Universidade do Estado do Rio de Janeiro
Centro Biomédico
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes

Bruna Suelen da Silva

Como remanescentes florestais influenciam o funcionamento e a diversidade em um córrego exposto à fragmentação da vegetação ripária?

Rio de Janeiro
2021

Bruna Suelen da Silva

Como remanescentes florestais influenciam o funcionamento e a diversidade em um córrego exposto à fragmentação da vegetação ripária?

Dissertação apresentada, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Ecologia e Evolução.

Orientador: Prof. Dr. Timothy Peter Moulton

Coorientador: Dr. Rafael Feijó de Lima

Rio de Janeiro

2021

CATALOGAÇÃO NA FONTE

UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC-A

S586 Silva, Bruna Suelen da.
Como remanescentes florestais influenciam o funcionamento e a diversidade em um córrego exposto à fragmentação da vegetação ripária? / Bruna Suelen da Silva – 2021.
74 f. : il.

Orientador: Timothy Peter Moulton.
Coorientador: Rafael Feijó de Lima.
Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes.

1. Ecologia aquática – Teses. 2. Macroinvertebrados – Teses. I. Moulton, Timothy Peter. II. Lima, Rafael Feijó de. III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes. IV. Título.

CDU 577.472

Patricia Bello Meijinhos CRB-7/ 5217- Bibliotecária responsável pela elaboração da ficha catalográfica

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta dissertação, desde que citada a fonte

_____ _____

Assinatura Data

Bruna Suelen da Silva

Como remanescentes florestais influenciam o funcionamento e a diversidade em um córrego exposto à fragmentação da vegetação ripária?

Dissertação apresentada, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Ecologia e Evolução.

Aprovada em 26 de Julho de 2021.

Banca Examinadora:

_____

Prof. Dr. Timothy Peter Moulton (Orientador)

Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes – UERJ

_____

Prof. Dr. José Francisco Gonçalves Júnior

Universidade de Brasília

_____

Prof.ª Dra. Aliny P. Flauzino Pires

Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ

Rio de Janeiro

2021

AGRADECIMENTOS

A Eugenia Zandonà, por todo o incentivo e orientação desde o início da minha trajetória acadêmica. Ao Tim, pelo constante entusiasmo, novas ideias e apoio. Ao Rafael Feijó de Lima, pelos muitos ensinamentos ao longo do percurso. Ao Vinícius Neres de Lima, pela constante ajuda nos momentos de desespero. A todos os professores da Pós-Graduação por terem compartilhado seu conhecimento e ampliado a minha visão de mundo. A Beatriz Moreira Ferreira, por ter sido minha motorista ao longo dos campos. Ao Kauan Nunes Fonseca, que se tornou um irmão ao longo do mestrado. A todos os meus companheiros de laboratório e amigos por tornar os meus dias na UERJ mais felizes. Ao meu pai por sempre me apoiar. Ao Dennis Radmacher, por ter sido uma dose de alegria na minha rotina. No final a gente entende que quando as coisas ficam difíceis o importante é ter as pessoas certas do nosso lado. Apesar de todas as dificuldades, os últimos dois anos foram de muito crescimento. Eu sou eternamente grata a todos vocês, não poderia ter encontrado pessoas melhores no caminho.

RESUMO

SILVA, Bruna Suelen da. *Como remanescentes florestais influenciam o funcionamento e a diversidade em um córrego exposto à fragmentação da vegetação ripária?* 2021. 74f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução)- Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2021.

Riachos de baixa ordem são sistemas especialmente vulneráveis à fragmentação da vegetação ripária. Porém, o entendimento da importância de remanescentes florestais em córregos expostos a impactos antrópicos e a estimativa do comprimento de floresta necessária para que haja a manutenção da integridade nesses sistemas permanecem imprecisas. O nosso estudo tem o objetivo de investigar o papel de remanescentes de vegetação ripária em manter o funcionamento e a biodiversidade em um córrego exposto à fragmentação. Para tal, amostramos 20 pontos ao longo de uma transição contínua do tipo floresta-pasto-fragmento florestal, na qual analisamos o crescimento perifítico, a decomposição de folhas e a diversidade de invertebrados bentônicos. Observamos que a biomassa de algas e o grupo de diatomáceas do perifíton mostraram uma resposta consistente de atraso em relação às transições na cobertura, demorando entre 300-400 metros da entrada no pasto para o atingimento das maiores biomassas. Dentro do fragmento florestal constatamos uma resposta gradual de redução na biomassa algal. A decomposição, em geral, não teve o comportamento alterado após as transições na cobertura. Os invertebrados bentônicos responderam de forma positiva dentro do fragmento florestal. Nesse trecho identificamos o aumento de algumas famílias e a tendência de aumento na abundância de EPT, no Índice de Shannon e na representatividade de diferentes grupos funcionais dentro da comunidade. O fragmento florestal embora não tenha retornado algumas métricas ao estado pré-distúrbio, foi capaz de amortecer diversas características alteradas ao longo do pasto. Tendo em vista tais resultados, estamos de acordo com a crescente evidência na literatura da importância de remanescentes florestais em manter a integridade e o funcionamento de riachos.

Palavras-chave: Remanescentes de floresta ripária. Riachos. Macroinvertebrados. Serviços ecossistêmicos. Algas do perifíton. Decomposição de material alóctone.

ABSTRACT

SILVA, Bruna Suelen da. *How forest remnants influence functioning and diversity in a stream exposed to riparian fragmentation?* 2021. 74f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução)- Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2021.

Low-order streams are systems especially vulnerable to riparian vegetation fragmentation. However, the understanding of the importance of forest remnants in streams exposed to anthropogenic impacts and the estimation of forest length necessary to maintain the integrity of these systems remain imprecise. Our study aims to investigate the role of riparian vegetation remnants in maintaining functioning and biodiversity in a stream exposed to fragmentation. To this end, we sampled 20 points along a continuous forest-pasture-forest fragment type transition, in which we analyzed periphytic growth, leaf decomposition and benthic invertebrate diversity. We observed that algal biomass and periphyton diatoms showed a consistent delay response in relation to land cover transitions, taking between 300-400 meters into the pasture to reach the highest biomasses. Within the forest fragment we found that algal biomass gradually diminished with distance from the fragment edge. Decomposition, in general, did not change with the land cover transitions. Benthic invertebrates increased within the forest fragment. In this stretch, we identified an increase in some families and a tendency towards increased EPT abundance, Shannon index and the representativeness of different functional groups within the community. The forest fragment, although not returning some metrics to the pre-disturbance state, was able to dampen several altered characteristics along the pasture. In view of these results, we are in agreement with growing evidence in the literature of the importance of forest remnants in maintaining stream integrity and functioning.

