanto para os valores de LCBD (Fisher's C = 12.287, AICc = 501.971, P = 0.123). O modelo considerou a pressão gerada pela agricultura, os efeitos da variação de distribuição da precipitação anual, as matas ciliares, a heterogeneidade dos riachos, a vazão dos riachos, a qualidade da água, a riqueza e a diversidade- β das macroalgas. Os resultados do modelo foram demonstrados em forma de esquematização, onde as linhas pretas e vermelhas indicam efeitos positivos e negativos significativos, respectivamente ($P \leq 0.05$ PiecewiseSEM), enquanto que as linhas pontilhadas cinzas representam processos não significativos ($P \geq 0.05$). A espessura dos caminhos significativos (setas) representa a magnitude do coeficiente de regressão padronizado. Os números adjacentes às setas são indicativos do tamanho padronizado do efeito da relação. Os R^2 para modelos de componentes são dados nas caixas de variáveis. Os níveis significantes de cada preditor são * $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, *** $P < 0.001$ (Figuras 5 e 6).

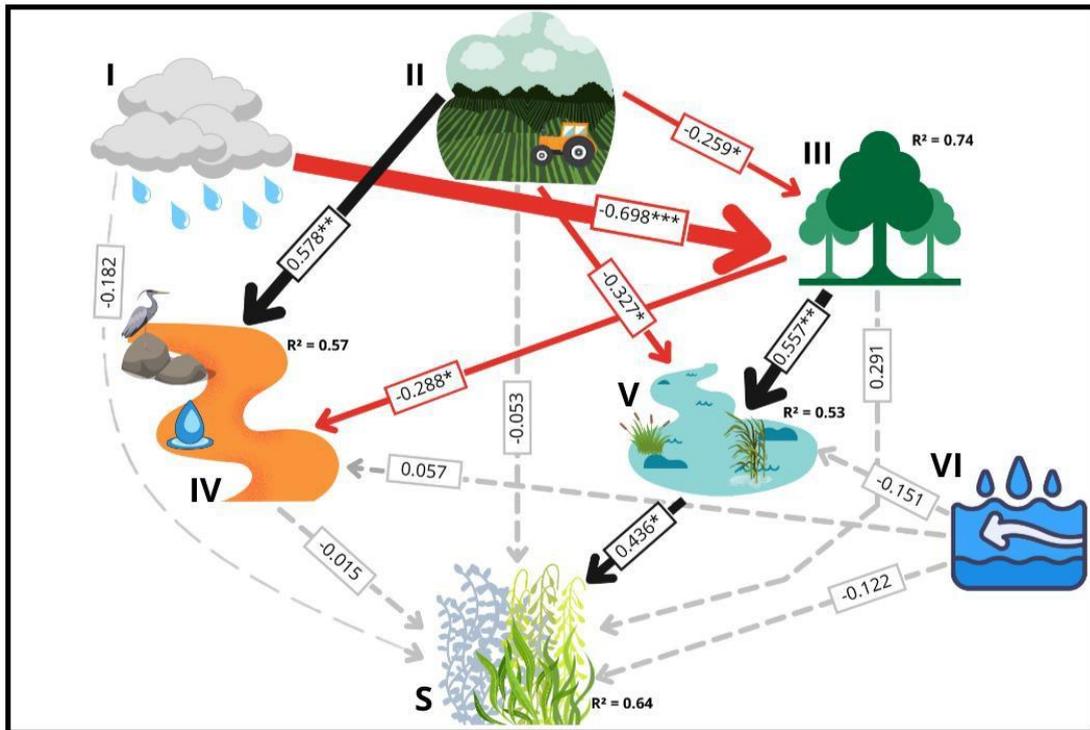


Figura 5 Efeitos diretos e indiretos da agricultura na riqueza (S) de macroalgas. I. Variação da Distribuição Anual de Chuva; II. Intensidade da Agricultura; III. Mata ciliar; IV. Empobrecimento da qualidade da água; V. Heterogeneidade (*riverscape*); VI. Vazão.

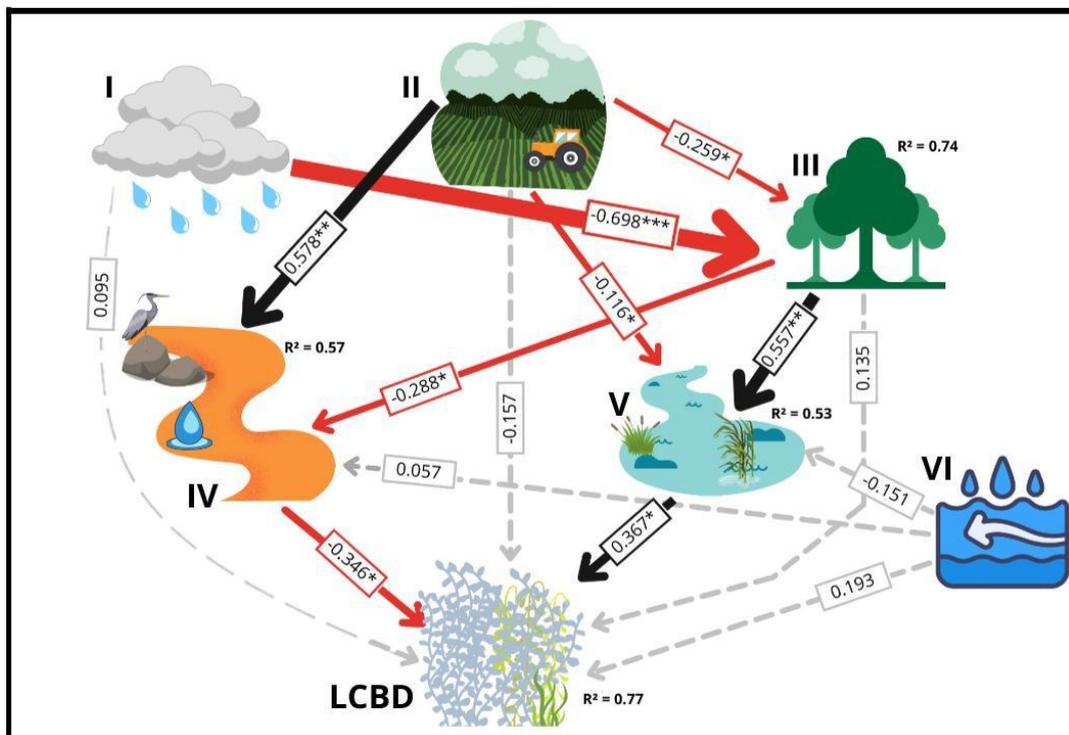


Figura 6 Efeitos diretos e indiretos da agricultura na LCBD para macroalgas. I. Variação da Distribuição Anual de Chuva; II. Intensidade da Agricultura; III. Mata ciliar; IV. Empobrecimento da qualidade da água; V. Heterogeneidade (*riverscape*); VI. Vazão.

A partir dos resultados é possível perceber um efeito significativo da variação da distribuição anual de chuva, onde essa variação exerce pressão na redução da mata ciliar (Figuras 5 e 6), agindo de forma indireta no aumento do empobrecimento da qualidade da água (Figuras 5 e 6), na homogeneização (Figuras 5 e 6), na riqueza (Figura 5) e na LCBD (Figura 6).