Keywords: Riparian forest remnants. Streams. Macroinvertebrates. Ecosystem services. Periphyton algae. Allochthonous material decomposition.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO 8
1 **FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA** 8
1.1 **A fragmentação no mundo** 8
1.2 **O efeito longitudinal de remanescentes florestais** 10
1.3 **Fragmentos de vegetação ripária** 12
1.4 **O perifíton e sua importância ecológica** 14
1.5 **Decomposição de material alóctone** 15
1.6 **Invertebrados bentônicos** 17
1.7 **Objetivo e perguntas** 20
2 **METODOLOGIA** 22
2.1 **Área de estudo** 22
2.2 **Desenho experimental** 23
2.3 **Análises físicas e químicas** 24
2.4 **Produção primária perifítica** 25
2.5 **Decomposição de material alóctone** 28
2.6 **Comunidade de macroinvertebrados bentônicos** 29
2.7 **Análises estatísticas** 29
3 **RESULTADOS** 31
3.1 **Análises físicas e químicas** 31
3.2 **Produção primária perifítica** 35
3.3 **Decomposição de material alóctone** 41
3.4 **Comunidade de macroinvertebrados bentônicos** 44
4 **DISCUSSÃO** 49
4.1 **Análises físicas e químicas** 49
4.2 **Produção primária perifítica** 51
4.3 **Decomposição de material alóctone** 53
4.4 **Comunidade de macroinvertebrados bentônicos** 57
CONCLUSÃO 60
REFERÊNCIAS ..... **Error! Bookmark not defined.**
ANEXO A – Classificação em grupos funcionais 69
ANEXO B – Amônio e temperatura 71

ANEXO C – Biomassa de algas 72
ANEXO D – Decomposição de folhas..... 73
ANEXO E – Invertebrados bentônicos 74

INTRODUÇÃO

1 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

1.1 A fragmentação no mundo

O desmatamento a nível global é amplamente apontado como um dos mais graves problemas ambientais da atualidade, sendo a perda de habitat vista como a principal causa da extinção de espécies (Tilman et al. 1994). Atividades humanas estão alterando a forma como processos ecológicos ocorrem, tanto em uma escala temporal quanto espacial e tais modificações podem alterar drasticamente a resiliência de sistemas naturais (Tromboni et al. 2021). A perda da cobertura vegetal em uma área pode ter consequências tanto em escala local como também global. Estudos como o de Werth e Avissar (2005), constataram que o desmatamento na Amazônia exibiu relação com a redução da precipitação na América do Norte, mostrando que a perda de florestas tropicais pode alterar profundamente o padrão de distribuição de chuvas ao redor do mundo. Áreas de plantações e pastos ocupam quase um terço da superfície terrestre e vem aumentando ao redor do mundo (Devaraju et al. 2015). Tais mudanças drásticas na cobertura do solo alteram a composição atmosférica e impactam o clima global (Avissar e Werth 2005).

Mudanças na cobertura do solo estão ocorrendo em grande escala nos trópicos (Wright 2005), causando problemas como a fragmentação, maior isolamento entre fragmentos e aumento do efeito de borda (Fischer e Lindenmayer 2007) . Em ambientes terrestres, a área de transição formada pelo contato entre uma floresta e uma área desmatada é chamada de borda (Eros e Campbell Grant 2015). É esperado que nessas áreas exista a formação de um gradiente ambiental que influencia a ocorrência de espécies e as dinâmicas populacionais (Cadenasso et al. 1997). As bordas são áreas de transição que mediam interações e trocas entre diferentes manchas de habitat (Wiens 2002) . A magnitude do efeito de borda pode ser definida como a diferença entre os valores máximo e mínimo de uma variável, enquanto a extensão do efeito é a distância em que se detecta a mudança na resposta dessa variável (Ewers e Didham 2006). Estudos em regiões tropicais têm observado que os fragmentos florestais terrestres exibem a capacidade de alterar variáveis ambientais nas áreas de matriz, constatado a presença de condições ambientais de floresta mesmo fora do remanescente (Cadenasso et al. 1997). Embora

o arcabouço teórico do efeito de borda esteja desenvolvido, estudos como o de Ewers e Didham (2006), concluem que existe um atraso no desenvolvimento de análises estatísticas adequadas para modelar tais fenômenos. Os autores sugerem que é mais parcimonioso modelar a resposta de uma variável utilizando uma função única e contínua, ao invés de fragmentá-la em diferentes conjuntos de dados. Nesse sentido, sugere-se o uso de curvas flexíveis, considerando que a resposta de uma variável muitas vezes ocorre de forma assimétrica na transição entre dois ambientes de natureza distinta.

A conectividade é um fator chave para o funcionamento de paisagens naturais, determinando o fluxo de genes, espécies, materiais e energia (Erős e Lowe 2019). Porém essa conectividade é constantemente alterada pelo ser humano, o que leva a uma ameaça crescente de perda de espécies e de serviços ecossistêmicos prestados por sistemas naturais (Fischer e Lindenmayer 2007). Rios são sistemas que exibem alta conectividade, o conceito de rio contínuo (Vannote et al. 1980), discute a conexão longitudinal dentro desses sistemas, que é mediada pelo transporte a jusante de materiais e organismos. Porém, a conectividade em sistemas lóticos ocorre tanto longitudinalmente quanto lateralmente, uma vez que a matriz terrestre modifica o fluxo energético desses ecossistemas (Allan 2004).

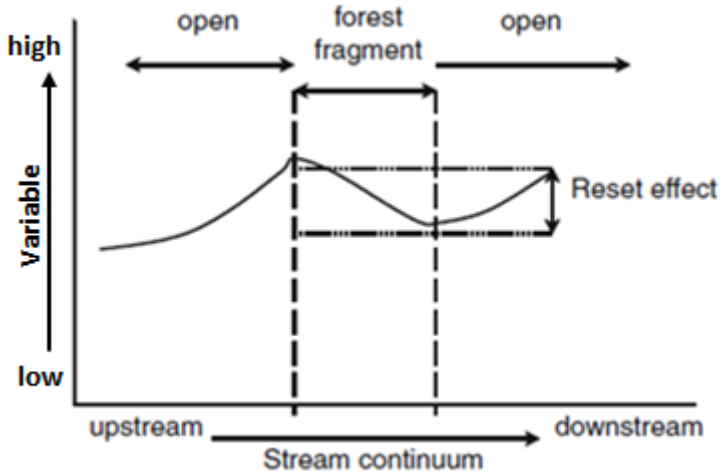
Estudos que buscam entender como a fragmentação afeta a diversidade e o fluxo de indivíduos em ambientes terrestres são crescentes na literatura (Harding et al. 2006). Na ecologia de paisagens, rios muitas vezes são retratados como canais que são separados de outros elementos da paisagem por meio de suas margens, com apenas alguns estudos considerando a ocorrência de fluxos de materiais, organismos e de energia entre os ambientes aquáticos e terrestres (Wiens 2002). Porém, os padrões espaciais construídos pela heterogeneidade de habitats dentro de um rio constituem uma paisagem por si só, fator que não é considerado em tais estudos (Wiens 2002). Nas últimas duas décadas conceitos e metodologias da ecologia de paisagens têm sido adaptados para a aplicação em rios (Erős e Lowe 2019). Nesse longo processo tem se usado de parcimônia na utilização de conceitos da ecologia terrestre em sistemas lóticos, uma vez que esses ambientes diferem em diversas características. Em ecossistemas de rios as manchas de habitat são constantemente modificadas por variações no fluxo de água, que aumenta a conectividade e imprime uma natureza direcional no funcionamento desses sistemas (Wiens 2002).

1.2 **O efeito longitudinal de remanescentes florestais**

O papel dos fragmentos florestais na manutenção da diversidade de espécies tem sido foco de muita pesquisa em ecossistemas terrestres, nos quais as características dos fragmentos florestais têm se mostrado importantes em manter a estabilidade de populações e comunidades (Metzger et al. 2009). Porém, a função desses remanescentes florestais em manter a diversidade e a função do ecossistema em ambientes aquáticos ainda é uma questão relativamente inexplorada (Goss et al. 2014). As tentativas de transferir e adaptar metodologias utilizadas em ambientes terrestres para rios são desafiadoras pela natureza linear e a alta conectividade desses sistemas (Harding et al. 2006). Segundo Ward (1989), um rio exibe alta complexidade e natureza multidimensional, com quatro dimensões influenciando simultaneamente suas características ambientais: a dimensão longitudinal criada pelo fluxo de água que conecta trechos a montante e a jusante; a dimensão lateral formada pela interação entre os ambientes aquáticos e a vegetação adjacente; a dimensão vertical construída pela constante troca entre o canal do rio e a água subterrânea e; a dimensão temporal.

O desenvolvimento e o teste de metodologias para recompor a vegetação lateral em margens de rios, na tentativa de determinar a largura ideal e a composição desses fragmentos, a fim de reabilitar esses ecossistemas tem sido o tema de diversos estudos científicos (Broadmeadow e Nisbet 2004; Osborne e Kovacic 1993). Apesar de projetos de reflorestamento em rios demandarem um grande investimento, tais ações dificilmente são feitas compreendendo toda a bacia hidrográfica e a eficácia de tais restaurações descontínuas ainda não é completamente compreendida (Feijó-Lima et al. 2019). É esperado que fragmentos florestais de tamanho suficiente tenham um efeito de reconstituição em diversas características biológicas, químicas e também de condições físicas do ambiente, fenômeno que Harding *et al*. (2006) conceituou como *forest reset effect*. Segundo o autor, tal efeito pode se estender por alguma distância fora do fragmento florestal, sendo que isso depende de fatores como a magnitude da mudança na variável analisada e do tamanho do fragmento. Uma pergunta importante, porém pouco explorada na literatura, é em relação ao comprimento que um fragmento precisa ter para ser capaz de mitigar impactos e retornar condições ambientais bióticas e abióticas típicas de uma floresta (Harding et al. 2006).

Figura 1 - Ilustração do *forest reset effect* de fragmentos florestais



Legenda: Comportamento de uma variável hipotética que é modificada ao longo de um fragmento florestal. O efeito do remanescente persiste mesmo após o rio fluir para o trecho aberto, provocando um atraso na resposta da variável as novas condições ambientais.
Fonte: adaptada do trabalho de (Harding et al. 2006).

O entendimento da importância de fragmentos florestais em córregos expostos a impactos antrópicos e a estimativa do comprimento de floresta necessária para que as condições físicas, químicas e biológicas sejam restabelecidas permanecem imprecisas (Goss et al. 2014). Embora haja crescente evidência na literatura da importância dos fragmentos florestais na conservação de ambientes aquáticos, ainda não existe um consenso em torno dessa questão. Estudos como o de Tanaka *et al.* (2015), sugerem que os remanescentes florestais são importantes em paisagens rurais, melhorando a qualidade da água e restaurando as funções do ecossistema. Enquanto estudos como o de Harding *et al.* (2006), viram que fragmentos florestais de 5 a 7 hectares, não foram capazes de modificar as condições ambientais advindas de trechos impactados. Tais resultados divergentes sugerem que questões como a estrutura da vegetação ripária e a localização desses fragmentos podem influenciar o seu potencial de mitigação (Fernandes et al. 2014; Souza et al. 2013).

Rios são ecossistemas caracterizados por um fluxo contínuo e unidirecional de água, que atua conectando esse ambiente. Essa alta conectividade em rios faz com que condições ambientais a montante influenciem, em algum grau, tanto a diversidade quanto o funcionamento do ecossistema em trechos a jusante (Chakona et al. 2009; Danger e Robson 2004; Niyogi et al. 2007; Suga e Tanaka 2013). No contexto atual, onde existe uma taxa acelerada de modificação na cobertura do solo, principalmente nos trópicos, em decorrência do crescimento econômico e populacional, é esperado que ocorra também uma intensa fragmentação da vegetação ripária. Nesse cenário, ao longo de um riacho pode haver diversos fragmentos de vegetação dispostos

de forma descontínua. Tendo em vista a conectividade de rios, possivelmente existe uma influência desses remanescentes em trechos a jusante, modificando a resposta de variáveis dentro dos trechos desmatados. Os trechos de floresta, nessa situação, podem ter a capacidade de amortecer condições ecológicas na ausência de cobertura (Feijó-Lima et al. 2018). A área de influência de um remanescente florestal ocorreria pela criação de uma zona de transição, na qual observariamos um atraso espacial na resposta da variável de interesse em relação a perda da cobertura vegetal. Tal influência ocasiona uma mudança gradual na variável ao longo de uma distância. É esperado que tanto a distância quanto a magnitude dessa mudança variem em função do que está sendo analisado (Storey e Cowley 1997). O estoque de clorofila *a* em pedras naturais, por exemplo, pode necessitar de uma distância menor para atingir um novo estado dentro do trecho impactado em comparação com a comunidade de invertebrados bentônicos (Feijó-Lima et al. 2018). Nosso trabalho parte da premissa que um fragmento florestal tende a modificar condições dentro de um trecho impactado, transferindo para esse ambiente condições de floresta que influenciam tanto a resposta de processos ecossistêmicos quanto da diversidade nesse trecho.

1.3 **Fragmentos de vegetação ripária**

O papel da vegetação ripária no controle de ecossistemas aquáticos é um tema central na ecologia. Riachos florestados exibem altas entradas alóctones e maior estabilidade morfológica (Quinn et al. 1997). A vegetação ripária propicia a entrada de matéria orgânica para o ecossistema (Tank et al. 2010), reduz as temperaturas máximas (Bowler et al. 2012) e estabiliza o solo, limitando a entrada de sedimentos finos e nutrientes nos córregos (Dodds e Smith 2016). Tais fatores contribuem para que ambientes aquáticos florestados tenham maior diversidade e comunidades diferentes daquelas modificadas pelo impacto antropogênico (Quinn et al. 1997). Riachos de cabeceira são ambientes que exibem uma forte ligação com a vegetação adjacente. Esses ecossistemas são habitats para diversas espécies de invertebrados, peixes e anfíbios dentro de bacias hidrográficas, exercendo um papel fundamental na preservação da biodiversidade (Meyer et al. 2007). Tais ambientes exibem um papel

determinante no processamento e transporte de matéria orgânica e nutrientes, fatores que afetam as condições ambientais e o funcionamento de trechos a jusante (Dodds e Oakes 2008).

Ecossistemas de rios são particularmente vulneráveis a impactos antrópicos. A perda da vegetação ripária modifica diferentes aspectos, como a produção primária e a composição de espécies (Quinn et al. 1997). O estabelecimento de áreas de pastagem e agricultura é apontado globalmente como a principal causa do desmatamento (Danger e Robson 2004). Em bacias hidrográficas nas quais existem pastagens os principais problemas ambientais, geralmente, são o aumento na concentração de nutrientes e de sedimentos finos (Chakona et al. 2009). O incremento desses materiais na água pode provocar alterações nocivas, como o aumento da turbidez e a redução do oxigênio dissolvido (Dodds e Smith 2016). Alterações no uso do solo como a criação de pastagens, altera profundamente o funcionamento de riachos, impactando negativamente serviços ecossistêmicos (Dodds e Welch 2000). Áreas ripárias com a vegetação intacta são capazes de preservar tanto a qualidade da água quanto a integridade biológica, funcionando como corredores para a biodiversidade (Valle et al. 2004). Pela sua grande importância ecológica, a vegetação ripária constitui área de preservação permanente, sendo a extensão dessa área determinada pela largura do rio e pelo tamanho da propriedade (Novo Código Florestal 2012). Porém, ainda não há consenso na literatura das dimensões necessárias de vegetação ripária para que haja a proteção do funcionamento em rios (Feijó-Lima et al. 2019). A manutenção de áreas protegidas são fundamentais para a conservação de remanescentes florestais e a efetividade disso é determinada por ações governamentais. Porém, governos são sistemas passíveis de instabilidades que podem colocar em risco compromissos com a preservação ambiental (Wright 2005). Estudos apontam que grande parte das florestas em regeneração, nos países em desenvolvimento, advém de processos naturais decorrentes do abandono de terras (Rudel et al. 2005).