As análises demonstraram que a agricultura reduziu a porcentagem de vegetação ciliar, o que reduziu indiretamente a heterogeneidade ambiental dos riachos ($r = -0.144$). A agricultura também aumentou a deterioração da qualidade da água, direta e indiretamente, mediado pela redução da vegetação ciliar ($r = 0.074$). A agricultura não exerceu impactos diretos nas diversidades- α e β (Figura 5 e 6). Entretanto, os efeitos negativos da agricultura na vegetação ciliar, heterogeneidade ambiental e qualidade da água foram fortemente propagados para a diversidade- α , e principalmente diversidade- β das macroalgas. Para a diversidade- α , a agricultura teve um efeito negativo indireto, mediado pela redução da heterogeneidade ambiental dos riachos ($r = -0.142$; Figura 5). Enquanto que, para a diversidade- β , a agricultura teve efeitos negativos indiretos através da redução da heterogeneidade ambiental ($r = -0.142$) e através do aumento da deterioração da qualidade da água ($r = -0.199$; Figura 6).

O modelo SEM também destacou a importância da vegetação ciliar para a manutenção da biodiversidade de macroalgas. A vegetação ciliar esteve fortemente relacionada com as diversidades- α e β das macroalgas induzindo um aumento na heterogeneidade ambiental ($r = 0.242$; Figura 5 e 6). Além disso, a vegetação ciliar aumentou a diversidade- β das algas ao reduzir a deterioração da qualidade da água ($r = 0.100$; Figura 6).

5. DISCUSSÃO

A maior representatividade amostral nos dois países foram Cyanobacteria e Chlorophyta, o que corrobora com resultados previamente encontrado em estudos florísticos na região Sul do Brasil (e.g. PERES et al., 2009; BRANCO et al., 2009; 2010). A amostragem da espécie *Arnoldiella emedii* nas microbacias brasileiras condiz com os resultados que apontam para o endemismo da *Arnoldiella emedii* na região Sul do Brasil.

Nesse estudo ficou evidente as relações entre o uso e ocupação do solo com os fatores que compõem as paisagens das microbacias amostradas, e quais desses fatores estão envolvidos na estruturação das diversidades- α e β de macroalgas. Com os resultados, foi possível observar uma relação interessante entre as pressões exercidas sobre os componentes das paisagens terrestres e aquáticas e suas influências sobre a diversidade de macroalgas. A contribuição local para a diversidade- β e a riqueza de espécies não sofreram apenas efeitos diretos (e.g. menor heterogeneidade reduziu a riqueza e a LCBD), mas principalmente efeitos indiretos (e.g. precipitação e agricultura não afetaram diretamente a riqueza e a contribuição local para a diversidade- β , mas afetaram outros componentes da paisagem que refletiram em variações na diversidade e riqueza das macroalgas).

De acordo com o que foi observado, a agricultura não parece ter exercido influência direta sobre as comunidades de macroalgas, mas foi capaz de modificar alguns componentes das paisagens ao reduzir as matas ciliares, possivelmente por desflorestamento, e aumentar a degradação da qualidade da água. A mata ciliar é um componente fundamental para a manutenção da heterogeneidade, pois age como um tamponador dos riachos contra a deterioração da qualidade da água. Dessa maneira, pode-se argumentar que a atividade agrícola intensiva é capaz de exercer pressão sobre a comunidade de macroalgas de riachos de forma indireta. Ao analisar o estudo de Alves et al. (2017), percebe-se que a redução da qualidade da água a partir dessa atividade antrópica condiz com os achados do presente estudo, uma vez que a lixiviação e os efluentes de material gerado pela agricultura são tidos como principais fontes poluidoras e redutoras da qualidade de ambientes aquáticos. Os pesticidas utilizados na monocultura, por exemplo, podem causar impactos diretos e indiretos em componentes da paisagem (como diminuição do oxigênio dissolvido, que resulta em redução da qualidade da água), aumento de

nutrientes dissolvidos (redução da qualidade da água), como na biodiversidade, ao afetar a cadeia trófica (RELYEA, 2005). O impacto da agricultura nos riachos refletiu em um efeito negativo na LCBD. Poucas espécies dominam o ambiente, o que pode ser explicado a partir da capacidade de adaptação e resiliência, onde algumas poucas espécies conseguem sobreviver e são melhores competidoras do que outras espécies que são mais impactadas pelas mudanças impostas ao ambiente, a partir da perda de complexidade e heterogeneidade ambiental (WALSH et al., 2005; BODDY et al., 2019). Essa possível explicação vai de encontro com o resultado do presente trabalho, que mostra que a agricultura parece exercer impactos tanto na diversidade- β , quanto na diversidade- α de macroalgas, a partir de impactos na estrutura, composição e qualidade das paisagens (e.g. a agricultura causou redução da mata ciliar, que resultou em diminuição da heterogeneidade (Figura 5 e 6) e redução da qualidade da água (Figura 6).

Um resultado que chamou a atenção foi a importância dos efeitos da variação da distribuição anual de chuva no ambiente. A maior variação pode ser entendida como maior imprevisibilidade, a partir de eventos estocásticos, onde o regime de chuvas não é consistente. Essa imprevisibilidade impacta a vegetação, incluindo as matas ciliares, dando indícios de que esse efeito pode ser propagado para dentro dos riachos. Assim, através da perda de vegetação ciliar, há redução da heterogeneidade ambiental e, conseqüentemente, modificações na estrutura das comunidades residentes de macroalgas. Apesar dos resultados apresentarem efeitos indiretos da mata ciliar na diversidade e riqueza das algas, os valores não foram significativos quando o efeito foi analisado de forma direta (0,302). Esse problema pode ser contornado ao analisar variáveis-chave para explicação do modelo. De toda forma, o efeito indireto da perda da mata ciliar na redução da diversidade de espécies e o efeito direto na redução da heterogeneidade e empobrecimento da qualidade da água evidencia a interface existente entre os sistemas terrestres e aquáticos. Os achados contrastam com os resultados de Fierro et al. (2019), onde foi observada uma menor ocorrência de algas bentônicas em riachos com mata ciliar preservada. Uma possível explicação é que a presença de mata ciliar mais densa reduz a intensidade da luz e a concentração de nutrientes no ambiente aquático (*riverscape*), o que pode explicar a diminuição da riqueza dessas algas. A Hipótese do Distúrbio Intermediário poderia explicar o contraste

entre os resultados observados, onde um nível sustentável de impactos poderia favorecer a biodiversidade (CONNELL, 1978).

A imprevisibilidade na distribuição anual dos regimes de chuva e seus impactos (e.g. espécies vegetais que não estão habituadas às variações) é condizente com os futuros cenários previstos pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) para mudanças na precipitação no globo. Segundo o IPCC (2021), espera-se que ocorra uma maior imprevisibilidade da precipitação devido às mudanças climáticas. Verificar a existência de pressão da imprevisibilidade da precipitação pluviométrica sobre os componentes da paisagem e sobre a biodiversidade pode auxiliar na fundamentação de propostas de medidas de manejo ecossistêmico.