A restauração de florestas ripárias é vista como a principal medida de manejo para garantir a manutenção dos recursos hídricos. Porém, estudos mostram que em paisagens rurais é comum os remanescentes florestais estarem constantemente expostos a alterações antrópicas (Fernandes et al. 2014; Souza et al. 2013). Isso causa heterogeneidade na estrutura da vegetação e influencia o potencial desses remanescentes na conservação (Souza et al. 2013). O potencial de fragmentos florestais em manter a qualidade da água em rios é variável, sendo que apenas o tamanho do fragmento pode não ser suficiente para explicar a resposta de variáveis ambientais (Harding et al. 2006). Estudos demonstram que a estrutura da vegetação, como idade, composição de espécies, tamanho e densidade das árvores, influenciam na sua capacidade de

reduzir o aporte de nutrientes e sedimentos em rios (Fernandes et al. 2014; Souza et al. 2013). A retenção de nutrientes pela vegetação, na formação de biomassa, tende a ocorrer com maior intensidade em florestas que estão no estágio inicial de sucessão, diminuindo em florestas maduras (Roberts et al. 2012). O reflorestamento à nível de bacia hidrográfica pode ser caro e politicamente difícil, sendo assim necessário determinar áreas prioritárias para a conservação dos recursos hídricos (Dodds e Oakes 2008). Rios de pequena ordem quando somados têm a maior extensão dentro das bacias hidrográficas, sendo a principal contribuição hidrológica desses sistemas (Downing et al. 2012). Estudos apontam que sistemas de cabeceira são áreas prioritárias para a conservação, constatando que o uso do solo em rios de baixa ordem pode ter melhor correlação com parâmetros de qualidade da água em trechos a jusante do que a cobertura local (Dodds e Oakes 2008).

1.4 **O perifíton e sua importância ecológica**

O perifíton é um biofilme de espessura variável que se desenvolve em substratos submersos ou úmidos (Wetzel 1964). Na comunidade perifítica é possível observar algas de todas as divisões, que constituem a porção autotrófica do perifíton e também componentes heterotróficos, como bactérias e fungos (Wetzel 1964). A comunidade perifítica tem muita relevância em ecossistemas aquáticos de água doce, sendo o principal produtor primário em rios tropicais de baixa ordem (Brito et al. 2006). O perifíton tem um papel chave na ciclagem de nutrientes, incorporando os nutrientes inorgânicos na forma de matéria orgânica (Boston e Hill 1991). A produção primária do perifíton influencia a composição da comunidade de invertebrados bentônicos e a abundância de herbívoros, podendo causar efeitos em cascata em toda a teia trófica (Biggs 1996). A comunidade perifítica atua como um importante bioindicador da saúde de ecossistemas aquáticos, uma vez que é composta por organismos sésseis e de vida curta, que apresentam uma resposta numérica rápida a impactos ambientais (Pan et al. 1996). O crescimento do perifíton é caracterizado por oscilações que ocorrem na biomassa de algas ao longo do tempo e esse processo é influenciado por fatores abióticos e bióticos. O controle *bottom up* do crescimento é feito por variáveis físicas e químicas do ambiente, como disponibilidade de luz e nutrientes dissolvidos e o controle *top down* ocorre através da ação de herbívoros (Biggs 1996; Steinman et al. 1989). Além da disponibilidade de luz, diversos fatores

físicos influenciam o desenvolvimento das algas como a temperatura, o tipo de substrato, correnteza (Horner et al. 1990).

Entre as algas encontradas no perifíton, as diatomáceas geralmente constituem o grupo mais abundante (Denicola et al. 1992). Isso pode ser explicado por algumas características presentes nesses organismos, como a alta capacidade de adesão devido à produção de mucilagem (Hoagland et al. 1982). As algas são organismos sensíveis às alterações nas condições ambientais e o incremento nas concentrações de nutrientes exibe uma relação significativa com a diversidade nessa comunidade (Pringle 1990). Estudos como de Winter e Duthie (2000) mostram que a composição das diatomáceas sofre modificações ao longo de um gradiente de mudanças no uso do solo, sendo fortemente influenciada pelas concentrações de fósforo e nitrogênio dissolvidos na água. Algas bênticas em trechos sombreados são comumente limitadas pela baixa disponibilidade de luz e ao ocorrer a perda da cobertura vegetal existe o aumento da biomassa de algas devido a maior luminosidade (Denicola et al. 1992). Embora seja esperada uma resposta imediata das algas a uma maior disponibilidade de luz (Hill e Dimick 2002), alguns estudos detectaram atraso na resposta da biomassa algal de pedras naturais ocorrendo em transições abruptas na cobertura do solo (Feijó-Lima et al. 2018; Scarsbrook e Halliday 1999). Isso indica que a resposta desse grupo pode não estar sendo influenciada apenas pelas condições locais de cobertura, já que a mudança observada pelos autores ocorreu gradualmente após a mudança na vegetação.

1.5 **Decomposição de material alóctone**

A decomposição de material alóctone é um importante processo ecológico assim como um indicador da integridade de ecossistemas aquáticos (Gessner e Chauvet 2002). Esse processo é capaz de responder a diferentes impactos antrópicos, seja pela perda dos organismos que o executam ou respondendo diretamente às alterações físicas e químicas provocadas pelo impacto (Tank et al. 2010). O processo de decomposição é de extrema importância para a homeostase de ecossistemas aquáticos, contribuindo diretamente para a ciclagem de nutrientes e para a manutenção de teias tróficas nesses ambientes (Gessner e Chauvet 2002). Esse processo fornece serviços ecossistêmicos como a manutenção da qualidade da água e da biodiversidade (Cole et al. 2020).

A decomposição de material orgânico responde a fatores físicos, químicos e biológicos, sendo determinante para o fluxo energético em rios (Gessner et al. 2010). Esse processo ocorre em três fases que podem acontecer simultaneamente: lixiviação, condicionamento e fragmentação (Gessner et al. 1999). A lixiviação é a perda rápida de materiais solúveis presentes na folha, o condicionamento consiste na colonização desse substrato por microorganismos e a fragmentação é a quebra do material em partes menores, que pode ser promovida pelo fluxo de água e pela atividade de organismos vivos (Gessner et al. 1999) . De acordo com a literatura, a perda de massa em folhas é um processo contínuo onde partículas grossas de material orgânico são transformadas em material orgânico particulado fino e dissolvido. Esses recursos podem ser decompostos, assimilados ou exportados pelo fluxo de água ao longo de distâncias variáveis (Vannote et al. 1980).

Folhas de espécies de árvores tropicais diferem em diversas características como espessura, conteúdo de fibra, nutrientes e na composição química e tais diferenças fazem com que as espécies tenham velocidades e padrões de decaimento distintos (Rincón e Covich 2014). Diversos fatores abióticos como a temperatura da água, concentração de nutrientes, fluxo da água, oxigênio dissolvido e bióticos, como o consumo por invertebrados e microorganismos (Graça et al. 2001), afetam a decomposição de material alóctone em rios. Pela teoria *do river continuum concept* (Vannote et al. 1980), invertebrados fragmentadores são organismos dominantes em riachos de cabeceira, promovendo um intenso processamento de material orgânico nesses ambientes. A importância desses organismos é bastante evidente em estudos conduzidos em regiões temperadas (Graça et al. 2015), porém em riachos tropicais o papel dos fragmentadores na decomposição tem obtido resultados variáveis. Alguns autores sugerem que tais invertebrados podem ser escassos e apresentar pouca diversidade em riachos tropicais (Boyero et al. 2011). Os macroinvertebrados fragmentadores atuam diretamente sobre as folhas, transformando o material orgânico particulado grosso em partículas menores, sendo um grupo funcional relevante dentro do processo de decomposição (Cummins et al. 1989). De forma geral, estudos têm relacionado de forma positiva a comunidade macroinvertebrados bentônicos e a disponibilidade de material alóctone em riachos (González e Graça 2005). As folhas constituem um recurso energético e outros detritos, como galhos e troncos, são especialmente relevantes na formação de habitats, servindo como abrigo contra predadores e locais para deposição de ovos (Quinn et al. 1997).

Em ambientes aquáticos existem duas fontes de material orgânico, que pode ser de origem alóctone ou autóctone, sendo a produção autóctone mais importante em ambientes com maior incidência luminosa (Neres-Lima et al. 2016). Estudos apontam que com a perda da

cobertura vegetal as algas podem ter um papel chave na composição do epifíton (Franken et al. 2005). A presença de algas pode acelerar a decomposição, estimulando o consumo do biofilme algal por parte dos detritívoros ou incrementando o crescimento de outros microorganismos, como bactérias e fungos (Franken et al. 2005). A qualidade nutricional das folhas é um fator que influencia o seu processamento, sendo determinada tanto pela composição da folha quanto pelo biofilme associado (Lock et al. 2016). A presença de algas pode aumentar a qualidade nutricional do epifíton, incrementando a produção secundária de invertebrados e densidades desses organismos (Hill e Dimick 2002).

O efeito de alterações no uso do solo no processo de decomposição tem sido investigado por diversos autores, porém não há um consenso na literatura. Alguns estudos apontam que o desmatamento afeta de forma negativa o processo, principalmente devido a redução de invertebrados fragmentadores (Silva-Araújo et al. 2020), porém outros autores observaram um aumento das taxas de decomposição em trechos impactados, atribuindo isso ao incremento da atividade microbiana (Goss et al. 2014). A perda da vegetação ripária altera profundamente a função do ecossistema, modificando tanto o fluxo quanto o tipo de material orgânico disponível (Quinn et al. 1997), sendo que riachos de pasto tendem a ter menor quantidade de material orgânico particulado grosso e de fragmentadores (Harding e Winterbourn 1995). A vegetação ripária influencia o funcionamento do ecossistema, regulando fatores chave como a entrada de material orgânico, a produção primária perifítica e a produção secundária de macroinvertebrados bentônicos (Hill e Dimick 2002). Estudos apontam que condições bióticas e abióticas tendem a ser positivamente alteradas na presença de remanescentes florestais, uma vez que tais fragmentos podem exibir o potencial de resetar condições em riachos, na presença de trechos impactados (Harding et al. 2006). Porém, estudos em transições abruptas, analisando o papel de remanescentes florestais na decomposição têm encontrado resultados distintos (Goss et al. 2014; Tanaka et al. 2015), indicando uma necessidade de maior investigação dentro do tema.

1.6 **Invertebrados bentônicos**

Os macroinvertebrados bentônicos são um grupo diverso composto por invertebrados (maiores que 0,5 mm) que habitam a região bentônica de ecossistemas aquáticos, vivendo em associação com diferentes tipos de substratos. Dentro desse grupo temos os insetos aquáticos

na fase larvar e adulta, além de outros organismos como anelídeos, moluscos e crustáceos. Tais organismos exibem diferentes características, podendo ser agrupados de acordo com a sua preferência alimentar. Os grupos funcionais são formados pela união de invertebrados que exploram o mesmo tipo de recurso alimentar (Cummins 1973). Esses organismos podem ser separados em coletores, predadores, raspadores, fragmentadores e filtradores. Os fragmentadores consomem o material alóctone disponibilizado pela vegetação ripária adjacente, tendo um papel estratégico na ciclagem de carbono em rios de baixa ordem (Graça et al. 2001). O papel desses organismos consiste em transformar o material orgânico particulado grosso (>1 mm) em matéria orgânica particulada fina (<1mm) que será disponibilizada como recurso alimentar para os coletores e filtradores. Os raspadores são os organismos que consomem o biofilme algal presente em pedras e em outros tipos de substratos submersos, tendo uma função chave no controle *top down* da produção primária (Biggs 1996). Os predadores, por sua vez, se alimentam de outros invertebrados ou até mesmo de vertebrados como peixes e girinos. Os grupos funcionais exibem sensibilidade a alterações ambientais. A proporção desses grupos tende a mudar de acordo com as condições do ambiente, se existe maior produtividade algal espera-se um aumento dos raspadores dentro da comunidade. Na presença de vegetação ripária densa, limitando a produtividade, espera-se uma maior abundância de fragmentadores. Ou seja, diferentes condições ambientais alteram o padrão de distribuição e abundância desses organismos. Os grupos funcionais também desempenham papéis relevantes na regulação do ecossistema, atuando na ciclagem de nutrientes e no fluxo de energia em sistemas lóticos, promovem a ligação entre a base da teia trófica e os predadores do sistema (Cummins 1973).

A diversidade de invertebrados e as funções desempenhadas por eles podem ser severamente impactadas por mudanças na cobertura do solo. Mudanças no uso do solo associadas à criação de pastagens e agricultura vem causando intensa fragmentação da vegetação ripária (Suga e Tanaka 2013). O aumento da sedimentação é um importante estressor em ecossistemas aquáticos, provocando uma série de problemas para a fauna como o entupimento de órgãos, além de prejudicar a disponibilidade de habitat e recursos alimentares dentro desses sistemas (Von Bertrab et al. 2013). O material alóctone fornecido pela vegetação ripária, como folhas, galhos e frutos são capazes de aumentar a heterogeneidade de habitat e promover maior diversidade de organismos nesses sistemas (Chakona et al. 2009).

Macroinvertebrados aquáticos são bons organismos indicadores por serem um grupo extremamente diverso, exibindo uma gama de respostas fisiológicas a modificações no ambiente, sedentários e com ciclo de vida longo (Callisto et al. 2001). Macroinvertebrados são organismos altamente influenciados pela disponibilidade de recursos, habitat e pelas condições

ambientais relacionadas à qualidade da água (Quinn et al. 1997). Fatores abióticos como temperatura, oxigênio dissolvido, concentração de nutrientes, correnteza e o tipo de substrato são capazes de influenciar os padrões de distribuição, abundância e a composição desses organismos (Quinn et al. 1997). Ao ocorrer a perda da vegetação ripária é esperado uma mudança na fisionomia dessa comunidade, com o declínio da diversidade, associado a perda de espécies sensíveis e especialistas, e o aumento na proporção de espécies tolerantes e generalistas, como é o caso da família Chironomidae (Niyogi et al. 2007). Invertebrados pertencentes as ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) são organismos sensíveis a impactos ambientais, frequentemente utilizados como bioindicadores em estudos que buscam acessar a qualidade ambiental em ecossistemas lóticos (Akamagwuna et al. 2019).

Em comunidades de macroinvertebrados aquáticos a conectividade entre diferentes trechos de rio pode ocorrer pela deriva ativa ou passiva a favor do fluxo (Valle et al. 2004). Embora exista variação entre diferentes grupos, estima-se que os macroinvertebrados possam dispersar a jusante entre 5-60 metros em um dia (Hemsworth et al. 1979). Uma questão em evidência na literatura é se fragmentos florestais de vegetação ripária efetivamente atuam como refúgios para espécies sensíveis, fazendo um efeito de resgate desses organismos (Harding et al. 2006). Diversos estudos em transições abruptas concluem que fragmentos florestais são eficientes em recuperar diversas métricas da comunidade de invertebrados em riachos expostos a pastagem e agricultura (Niyogi et al. 2007; Scarsbrook e Halliday 1999; Suga e Tanaka 2013). Porém, não há consenso e respostas com relação a diversidade e composição de espécies diferem amplamente entre estudos.