Caso o estudo tivesse buscado avaliar apenas o efeito direto da agricultura na biodiversidade de macroalgas, sem considerar os efeitos nas paisagens *landscape* e *riverscape* e dessas paisagens na riqueza e composição de espécies, não seria encontrado relação significativa que apontasse para perda da biodiversidade local de macroalgas a partir de atividade antrópica. Isso mostra claramente a assertividade do trabalho em considerar mecanismos subjacentes para avaliação dos impactos a partir do uso e ocupação do solo, visto que ao englobar fatores ambientais foi possível captar os verdadeiros impactos da agricultura, provavelmente através de processos de eutrofização, deterioração ambiental, remoção de matas ciliares para o plantio de monoculturas que pouco contribuem para a heterogeneidade local dos riachos. No entanto, é importante reconhecer as limitações do estudo, como a escassez de áreas totalmente conservadas nas microbacias analisadas, o que pode ter interferido na interpretação dos resultados.

A decisão em utilizar um modelo de análise através do método PiecewiseSem parte exatamente do entendimento de que diferentes variáveis podem ser influenciadas e podem influenciar processos bióticos e abióticos. Existem diferentes níveis de complexidade em diferentes escalas das paisagens, e essas diferentes escalas são capazes de gerar informações sobre os processos e seus impactos ao ambiente e às espécies (WARD et al., 2002; BODDY et al., 2019).

Para que seja possível construir um modelo que se aproxime mais da realidade, é primordial considerar e analisar o ambiente em que uma bacia hidrográfica está localizada. As alterações nos elementos bióticos e abióticos dos

sistemas são influenciadas por um conjunto de fatores (CROSSMAN et al., 2014; SABATER et al., 2019) e é conhecido que agricultura intensiva, através de monoculturas, ocupa de forma majoritária a bacia do Rio Paraná 3 (PEREIRA; SCROCCARO, 2010).

Ao explorar diferentes possibilidades que conectam variáveis preditoras e variáveis resposta, observou-se uma amplitude de opções onde as variáveis interagiram entre si de forma direta e indireta, influenciando os padrões da estrutura das comunidades e a diversidade de espécies. Nesse modelo, variáveis que se ligam através de uma rota possuem relação direta positiva ou negativa. Caso não exista uma rota entre duas variáveis, então elas serão consideradas independentes. Uma mesma variável pode se relacionar com diferentes variáveis. Essa análise tem sido bastante utilizada para explorar sistemas ecológicos complexos.

O presente estudo não teve como objetivo analisar as diferenças e o histórico do uso e ocupação nas áreas das microbacias entre Brasil e Paraguai, nem como essas diferenças influenciam as comunidades de macroalgas nos dois países. Entretanto, os dados e a literatura indicam que as microbacias localizadas em território brasileiro evidenciam uma maior atividade agropecuária, desmatamento mais intenso e menor cobertura de mata ciliar em comparação com o Paraguai (KLANOVICZ; MORES, 2017; CIELO et al., 2020).

Não são apenas o Brasil e o Paraguai que sofrem com a degradação da qualidade da água. Esse é um problema a nível global, onde as atividades agrícolas e a urbanização estão entre os principais agentes degradadores da qualidade da água (PAUL; MEYER, 2001). Isso tem um impacto negativo na biodiversidade aquática (CUMMING et al., 2014), corroborando os resultados encontrados.

O desenvolvimento de um estudo futuro se faz importante para entender essas diferenças dentro de um contexto geopolítico para interpretar os impactos ambientais e a estruturação das comunidades de espécies aquáticas resultantes de diferentes atividades humanas, regidas por leis e estratégias de manejo distintas. Esforços governamentais e de instituições privadas, em conjunto com a sociedade, serão necessários para a recuperação desses importantes ambientes, por exemplo através da criação de políticas que consideram a recuperação e preservação à montante das microbacias, como forma de auxiliar na mitigação dos impactos que afetam os componentes do *riverscape* (ARORA et al., 2018).

6. CONCLUSÃO

Em conclusão, o estudo investigou a existência de efeitos do uso e ocupação do solo na homogenização de componentes abióticos dos sistemas e seus efeitos na estruturação das comunidades de macroalgas, por meio da integração entre fatores que envolvem processos do *riverscape* e do *landscape*. Os resultados obtidos revelaram uma relação significativa entre as pressões exercidas sobre os componentes das paisagens terrestres e aquáticas e suas influências sobre a diversidade de macroalgas.

Observou-se que as paisagens mais heterogêneas, tanto terrestres quanto fluviais, sustentam uma maior riqueza de espécies de macroalgas de riachos subtropicais com composições mais diversificadas. Essa conclusão é obtida a partir do entendimento de que a agricultura exerce pressão direta sobre os componentes das paisagens, como redução das matas ciliares e degradação da qualidade da água, que afeta de forma indireta a estrutura das diversidades- α e β de macroalgas. Adicionalmente, nossos resultados demonstraram que a presença da mata ciliar é importante para a manutenção da heterogeneidade ambiental dos riachos e para a preservação da biodiversidade das espécies de macroalgas. Os efeitos da variação na distribuição anual pluviométrica no ambiente sugerem que a imprevisibilidade dos regimes de chuva pode impactar a mata ciliar e acabar por modificar a estrutura das comunidades.

Os resultados obtidos evidenciam a importância da conservação das diferentes paisagens para a preservação da biodiversidade em riachos subtropicais, uma vez que os resultados deixam claro a existência da integração entre componentes dos sistemas. Os planos de conservação devem partir de políticas e estratégias de manejo que possam considerar a recuperação e preservação das microbacias, especialmente no contexto geopolítico em que a pesquisa foi conduzida.

Futuras pesquisas poderão aprofundar a compreensão das diferenças entre as margens dos dois países e investigar os impactos ambientais resultantes de diferentes atividades humanas e estratégias de manejo, levando em consideração, inclusive, a inserção de dados temporais e sazonais.

Ao atingir o proposto, este estudo contribui significativamente para o conhecimento sobre a estruturação das comunidades de macroalgas em riachos subtropicais e destaca a importância da integração de fatores das paisagens *landscape* e *riverscape* na conservação da biodiversidade de macroalgas. O desejo é de que os resultados aqui apresentados estimulem novas investigações e auxiliem no desenvolvimento de medidas de manejo ecossistêmico e na implementação de políticas que visem à preservação desses importantes ambientes e à manutenção da riqueza e diversidade de espécies de macroalgas em riachos subtropicais, por se tratar de organismos base da cadeia trófica.

7. REFERÊNCIAS

ABELL, R.; ALLAN, J. D.; LEHNER, B. Unlocking the potential of protected areas for freshwaters. *Biological Conservation*, v. 134, n. 1, p. 48–63, jan. 2007.

ALLAN, E. et al. Land use intensification alters ecosystem multifunctionality via loss of biodiversity and changes to functional composition. *Ecology Letters*, v. 18, n. 8, p. 834–843, 22 ago. 2015.

ALLAN, J. D.; ERICKSON, D. L.; FAY, J. P. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology*, v. 37, p. 149–161, 1997.

ALLAN, J. D. Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 35, n. 1, p. 257–284, 15 dez. 2004.

ALP, M. T. et al. Determination of heavy metals in sediment and macroalgae on the Mersin coast. *Ekol*, v. 21, n. 82, p. 47–55. 2012.

ANTONELLI, A.; ARIZA, M.; ALBERT, J. et al. Conceptual and empirical advances in Neotropical biodiversity research. *Peer J*, v. 6 n. 5644. 2018.

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, n. 6, p. 711–728, 1 dez. 2013.

ANDERSON, M. J.; ELLINGSEN, K. E.; MCARDLE, B. H. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters*, v. 9, n. 6, p. 683–693, jun. 2006.

ALVES, T.; GIRARDI, R.; PINHEIRO, A. Micropoluentes orgânicos: ocorrência, remoção e regulamentação. *Revista de Gestão de Água da América Latina*, v. 14, n. 1, p. 1–1, 3 ago. 2017.

AR GALL, E. et al. Implementation of a new index to assess intertidal seaweed communities as bioindicators for the European Water Framework Directory. *Ecological Indicators*, v. 60, p. 162–173, jan. 2016.

ARORA, R. et al. Thermal discontinuities along a lowland river: The importance of urban areas and lakes. *Journal of Hydrology*, v. 564, p. 811–823, set. 2018.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; FAHRIG, L. Why is a landscape perspective important in studies of primates? *American Journal of Primatology*, v. 76, n. 10, p. 901–909, out. 2014.

BARNOSKY, A. D. et al. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature*, v. 471, n. 7336, p. 51–57, 3 mar. 2011.

BARTOZEK, E. C. R. et al. Stream morphology, water dynamics, and agrochemicals are important drivers of periphyton biomass in subtropical streams. *Hydrobiologia*, v. 849, n. 13, p. 3031-3039, jul. 2022.

BELL, S. S.; MCCOY, D. E.; MUSHINSKY, R. H. (EDS.). *Habitat Structure: The physical arrangement of objects in space*. [s.l.: s.n.]. v. 8.

BENDA, L. E. E. et al. The network dynamics hypothesis: how channel networks structure riverine habitats. *BioScience*, v. 54, n. 5, p. 413-427, 2004.

BICUDO, C.; MENEZES, M. *Gêneros de Algas de Águas Continentais do Brasil: chave para identificação e descrições*. 2. ed. [s.l.] RiMa, 2006.

BIGGS, B. J. F. Periphyton communities and their environments in New Zealand rivers. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, v. 24, n. 3, p. 367–386, set. 1990.

BINI, L. M. et al. Challenging Wallacean and Linnean shortfalls: knowledge gradients and conservation planning in a biodiversity hotspot. *Diversity and Distributions*, v. 12, n. 5, p. 475–482, set. 2006.

BINI, L. M. et al. Nutrient enrichment is related to two facets of beta diversity for stream invertebrates across the United States. *Ecology*, v. 95, n. 6, p. 1569–1578, jun. 2014.

BODDY, N. C.; BOOKER, D. J.; MCINTOSH, A. R. Confluence configuration of river networks controls spatial patterns in fish communities. *Landscape Ecology*, v. 34, n. 1, p. 187–201, 2 jan. 2019.

BOJSEN, B. H.; BARRIGA, R. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshwater Biology*, v. 47, n. 11, p. 2246–2260, nov. 2002.

BORNETTE, G.; AMOROS, C.; LAMOUREUX, N. Aquatic plant diversity in riverine wetlands: the role of connectivity. *Freshwater Biology*, v. 39, n. 2, p. 267–283, 4 mar. 1998.

BOULTON, A. J. et al. *Are Tropical Streams Ecologically Different from Temperate Streams? Em: Tropical Stream Ecology*. [s.l.] Elsevier, 2008. p. 257–284.

BRANCO, C. C. Z. et al. Tropical lotic primary producers: Who has the most efficient photosynthesis in low-order stream ecosystems? *Freshwater Biology*, v. 62, n. 9, p. 1623–1636, set. 2017.

BRANCO, C. C. Z.; JÚNIOR, O. N.; PERES, C. K. Effects of artificial substratum types and exposure time on macroalgal colonization in a tropical stream. *Fundamental and Applied Limnology*, v. 178, n. 1, p. 17–27, 1 set. 2010.

BRANCO, C. C. Z.; KRUPEK, R. A.; PERES, C. K. Distribution of stream macroalgal communities from the mid-western region of Paraná state, southern Brazil: importance of local scale variation. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 52, n. 2, p. 379–386, abr. 2009.

BRANCO, C. C. Z.; KRUPPEK, R. A.; PERES, C. K. Ecological distribution of stream macroalgal communities from mid-western region of Paraná State, Southern Brazil: evidence of the importance of local scale variation. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 52, n. 2, p. 379-386, 2009.

BREJÃO, G. L. et al. Threshold responses of Amazonian stream fishes to timing and extent of deforestation. *Conservation Biology*, v. 32, n. 4, p. 860–871, ago. 2018.

BRENNAN, J. M. et al. Focal patch landscape studies for wildlife management: Optimizing sampling effort across scales. Em: *Integrating Landscape Ecology into Natural Resource Management*. [s.l.] Cambridge University Press, 2002. p. 68–91.

BUHK, C. et al. Homogenizing and Diversifying Effects of Intensive Agricultural Land-Use on Plant Species Beta Diversity in Central Europe — A Call to Adapt our Conservation Measures. *The Science of the Total Environment*, v. 15, n. 576, p. 225–233. Jan. 2017.

CADENASSO, M. L.; PICKETT, S. T. A.; GROVE, J. M. Dimensions of ecosystem complexity: Heterogeneity, connectivity, and history. *Ecological Complexity*, v. 3, n. 1, p. 1-12, mar. 2006.

CASTRO, D. M. P.; DOLÉDEC, S.; CALLISTO, M. Land cover disturbance homogenizes aquatic insect functional structure in neotropical savanna streams. *Ecological Indicators*, v. 84, p. 573–582, 2018.

CATTANEO, A. et al. Periphyton distribution and abundance on substrata of different size along a gradient of stream trophy de Montréal. *Hydrobiologia*, v. 354, n. 1/3, p. 101–110, 1997.

CIELO, I. D.; DA ROCHA JÚNIOR, W. F.; SANCHES-CANEVESI, F. C. Integração avícola no Oeste do Paraná: análise da relação contratual da ótica dos produtores. *Revista Brasileira de Desenvolvimento Regional*, v. 8, n. 1, p. 147, 20 maio 2020.

COAT, S. et al. Trophic relationships in a tropical stream food web assessed by stable isotope analysis. *Freshwater Biology*, v. 54, n. 5, p. 1028–1041, maio 2009.

COE, M. T.; COSTA, M. H.; SOARES-FILHO, B. S. The influence of historical and potential future deforestation on the stream flow of the Amazon River – Land surface processes and atmospheric feedbacks. *Journal of Hydrology*, v. 369, n. 1–2, p. 165–174, maio 2009.

CONNELL, J. H. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science*, v. 199, n. 4335, p. 1302–1310, 24 mar. 1978.

CROOKS, K. R.; SANJAYAN, M. Connectivity conservation: maintaining connections for nature. Em: *Connectivity Conservation*. [s.l.] Cambridge University Press, 2006. p. 1–20.

CROSSMAN, J. et al. Flow pathways and nutrient transport mechanisms drive hydrochemical sensitivity to climate change across catchments with different geology and topography. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 18, n. 12, p. 5125–5148, 12 dez. 2014.

CUMMING, G. S. et al. Implications of agricultural transitions and urbanization for ecosystem services. *Nature*, v. 515, n. 7525, p. 50–57, 5 nov. 2014.

DELGADO, C.; PARDO, I.; GARCÍA, L. Diatom communities as indicators of ecological status in Mediterranean temporary streams (Balearic Islands, Spain). *Ecological Indicators*, v. 15, n. 1, p. 131–139, abr. 2012.

DE MELLO, K.; et al. Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: watershed versus riparian zone. *Catena*, n. 167, p. 130–138. 2018.