Em paisagens fragmentadas, a conectividade e o fluxo de indivíduos entre manchas de habitat é crucial para a manutenção de populações estáveis (Eros e Campbell Grant 2015). No ambiente terrestre uma metapopulação pode ser definida como populações espacialmente separadas mas que são conectadas através do fluxo de indivíduos (Wilson 1992). Caso ocorra um fluxo intenso de organismos entre diferentes manchas de habitat pode-se criar dinâmicas de efeito de massa entre diferentes comunidades locais (Shmida e Wilson 1985). O efeito de massa pode ser definido como o fluxo de indivíduos entre comunidades devido a diferenças no tamanho populacional, em que existe a migração de organismos da mancha onde existe maior densidade para a de menor (Shmida e Wilson 1985). O efeito resgate, por sua vez, é a prevenção da extinção local de espécies pela entrada de indivíduos na comunidade por imigração (Brown et al. 2011). A dinâmica de fonte-sumidouro é criada quando o efeito de massa conecta manchas com diferentes condições ambientais, promovendo um fluxo contínuo de organismos para um

local que não exibe condições ideais para os indivíduos em questão (Leibold et al. 2004; Townsend 1989).

A teoria de metacomunidades foi concebida considerando a dispersão de organismos entre comunidades locais que são vistas como entidades discretas e bem definidas no espaço (Brown et al. 2011). O uso dessa teoria em ecossistemas lóticos exige alguma parcimônia, devido a existência de diferenças entre o ambiente terrestre e a estrutura dendrítica, hierárquica e com habitats de natureza contínua de rios (Campbell Grant et al. 2007). Em sistemas lóticos o movimento de organismos é fortemente influenciado pelo fluxo de água, em que existe dispersão por deriva ou orientada em relação ao fluxo, como insetos adultos, que tendem a migrar para trechos a montante (Hershey 1993). Apesar dessas diferenças, segundo autores como Brown *et al.* (2011), o uso da teoria de metacomunidades em rios pode aumentar a compreensão de diversos processos que englobam o fluxo de organismos em diferentes escalas. O autor discute que a aplicação dessa teoria em rios pode auxiliar na criação de medidas que visem a restauração desses ecossistemas, melhorando a compreensão das alterações no uso do solo nos padrões de distribuição e abundância de organismos em uma escala espacial.

1.7 **Objetivo e perguntas**

Tendo em vista a alta taxa de modificação na cobertura do solo na Mata Atlântica e a crescente fragmentação de florestas, nosso estudo busca entender o papel dos remanescentes florestais na preservação de riachos. Nesse contexto, compreender o impacto e suas dimensões dentro do sistema é uma estratégia necessária para a criação de medidas mais eficientes que visem à conservação dos recursos hídricos. O nosso estudo tem o objetivo de investigar o papel de remanescentes de vegetação ripária em manter o funcionamento do ecossistema e a diversidade em um córrego exposto à fragmentação. Utilizando uma transição contínua do tipo floresta-pasto-fragmento florestal, buscamos compreender o papel de um remanescente de floresta preservada em modificar as condições a jusante dentro do trecho de pasto e de um fragmento florestal, composto por mata em estágio de regeneração, em mitigar os impactos provenientes do trecho de pastagem. Por meio desse delineamento, tentaremos determinar tanto a extensão quanto a magnitude do efeito desses remanescentes florestais, nos processos de produção primária, decomposição de material alóctone e na resposta da comunidade de invertebrados bentônicos.

As principais perguntas são:

1. Um remanescente florestal é capaz de influenciar os processos e a diversidade mesmo após ocorrer a perda da cobertura vegetal?
2. Um fragmento florestal em regeneração, localizado abaixo do impacto, é capaz de retornar as características bióticas e abióticas do sistema às condições pré-distúrbio?

2 **METODOLOGIA**

2.1 **Área de estudo**

O estudo foi realizado no córrego Itaperiti, que é um afluente de segunda ordem da bacia hidrográfica dos rios Guapiaçu-Macacu (figura 2). Essa bacia é importante para o abastecimento de diversas cidades localizadas na porção Leste da Baía de Guanabara como: Niterói, São Gonçalo, Guapimirim, Cachoeira de Macacu e Itaboraí (Dantas e Lins 2007). O Itaperiti está localizado em Guapiaçu, no município de Cachoeiras de Macacu, no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. A bacia hidrográfica do Guapiaçu-Macacu drena uma área de aproximadamente 1256 km², incorporando três municípios do Estado do Rio de Janeiro, Cachoeiras de Macacu, Itaboraí e Guapimirim. Estima-se que 43,6% da área total da bacia seja ocupada por pastagens e 42,4% por áreas florestadas em um estado adiantado de regeneração, sendo que as áreas florestadas contínuas se concentram majoritariamente em áreas com maior altitude (Carvalho et al. 2009). O município de Cachoeiras de Macacu está inserido no bioma de Mata Atlântica e exibe uma temperatura média anual de 21.9°C, apresentando um mínimo de 15°C e um máximo de 30°C (climate-data.org 2021). A precipitação média anual é de 2280 mm ao ano, sendo julho o mês mais seco, com uma média de 54 mm e dezembro o mês mais chuvoso, com uma média de 367 mm (climate-data.org 2021).

Figura 2 – Mapa da área de estudo

Legenda: Mapa do Estado do Rio de Janeiro com o município de Cachoeiras de Macacu destacado em vermelho (1). Mapa hidrográfico da bacia Guapi-Macacu no município de Cachoeiras de Macacu, o ponto vermelho no mapa indica a localização do Itaperiti (2). Imagem de satélite do córrego Itaperiti, na qual é possível visualizar a floresta preservada (3a), o pasto (3b) e o fragmento florestal (3c).

Fonte: O autor, 2021.

Ao longo do córrego estudado existem duas mudanças na cobertura do solo (figura 3). A primeira transição é de uma floresta preservada para um pasto, que é utilizado para a criação de animais de forma não intensiva, no qual os animais têm acesso direto ao córrego. Enquanto que a segunda transição ocorre desse pasto para um fragmento florestal composto por mata ciliar secundária. O trecho de floresta preservada, sem ocorrência de impacto acima, se encontra em uma propriedade privada adjacente ao Parque Estadual dos Três Picos, apresentando uma vegetação densa com árvores da espécie *Cariniana legalis* (Feijó-Lima *et. al*, 2018). Na área de pasto, a vegetação é dominada por gramíneas e arbustos, com poucas árvores dispersas ao longo do trecho. O fragmento florestal exibe uma vegetação mais aberta, sendo comum a presença de árvores jovens e troncos caídos, assim como, lianas e bananeiras.

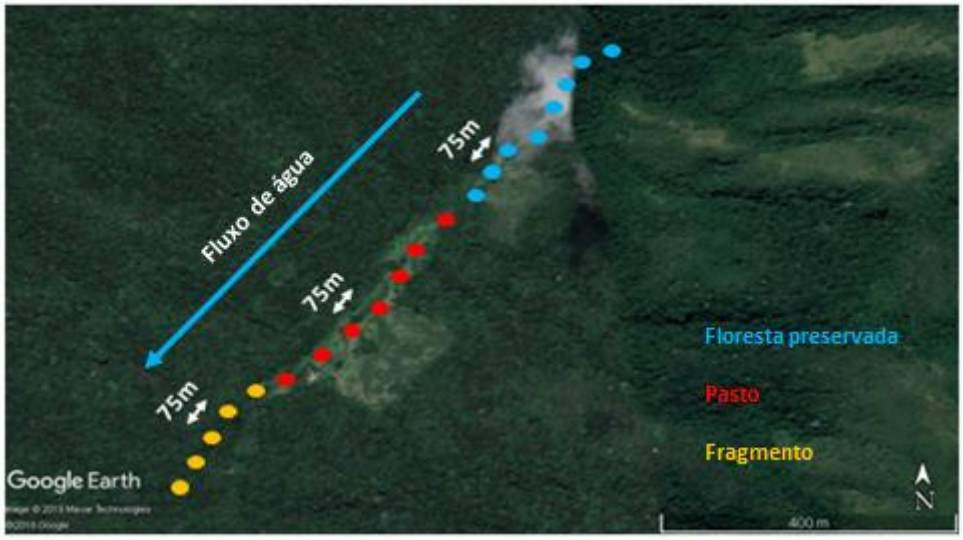
Figura 3 - Transições na cobertura do solo utilizadas no estudo

Legenda: floresta preservada (a), pasto (b) e fragmento florestal (c).
Fonte: O autor, 2021.

2.2 **Desenho experimental**

No decorrer dessas transições contínuas (floresta-pasto-fragmento) estabelecemos 20 pontos de coleta, com uma distância média de 75 metros um do outro, totalizando um trecho de 1.500 metros de rio (figura 4). Esse desenho experimental permite mensurar a extensão da mudança nas variáveis analisadas. Dentre os 20 pontos, oito estavam na floresta preservada, sete no pasto e cinco no fragmento florestal. Por meio desse delineamento é possível avaliar o efeito da floresta nos pontos iniciais do pasto e a capacidade do fragmento de restabelecer as condições ambientais após o impacto ter ocorrido.

Figura 4 - Delineamento amostral



Fonte: O autor, 2021.

A coleta foi realizada em julho de 2019. Em cada ponto medimos a porcentagem de cobertura de dossel, pH, condutividade, turbidez, correnteza, profundidade, temperatura, concentrações de fósforo reativo solúvel e amônio dissolvidos na água. Avaliamos o funcionamento do ecossistema por meio dos processos de produção primária do perifíton e de decomposição de material alóctone. Analisamos também os efeitos das transições na biodiversidade, através do comportamento da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e das algas do perifíton. Para avaliar a produtividade primária, instalamos 4 azulejos por ponto para que ocorresse a colonização e o crescimento do perifíton, realizamos 4 coletas que ocorreram após 4, 8, 14 e 19 dias do início do experimento. No experimento de decomposição de material alóctone, instalamos 5 pacotes de folhas verdes por ponto, que foram coletados em 5 datas, as mesmas da produção primária com a adição do dia 28.

2.3 **Análises físicas e químicas**

Em cada um dos pontos de amostragem, medimos variáveis físico-químicas que poderiam influenciar os processos de produção e de decomposição como, porcentagem de cobertura de dossel, pH, condutividade, turbidez, correnteza, profundidade, temperatura,

concentrações de fósforo reativo solúvel e amônio. Com o objetivo de medir a cobertura vegetal nos pontos, fizemos uma fotografia do dossel, com o auxílio de uma lente olho de gato acoplada à câmera do celular. Por meio das fotografias, mensuramos a porcentagem de cobertura vegetal para cada ponto com o software Gap Light Analyser (versão 2.0) . Para determinar a turbidez, coletamos uma amostra de água que foi lida no laboratório com um fluorímetro portátil Aquafluor (Turner Designs). Durante o trabalho de campo, fizemos uma medida de condutividade e de temperatura para cada ponto, utilizando a sonda multiparâmetro YSI e do pH com um phmetro portátil. A fim de determinar a profundidade, utilizamos um bastão graduado, que foi posicionado próximo aos experimentos de produção primária e de decomposição, que foram instalados na mesma estrutura dentro dos pontos. Medimos a velocidade de corrente com o correntômetro Pygmy (Teledyne- Gurley), que foi posicionado próximo aos substratos e também dos pacotes de folhas.

Na coleta dos nutrientes, filtramos uma amostra de água para cada nutriente, utilizando filtros Whatman do tipo GF/F de 25mm, previamente esterilizados a 550 °C por 15 minutos, buscando eliminar quaisquer resíduos orgânicos. As amostras foram congeladas até a análise. A concentração de fósforo reativo solúvel foi obtida através do analisador FIA (FIAlab 2600) e a técnica azul de molibdênio (Murphy e Riley 1962). O limite mínimo de detecção da curva foi de 1,8 ug/l e o máximo de 252,9 ug/l de fósforo. Os dados de amônio utilizados foram coletados em um experimento anterior, realizado em 2015, nos mesmos pontos do presente estudo. As amostras para a análise de amônio foram coletadas em triplicatas para cada um dos 20 pontos. A concentração de amônio dissolvido foi mensurada por meio do método OPA (Taylor et al. 2007) considerando o *background fluorescence* (fluorescência natural da água) com o fluorímetro Trilogy 7200.

2.4 **Produção primária perifítica**

Em cada um dos 20 pontos de amostragem utilizamos azulejos de 25 cm² para que ocorresse a colonização dos substratos pelo perifíton. Fixamos 4 azulejos por ponto, em estruturas construídas com hastes metálicas, fio de cobre encapado e prendedores de papel do tipo “binder clips” (figura 5). As estruturas foram dispostas nos pontos em locais que permitissem a fixação. A retirada dos substratos foi realizada após 4, 8, 14 e 19 dias, sendo

apenas um substrato retirado por data. Nos campos, escovamos o material acumulado nos azulejos com o auxílio de uma escova e um volume conhecido de água. Esse material foi destinado para estimar a clorofila *a*, a composição de grupos algais (Phyto-Pam) e o teor de matéria orgânica no perifíton.

Figura 5 - Estrutura física usada para a fixação dos azulejos no córrego

Fonte: O autor, 2021.

Na análise de clorofila *a*, filtramos 60 ml da amostra do perifíton retirada dos substratos colonizados. A filtragem foi realizada em campo com o auxílio de seringa, swinnex e filtros Whatman do tipo GF/D de 25mm. Os filtros foram congelados para posterior extração de clorofila *a*. Para a extração, colocamos os filtros em potes de material opaco, por se tratar de um pigmento fotossensível, e adicionamos um volume de 10 ml de álcool 90%. Após isso, as amostras foram acondicionadas em um congelador a 0ºC para que ocorresse o processo de extração. A leitura dessas amostras ocorreu dentro de 23 horas, utilizando o fluorímetro Aquafluor (Turner Designs). Para transformar a medida de fluorescência, obtida pelo fluorímetro, em clorofila *a*, multiplicamos o valor da fluorescência pelo fator 0,00073 obtendo assim a concentração de clorofila *a* nas amostras. Calculamos esse fator de correção por meio de uma curva de calibração contendo diferentes concentrações de clorofila *a*. As mesmas amostras foram lidas em espectrofotômetro e no fluorímetro, obtendo o fator de conversão através de uma regressão linear.

Para determinar a composição de algas do perifíton nos substratos artificiais, fizemos a análise in vivo das amostras no analisador Phyto-Pam (Phyto-Pam II, Walz). O aparelho utiliza o método fluorimétrico, emitindo comprimentos de ondas em diferentes faixas (440,480, 540, 590 e 625 nm) e identificando na amostra a existência de algas verdes, azuis e marrons (Walz,

2016). É possível relacionar os resultados do Phyto-Pam com grandes divisões de algas presentes no perifíton. As algas marrons estão relacionadas com as diatomáceas (Bacillariophyta), as algas azuis com as cianobactérias (Cyanophyceae) e as algas verdes podem ser relacionadas com três grandes divisões, Chlorophyceae, Zygnemaphyceae e Euglenophyceae (Garfield e Yokota 2017). Para garantir que uma quantidade significativa das algas ainda estivessem vivas no momento em que ocorresse a leitura, analisamos as amostras coletadas em um tempo máximo de 24 horas.