DENICOLA, M.; HOAGLAND, K. D.; ROEMER, S. C. Influences of Canopy Cover on Spectral Irradiance and Periphyton Assemblages in a Prairie Stream. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 11, n. 4, p. 391–404, dez. 1992.

DETTY, J. M.; MCGUIRE, K. J. Threshold changes in storm runoff generation at a till-mantled headwater catchment. *Water Resources Research*, v. 46, n. 7, jul. 2010.

DI BITETTI, M. S.; PLACCI, G.; DIETZ, L. A. A. 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. Washington, D.C. WWF, 2003.

DING, J., et al. Influences of the land use pattern on water quality in low-order streams of the Dongjiang River basin, China: a multi-scale analysis. *Sci. Total Environ*, n. 205, p. 551-552. 2016.

DODDS, W. K. et al. The Stream Biome Gradient Concept: factors controlling lotic systems across broad biogeographic scales. *Freshwater Science*, v. 34, n. 1, p. 1–19, mar. 2015.

DODDS, W. K.; SMITH, V. H.; LOHMAN, K. Nitrogen and phosphorus relationships to benthic algal biomass in temperate streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 59, n. 5, p. 865–874, 1 maio 2002.

DOODY, D. G. et al. Optimizing land use for the delivery of catchment ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 14, n. 6, p. 325–332, ago. 2016.

DOS SANTOS, L. M. L.; CAMPOS, F. L. Macroalgas no Ensino de Ciências: Uma Abordagem Teórico-Prática em Escola Pública do Ensino Fundamental na Cidade de Parnaíba, Piauí. *Revista ESPACIOS*, v. 37, n. 23, 2016.

DOWNES, B. J.; ENTWISLE, T. J.; REICH, P. Effects of flow regulation on disturbance frequencies and in-channel bryophytes and macroalgae in some upland streams. *River Research and Applications*, v. 19, n. 1, p. 27–42, jan. 2003.

DUBOIS, A. The relationships between taxonomy and conservation biology in the century of extinctions. *Comptes Rendus Biologies*, v. 326, p. 9–21, ago. 2003.

DUDGEON, D. et al. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, v. 81, n. 02, p. 163, 12 maio 2006.

DUGDALE, S. J.; BERGERON, N. E.; ST-HILAIRE, A. Spatial distribution of thermal refuges analysed in relation to riverscape hydromorphology using airborne thermal infrared imagery. *Remote Sensing of Environment*, v. 160, p. 43–55, abr. 2015.

EDEGBENE, A. O. et al. Identifying and classifying macroinvertebrate indicator signature traits and ecological preferences along urban pollution gradient in the Niger Delta. *Environ. Pollut*, v. 281, n.117076, 2021.

EL-HACEN, E. M. et al. Evidence for 'critical slowing down' in seagrass: a stress gradient experiment at the southern limit of its range. *Sci Rep*. v. 8, n. 01, 22 Nov. 2018.

EL SHOUBAKY, G. A. Comparison of the impacts of climate change and anthropogenic disturbances on the El Arish coast and seaweed vegetation after ten years in 2010, North Sinai, Egypt. *Oceanologia*, v. 55, n. 3, p. 663–685, ago. 2013.

ERŐS, T.; CAMPBELL GRANT, E. H. Unifying research on the fragmentation of terrestrial and aquatic habitats: patches, connectivity and the matrix in riverscapes. *Freshwater Biology*, v. 60, n. 8, p. 1487–1501, ago. 2015.

ERŐS, T.; LOWE, W. H. The Landscape Ecology of Rivers: from Patch-Based to Spatial Network Analyses. *Current Landscape Ecology Reports*, v. 4, n. 4, p. 103–112, 16 dez. 2019.

ERŐS, T.; O'HANLEY, J. R.; CZEGLÉDI, I. A unified model for optimizing riverscape conservation. *Journal of Applied Ecology*, v. 55, n. 4, p. 1871–1883, jul. 2018.

FAHRIG, L. et al. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, v. 14, n. 2, p. 101–112, fev. 2011.

FAUSCH, K. D.; TORGERSEN, C. E.; BAXTER, C. V.; LI, H. W. Landscapes to riverscapes: bridging the gap between research and conservation of stream fishes. *BioScience*, v. 52, p. 483 - 498, 2002.

FEIJÓ-LIMA, R. et al. Quantitatively describing the downstream effects of an abrupt land cover transition: buffering effects of a forest remnant on a stream impacted by cattle grazing. *Inland Waters*, v. 8, n. 3, p. 294–311, 3 jul. 2018.

Fernandes, J. D. F.; DE SOUZA, A. L.; TANAKA, M. O. Can the structure of a riparian forest remnant influence stream water quality? A tropical case study. *Hydrobiologia*. V. 724, n. 1, p. 175–185, 2014.

FIERRO, P. et al. Examining the influence of human stressors on benthic algae, macroinvertebrate, and fish assemblages in Mediterranean streams of Chile. *Science of The Total Environment*, v. 686, p. 26–37, out. 2019.

FIGUEIREDO, M. A. O.; BARRETO, M. B. B.; REIS, R. P. Caracterização das macroalgas nas comunidades marinhas da Área de Proteção Ambiental de Cairuçu, Parati, RJ – subsídios para futuros monitoramentos. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 27, n. 1, 1 mar. 2004.

FLITCROFT, R.; LITTLE, C.; CABRERA, J.; ARISMENDI, I. Planning ecologically. In: FINLAYSON, M.; ARTHINGTON, A. H.; PITTOCK, J. (Eds.), *Freshwater Ecosystems in Protected Areas: Conservation and Management*. Routledge, New York, p. 190 – 203, 2018.

GALÁN-ACEDO, C. et al. Drivers of the spatial scale that best predict primate responses to landscape structure. *Ecography*, v. 41, n. 12, p. 2027–2037, dez. 2018.

GALLOWAY, A. W. et al. Fatty acid signatures differentiate marine macrophytes at ordinal and family ranks. *Phycol.* N. 48, p. 95–965, 2012.

GERTH, W. J.; LI, J.; GIANNICO, G. R. Agricultural land use and macroinvertebrate assemblages in lowland temporary streams of the Willamette Valley, Oregon, USA. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 236, p. 154–165, jan. 2017.

GOLOBOVA, M. A.; BELYAKOVA, G. A. Position of Algae on the Tree of Life. *Dokl Biol Sci.* n. 507, p. 312–326, 2022.

GONZÁLEZ DE MOLINA, M. et al. Decoupling Food from Land: The Evolution of Spanish Agriculture from 1960 to 2010. *Sustainability*, v. 9, n. 12, p. 2348, 16 dez. 2017.

GONZALES-INCA, C. A.; KALLIOLA, R.; KIRKKALA, T.; LEPISTO, A. Multiscale landscape pattern affecting on stream water quality in an agricultural watershed, S W Finland. *Water Resour. Manag.* n. 29, p. 1669–1682, 2015.

GORDON, N. D.; MCMAHON, T. A.; FINLAYSON, B. L. *Stream Hydrology, an introduction for ecologists*. John Wiley & Sons, Chichester, 1992.

GOWER, J. C. Some Distance Properties of Latent Root and Vector Methods Used in Multivariate Analysis. *Biometrika*, v. 53, n. 3/4, p. 325, dez. 1966.

GRACE, J. B. *Structural equation modeling and natural systems*. Cambridge University Press, 2006.

GREGORY, S. V.; BOYER, K. L.; GURNELL, A. M. (EDS.). *The Ecology and Management of Wood in World Rivers*. [s.l.] American Fisheries Society, 2003.

GRIEBLER, C.; AVRAMOV, M. Groundwater ecosystem services: a review. *Freshwater Science*, v. 34, n. 1, p. 355–367, mar. 2015.

GUIRY, M. D. How many species of algae are there? *Journal of Phycology*, n. 48, p. 1057–1063, 2012.

GUPTA, R. K.; PANDEY, V. D. *Advances in Phycology*. Daya publishing House, New Delhi, p. 131–141, 2007.

HANSEN, M. C. et al. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science*, v. 342, n. 6160, p. 850–853, 15 nov. 2013.

HARDING, J. S. et al. Stream biodiversity: The ghost of land use past. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 95, n. 25, p. 14843–14847, 8 dez. 1998.

HARTWIG, M. et al. Cause–effect–response chains linking source identification of eroded sediments, loss of aquatic ecosystem integrity and management options in a steppe river catchment (Kharaa, Mongolia). *Environmental Earth Sciences*, v. 75, n. 10, p. 855, 10 maio 2016.

HEINO, J. Environmental heterogeneity, dispersal mode, and co-occurrence in stream macroinvertebrates. *Ecology and Evolution*, v. 3, n. 2, p. 344–355, fev. 2013.

HILDREW, A. G.; GILLER, P. S. Patchiness, species interactions and disturbance in the stream benthos. In *Aquatic Ecology: Scale, Pattern and Process*, ed. p. 21-62. Oxford, UK: Blackwell, 1994

HOBBS, R. J. Landscape ecology. In: *Encyclopedia of Environmental Biology*, 2: 417–428. Academic Press, New York, 1995.

HOLMES, N. T. H.; WHITTON, B. A. Phytobenthos of the River Tees and its tributaries. *Freshwater Biology*, v. 11, n. 2, p. 139–163, abr. 1981.

HOOPER, D. U. et al. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, v. 75, n. 1, p. 3–35, fev. 2005.

IONESCU, D. et al. From microbes to mammals: Pond biodiversity homogenization across different land-use types in an agricultural landscape. *Ecological Monographs*, v. 92, n. 3, p. 1-28, 2022.

Intergovernmental Panel on Climate Change. (2021). *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Retrieved from <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/>

ISAAK, D. J.; RIEMAN, B. E. Stream isotherm shifts from climate change and implications for distributions of ectothermic organisms. *Global Change Biology*, v. 19, n. 3, p. 742–751, mar. 2013.

ISAAK, D. J.; WENGER, S. J.; YOUNG, M. K. Big biology meets microclimatology: defining thermal niches of ectotherms at landscape scales for conservation planning. *Ecological Applications*, v. 27, n. 3, p. 977–990, 16 abr. 2017.

JACKSON, H. B.; FAHRIG, L. What size is a biologically relevant landscape? *Landscape Ecology*, v. 27, n. 7, p. 929–941, 6 ago. 2012.

JACKSON, H. B.; FAHRIG, L. Are ecologists conducting research at the optimal scale? *Global Ecology and Biogeography*, v. 24, n. 1, p. 52–63, jan. 2015.

JACOB et al. Integrating landscapes that have experienced rural depopulation and ecological homogenization into tropical conservation planning. *Tropical Conservation Science*, v.1, n. 4, p. 307-320, 2008

JOHNSON, M. F.; WILBY, R. L.; TOONE, J. A. Inferring air-water temperature relationships from river and catchment properties. *Hydrological Processes*, p. n/a-n/a, maio 2013.

JUNGWIRTH, M.; MUHAR, S.; SCHMUTZ, S. Fundamentals of fish ecological integrity and their relation to the extended serial discontinuity concept. *Hydrobiologia*, v. 422/423, p. 85–97, 2000.

KLANOVICZ, J.; MORES, L. A Sojização da Agricultura Moderna no Parana, Brasil: Uma questão de historia ambiental. *Fronteiras: J. Soc. Technol. Environ. Sci.* v.6, n. 2, p. 240–263, 2017.

KOTLIAR, N. B.; WIENS, J. A. Multiple Scales of Patchiness and Patch Structure: A Hierarchical Framework for the Study of Heterogeneity. *Oikos*, v. 59, n. 2, p. 253, nov. 1990.

KREBS, C. J. *Ecological methodology*. Harper & Row, New York, 1989.

LEAL, C. G. et al. Multi-scale assessment of human-induced changes to Amazonian instream habitats. *Landscape Ecology*, v. 31, n. 8, p. 1725–1745, 14 out. 2016.

LEFCHECK, J. S. Piecewise structural equation modelling in for ecology, evolution, and systematics. *Methods in Ecology and Evolution*, v. 7, n. 5, p. 573–579, 30 maio 2016.

LEGENDRE, P.; DE CÁCERES, M. Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology Letters*, v. 16, n. 8, p. 951–963, ago. 2013.

LEITÃO, R. P. et al. Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. *Ecography*, v. 41, n. 1, p. 219–232, jan. 2018.

LEOPOLD, L. B.; O'BRIEN MARCHAND, M. On the Quantitative Inventory of the Riverscape. *Water Resources Research*, v. 4, n. 4, p. 709–717, ago. 1968.

LI, H.; REYNOLDS, J. F. On Definition and Quantification of Heterogeneity. *Oikos*, v. 73, n. 2, p. 280, jun. 1995.

LIVERS, B.; WOHL, E. Sources and interpretation of channel complexity in forested subalpine streams of the Southern Rocky Mountains. *Water Resources Research*, v. 52, n. 5, p. 3910–3929, maio 2016.

LOBÓN-CERVIÁ, J.; MAZZONI, R.; REZENDE, C. F. Effects of riparian forest removal on the trophic dynamics of a Neotropical stream fish assemblage. *Journal of Fish Biology*, v. 89, n. 1, p. 50–64, jul. 2016.

LOWE, W. H.; LIKENS, G. E. Moving headwater streams to the head of the class. *Bioscience*. V. 55, p. 196–197, 2005.

MALHI, Y. et al. Tropical Forests in the Anthropocene. *Annual Review of Environment and Resources*, v. 39, n. 1, p. 125–159, 17 out. 2014.

MALONEY, K.; MUNGUÍA, P.; MITCHELL, R. Anthropogenic disturbance and landscape patterns affect diversity patterns of aquatic benthic macroinvertebrates. *J. North Am. Benthol. Soc.* V. 30, p. 284–295, 2011.

MARQUES, S. M.; AMÉRICO-PINHEIRO, J. H. P. Algas como bioindicadores da qualidade da água. *Revista Científica ANAP Brasil*, v. 10, n. 19, 17 dez. 2017.

MARTINS, I. et al. Hydrodynamics as a Major Factor Controlling the Occurrence of Green Macroalgal Blooms in a Eutrophic Estuary: A Case Study on the Influence of Precipitation and River Management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 52, n. 2, p. 165–177, fev. 2001.

MCDONALD, R. I. et al. Estimating watershed degradation over the last century and its impact on water-treatment costs for the world's large cities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 113, n. 32, p. 9117–9122, 9 ago. 2016.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. [s.l: s.n.].

MELLO, K. D. E. et al. Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: watershed versus riparian zone. *Catena*, n. 167, p. 130–138, 2018.

MELO, F. P. L. et al. On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 28, n. 8, p. 462–468, ago. 2013.

MIGUET, P. et al. What determines the spatial extent of landscape effects on species?

Landscape Ecology, v. 31, n. 6, p. 1177–1194, 30 ago. 2016.

MISERENDINO, M. L.; BRAND, C.; DI PRINZIO, C. Y. Assessing Urban Impacts on Water Quality, Benthic Communities and Fish in Streams of the Andes Mountains, Patagonia (Argentina). *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 194, n. 1–4, p. 91–110, 4 out. 2008.

MONTAG, L. F. A. et al. Contrasting associations between habitat conditions and stream aquatic biodiversity in a forest reserve and its surrounding area in the Eastern Amazon. *Hydrobiologia*, v. 826, n. 1, p. 263–277, 22 jan. 2019.

MONTGOMERY, D. R.; MACDONALD, L. H. Diagnostic approach to stream channel assessment and monitoring. *Journal of the American Water Resources Association*, v. 38, n. 1, p. 1–16, fev. 2002.

MOORE, R. DAN.; SPITTLEHOUSE, D. L.; STORY, A. Riparian microclimate and stream temperature response to forest harvesting: a review. *Journal of the American Water Resources Association*, v. 41, n. 4, p. 813–834, ago. 2005.

MORGAN, A. M. et al. Relationships among Nutrients, Chlorophyll- a, and Dissolved Oxygen in Agricultural Streams in Illinois. *Journal of Environmental Quality*, v. 35, n. 4, p. 1110–1117, jul. 2006.

MORI, G. B. et al. Influence of landscape properties on stream water quality in agricultural catchments in Southeastern Brazil. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, v. 51, n. 1, p. 11–21, 9 jan. 2015.

NECCHI, O. JR. Amostragem de macroalgas bentônicas. In *Amostragem em Limnologia* (C.E.M. Bicudo & D.C. Bicudo, eds.), Ed. Rima. São Carlos, p. 167-177, 2004.

NECCHI, O. JR.; BRANCO, C. C. Z.; BRANCO, L. H. Z. Distribution of stream macro algae in São Paulo State, southeastern Brazil. *Algological Studies/Archiv für Hydrobiologie, Supplement Volumes*, v. 97, p. 43–57, 9 mar. 2000.

NECCHI, O. JR.; BRANCO, L. H. Z.; BRANCO, C. C. Z. Comparison of three techniques for estimating periphyton abundance in bedrock streams. *Archiv für Hydrobiologie*, v. 134, n. 3, p. 393–402, 14 set. 1995.

NECCHI, O. JR.; DIP, M. R.; GÓES, R. M. Macroalgae of a stream in southeastern Brazil: composition, seasonal variation and relation to physical and chemical variables. *Hydrobiologia*, v. 213, n. 3, p. 241–250, maio 1991.

NECCHI, O. JR.; PASCOALOTO, D.; ZANINI BRANCO, L. H. Distribution of macroalgae in a tropical river basin from southeastern Brazil. *Archiv für Hydrobiologie*, v. 129, n. 4, p. 459–471, 23 fev. 1994.

NEL, J. L. et al. Expanding protected areas beyond their terrestrial comfort zone: Identifying spatial options for river conservation. *Biological Conservation*, v. 142, n. 8, p. 1605–1616, ago. 2009.

NESSIMIAN, J. L. et al. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia*, v. 614, n. 1, p. 117, 19 nov. 2008.

NEWBOLD, T. et al. Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. *Science*, v. 353, n. 6296, p. 288–291, 15 jul. 2016.

OKSANEN, F. J. et al. Vegan: community ecology package. R package version 2:4–4. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>, 2017.

ORDÓÑEZ-GÓMEZ, J. D. et al. Which is the appropriate scale to assess the impact of landscape spatial configuration on the diet and behavior of spider monkeys? *American Journal of Primatology*, v. 77, n. 1, p. 56–65, jan. 2015.

OU, Y.; WANG, X.; WANG, L.; ROUSSEAU, A. N. Landscape influences on water quality in a riparian buffer zone of drinking water source area, Northern China. *Environ. Earth Sci.* v. 75, n. 114, p. 1–13, 2016.

OUCHI-MELO, L. S. et al. Brazilian vs. Paraguayan streams: Differences in water quality in a cross-border subtropical region. *Limnologica*, v. 90, p.1-11, sep. 2021.

PAUL, M. J.; MEYER, J. L. Streams in the Urban Landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 32, n. 1, p. 333–365, nov. 2001.

PEIPOCH, M. et al. Ecological Simplification: Human Influences on Riverscape Complexity. *BioScience*, v. 65, n. 11, p. 1057–1065, 1 nov. 2015.

PRATT, B.; CHANG, H. Effects of land cover, topography, and built structure on seasonal water quality at multiple spatial scales. *J. Hazard. Mater.* n .209-210, p. 48–58, 2012.

PEREIRA, M. C. B.; SCROCCARO, J. L. *Bacias Hidrográficas do Paraná*. Secretaria do Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Curitiba: SEMA, p. 138, 2010.

PERES, C. K. et al. Canopy cover as the key factor for occurrence and species richness of subtropical stream green algae (Chlorophyta). *Aquatic Botany*, v. 137, p. 24–29, jan. 2017.

PERES, C. K.; BRANCO, C. C. Z.; KRUPEK, R. A. Distribuição ambiental e temporal das comunidades de macroalgas de riachos da Serra da Prata, Estado do Paraná, Sul do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 32, n. 4, dez. 2009.

PETSCH, D. K.; BLOWES, S. A.; MELO, A. S.; CHASE, J. M. A synthesis of land use impacts on stream biodiversity across metrics and scales. *Ecology*, v. 102, n. 11, July 2021.

PINHEIRO, J. et al. *nlme: Linear and nonlinear mixed effects models*, 2013.

POOLE, G. C.; BERMAN, C. H. An Ecological Perspective on In-Stream Temperature: Natural Heat Dynamics and Mechanisms of Human-Caused Thermal Degradation. *Environmental Management*, v. 27, n. 6, p. 787–802, 30 jun. 2001.

PRINGLE, C. M. et al. Patch Dynamics in Lotic Systems: The Stream as a Mosaic. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 7, n. 4, p. 503–524, dez. 1988.

QUINN, J. M. Effects of pastoral development. In *New Zealand Stream Invertebrates: Ecology and Implications for Management*, New Zealand Limnological Society Christchurch, p. 208-229, 2000.

RAYMOND, P. A.; SAIERS, J. E.; SOBCZAK, W. V. Hydrological and biogeochemical controls on watershed dissolved organic matter transport: pulse-shunt concept. *Ecology*, v. 97, n. 1, p. 5–16, jan. 2016.

R Core Team., 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <https://www.R-project.org/>.

REID, A. J. et al. Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews*, v. 94, n. 3, p. 849–873, 22 jun. 2019.

RELYEA, R. A. The impact of insecticides and herbicides on the biodiversity and productivity of aquatic communities. *Ecological Applications*, v. 15, n. 2, p. 618–627, abr. 2005.

RICCI, B. et al. Do species population parameters and landscape characteristics affect the relationship between local population abundance and surrounding habitat amount? *Ecological Complexity*, v. 15, p. 62–70, set. 2013.

RISSER, P. G. *Landscape Ecology: Does the Science Only Need to Change at the Margin? Em: Landscape Ecological Analysis*. New York, NY: Springer New York, 1999. p. 3–10.

ROBINSON, C. T.; TOCKNER, K.; WARD, J. V. The fauna of dynamic riverine landscapes. *Freshwater Biology*, v. 47, n. 4, p. 661–677, abr. 2002.

SABATER, S.; ELOSEGI, A.; LUDWIG, R. Defining Multiple Stressor Implications. In *Multiple Stressors in River Ecosystems*, 1st ed.; Sabater, S., Elosegi, A., Ludwig, R., Eds.; Elsevier: Amsterdam, The Netherlands, 2019; pp. 1–22.

SCHLOSSER, I. J.; ANGERMEIER, P. L.; Spatial variation in demographic processes of lotic fishes: conceptual models, empirical evidence, and implications for conservation. *Am. Fish. Soc. Symp. V. 17*, p. 392–401, 1995.

SHEATH, R. G.; COLE, K. M. Biogeography of stream macroalgae in north america. *Journal of Phycology*, v. 28, n. 4, p. 448–460, ago. 1992.

SHEATH, R. G.; HAMBROOK, J. A. Freshwater ecology. In *Biology of red algae*. (KM Cole, RG Sheath, eds.) Cambridge University Press, Cambridge, p. 423-453, 1990.

SHI, P.; ZHANG, Y.; LI, Z.; LI, P.; XU, G. Influence of land use and land cover patterns on seasonal water quality at multi-spatial scales. *Catena*, n. 151, p. 182–190, 2017.

SHIPLEY, B. The AIC model selection method applied to path analytic models compared using a d-separation test. *Ecology*, v. 94, n. 3, p. 560–564, mar. 2013.

SILVA, D. R. O. et al. An improved macroinvertebrate multimetric index for the assessment of wadeable streams in the neotropical savanna. *Ecological Indicators*, v. 81, p. 514–525, out. 2017.

SMITH, P. et al. Competition for land. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 365, n. 1554, p. 2941–2957, 27 set. 2010.

SODHI, N. S.; EHRLICH, P. R. (EDS.). *Conservation Biology for All*. [s.l.] Oxford University Press, 2010.

SOMLYAI et al. Heterogeneity and Anthropogenic Impacts on a Small Lowland Stream. *Water*, v. 11, n. 10, p. 2002, 26 set. 2019.

SOULSBY, C. et al. Scaling up and out in runoff process understanding: insights from nested experimental catchment studies. *Hydrological Processes*, v. 20, n. 11, p. 2461–2465, jul. 2006.

SPONSELLER, R. A.; BENFIELD, E. F.; VALETT, H. M. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology*, v. 46, n. 10, p. 1409–1424, 22 out. 2001.

STANFORD, J. A.; LORANG, M. S.; HAUER, F. R. The shifting habitat mosaic of river ecosystems. *SIL Proceedings, 1922-2010*, v. 29, n. 1, p. 123–136, mar. 2005.

STANLEY, E.H., SPONSELLER, R.A., HEFFERNAN, J.B., 2016. Landscape and regional stream ecology. In: Jones, J., Stanley, E. (Eds.), *Stream Ecosystems in a Changing Environment*. Academic Press, pp. 389–412.

STRAHLER, A. N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions, American Geophysical Union*, v. 38, n. 6, p. 913, 1957.

STRAYER, D. L. et al. Effects of Land Cover on Stream Ecosystems: Roles of Empirical Models and Scaling Issues. *Ecosystems*, v. 6, n. 5, p. 407–423, 19 out. 2003.

TANAKA, M. O. et al. Influence of watershed land use and riparian characteristics on biological indicators of stream water quality in southeastern Brazil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 216, p. 333–339, jan. 2016.

TANIGUCHI, H.; TOKESHI, M. Effects of habitat complexity on benthic assemblages in a variable environment. *Freshwater Biology*, v. 49, n. 9, p. 1164–1178, set. 2004.

TERRA, B. DE F.; HUGHES, R. M.; ARAÚJO, F. G. Fish assemblages in Atlantic Forest streams: the relative influence of local and catchment environments on taxonomic and functional species. *Ecology of Freshwater Fish*, v. 25, n. 4, p. 527–544, out. 2016.

TEWS, J. et al. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, v. 31, n. 1, p. 79–92, jan. 2004.

TONETTO, A. F. et al. The effects of habitat complexity and hydraulic conditions on the establishment of benthic stream macroalgae. *Freshwater Biology*, v. 59, n. 8, p. 1687–1694, ago. 2014.

TOWNSEND, C. R. et al. The influence of scale and geography on relationships between stream community composition and landscape variables: description and prediction. *Freshwater Biology*, v. 48, n. 5, p. 768–785, maio 2003.

TREVAİL, A. M. et al. Environmental heterogeneity decreases reproductive success via effects on foraging behaviour. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 286, n. 1904, p. 20190795, 12 jun. 2019.

TURNER, M. G.; GARDNER, R. H. Introduction to landscape ecology and scale. In: *Landscape Ecology in Theory and Practice*. Springer, New York, NY, USA; 2015. p. 1–32.

URREA-CLOS, G.; GARCÍA-BERTHO, E.; SABATER, S. Factors explaining the patterns of benthic chlorophyll-a distribution in a large agricultural Iberian watershed (Guadiana river). *Ecological Indicators*, v. 36, p. 463–469, jan. 2014.

VINEBROOKE R. D. et al. Impacts of multiple stressors on biodiversity and ecosystem functioning: The role of species co-tolerance. *Oikos*, v. 104 p. 451–457, 2004.

WALSH, C. J. R. et al. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *J. N. Am. Benthol. Soc.* V. 24, p. 706–723, 2005.

WARD, J. V. Riverine landscapes: Biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biological Conservation*, v. 83, n. 3, p. 269–278, mar. 1998.

WARD, J. V. et al. Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology*, v. 47, n. 4, p. 517–539, abr. 2002.

WEBB, B. W. et al. Recent advances in stream and river temperature research. *Hydrological Processes*, v. 22, n. 7, p. 902–918, 30 mar. 2008.

WEIGELHOFER, G. et al. Decoupled water-sediment interactions restrict the phosphorus buffer mechanism in agricultural streams. *Science of The Total Environment*, v. 628–629, p. 44–52, jul. 2018.

WIENS, J. A. Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biology*, v. 47, n. 4, p. 501–515, abr. 2002.

WOHL, E. Spatial heterogeneity as a component of river geomorphic complexity. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, v. 40, n. 4, p. 598–615, 22 ago. 2016.

WU, J. Seascape ecology and landscape ecology: distinct, related, and synergistic. In: Simon J. Pittman (editor), *Seascape Ecology*, Wiley-Blackwell. 2018; p. 487–491.

WWAP (United Nations World Water Assessment Programme). *The United Nations World Water Development Report 2015: water for a sustainable world*. UNESCO, Paris, p. 139, 2015.

YOCHUM SE, Bledsoe BP, David GCL, et al. (2012) Velocity prediction in high-gradient channels. *Journal of Hydrology* 424–425: 84–98.

ZHANG, J. et al. Influences of landscape pattern metrics at multi-spatial scales on seasonal water quality: a case study of river systems in the Three Gorges Reservoir Area, China. *J. Clean. Prod.* n. 206, p. 76–85, 2019.