Para determinar o conteúdo de matéria orgânica no perifíton, filtramos um volume de 60 ml da amostra obtida pela escovação dos azulejos. A filtragem foi realizada em campo com o auxílio de seringa, swinnex e filtro GF/D de 25mm. Os filtros foram congelados para posterior análise do conteúdo de massa seca livre de cinzas. Para tal, secamos os filtros por 72 horas a 60 °C. Após esse tempo de secagem eles foram pesados, obtendo-se o valor de massa seca. Os mesmos filtros foram queimados a 550°C por uma hora (tempo necessário para que toda a matéria orgânica seja queimada), restando apenas as cinzas, que representam a matéria inorgânica na amostra. A massa seca livre de cinzas é o resultado da diferença entre o peso do filtro seco e do filtro queimado.

Com o objetivo de acessar as condições de clorofila *a* e MSLC do estoque natural, coletamos uma pedra de cada ponto, no dia 19 do experimento. Para tal, escolhemos as que tinham a face de cima colonizada. Medimos a largura e o comprimento de cada pedra utilizada, para o posterior cálculo da área, utilizando a fórmula da elipse. Ao coletar as pedras escolhemos as que tinham um formato que se aproximasse de uma elipse para facilitar o cálculo. As pedras escolhidas tiveram apenas a face colonizada escovada, utilizando um volume conhecido de água. Da amostra resultante desse processo, fizemos um filtro para a análise de clorofila *a* e um para a massa seca livre de cinzas. O volume filtrado para a clorofila e MSLC variou, pois a filtragem ocorreu até o ponto de saturação dos filtros. O procedimento para a extração da clorofila *a* e para a determinação da MSLC foi o mesmo descrito nos tópicos acima. O estoque funcionou como uma medida de controle para o experimento de produção primária, nos ajudando a determinar se o comportamento e o acúmulo do perifíton nos substratos artificiais refletiam as condições naturais.

2.5 **Decomposição de material alóctone**

Para analisar o processo de decomposição de material alóctone ao longo das transições, utilizamos folhas da espécie *Guarea guidonia,* (L.) Sleune, Meliaceae. A espécie *Guarea guidonia* ocorre em matas ripárias em estágio sucessional tardio e apresenta um decaimento de massa rápido (Rincón e Covich 2014). Essa espécie foi escolhida por ser uma árvore frequente dentro da área de estudo (Silva-Araújo et al. 2020). No experimento de decomposição utilizamos cinco pacotes por ponto, cada um contendo quatro folhas de *Guarea* (figura 6). Para montar os pacotes, cortamos ramos de uma única árvore, evitando folhas danificadas por herbivoria e os pacotes tiveram o peso verde registrado. Utilizamos uma corda de nylon para amarrar o experimento nas hastes metálicas da mesma estrutura usada para fixar os azulejos nos locais de coleta. Em cada ponto, coletamos um pacote de folhas após 4, 8, 14 e 19 dias do início do experimento. Após a coleta congelamos as amostras até ocorrer o processamento.

Figura 6 - Pacotes de folhas

Legenda: Pacotes de folhas organizados para pesagem (1) e preparação para instalação do experimento nos pontos, cada corda continha 5 pacotes com 4 folhas cada (2).
Fonte: O autor, 2021.

Durante o processamento, os invertebrados que colonizaram as folhas foram recolhidos utilizando uma peneira (250 µm) e conservados em álcool 70% para posterior identificação taxonômica. A identificação seguiu o mesmo processo descrito para os macroinvertebrados bentônicos. Em seguida, secamos os pacotes de folhas por 48h a 60ºC e após esse tempo registramos o peso seco. Para fazer a correção entre o peso verde e o peso seco, usamos o fator

(0,3029), calculado por meio de uma regressão entre o peso de folhas verdes e secas de *Guarea*. Estimamos a decomposição de material alóctone para cada ponto utilizando a constante de decomposição (k) e a perda de massa (%).

2.6 **Comunidade de macroinvertebrados bentônicos**

Na coleta de macroinvertebrados bentônicos utilizamos coletores do tipo D-net com malha de 250 µm. Para compor uma amostra, fizemos cinco *D-nets* (de 1 metro de extensão) em cada ponto. O produto dos *D-nets* passou por um processo de pré-triagem no campo, em que coletamos apenas a parte suspensa das amostras, com o auxílio de um balde com água e uma peneira de 250µm. Antes de iniciar a coleta dos macroinvertebrados, fizemos uma observação visual dos tipos de substratos disponíveis dentro de cada ponto, para que a amostragem ocorresse de forma proporcional. Nos pontos amostrados o substrato bentônico era composto majoritariamente por pedras e areia, bancos naturais de folhiço não foram amostrados.

Após a coleta, fixamos as amostras com álcool 70% para posterior identificação dos invertebrados até o nível de família. Realizamos a identificação dos macroinvertebrados com o auxílio do Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro (Mugnai et al. 2010) e separamos os organismos em grupos funcionais com base em artigos publicados, teses e dissertações (anexo 1). Calculamos para cada ponto a abundância de invertebrados, riqueza de famílias, o Índice de diversidade de Shannon, abundância de EPT e porcentagem de grupos funcionais.

2.7 **Análises estatísticas**

Utilizamos modelos GAMM (*Generalized Additive Mixed Models*), com o objetivo de analisar a extensão e a magnitude do efeito do remanescente florestal sobre as variáveis no pasto e determinar a distância necessária dentro do fragmento florestal para que as variáveis voltassem às condições pré-distúrbio. Para tal, fizemos regressões entre as variáveis de interesse e a distância entre os pontos, que indica as mudanças no dossel ao longo do contínuo estudado.

Caso haja um efeito do remanescente florestal agindo no pasto, esperamos que ocorra um atraso na resposta das variáveis com relação a perda da cobertura. A resposta da variável pode ser entendida como alterações no comportamento (aumentar, diminuir) ou na taxa (aumentar mais rápido, diminuir mais devagar) que sejam desencadeadas pelas transições na cobertura vegetal. Para que a análise considerasse a autocorrelação entre os pontos, adicionamos aos modelos um parâmetro que analisa os resíduos da regressão (CAR) e gera um valor de phi (Φ), mostrando se existe autocorrelação entre os resíduos. Para cada variável, geramos um modelo GAMM e analisamos os parâmetros estatísticos de r^2 ajustado e o valor de p das regressões. O valor de p é gerado considerando os termos suavizadores das regressões (*smooth terms*). Para identificar as mudanças no comportamento das variáveis, utilizamos a primeira derivada dos modelos. A derivada representa a taxa de mudança da variável em questão ao longo da distância. A taxa pode indicar um aumento da variável (maior que zero), uma redução (menor que zero) ou a ausência de mudança (igual a zero). A inclinação da curva da derivada, indica a velocidade com que as mudanças estão ocorrendo, quanto maior a inclinação maior a velocidade. Para que as mudanças indicadas pela derivada sejam significativas é necessário que a taxa estimada mais o intervalo de confiança seja diferente de zero. Mudanças significativas que ocorrem de forma linear ou antes das alterações na cobertura não indicam efeito de transição. Entende-se por efeito de transição as mudanças no comportamento das variáveis que ocorrem de forma gradual após as transições na cobertura. Os modelos gerados e as respectivas derivadas consideram um intervalo de confiança de 95% que é representado nos gráficos pela área cinza. A metodologia utilizada pode ser consultada em detalhes em Simpson (2018), em que o autor detalha o uso dessa modelagem aplicada a séries temporais. Além dos modelos, comparamos cada uma das métricas utilizando uma análise de variância (ANOVA) entre as categorias (floresta, pasto e fragmento), para determinar se houve diferença significativa entre as médias e após isso realizamos o teste de Tukey para identificar quais categorias diferiram. Todas as análises estatísticas foram realizadas no Rstudio (versão 3.5.3).

3 **RESULTADOS**

Dentre as variáveis analisadas observamos a ocorrência de diferentes tipos de respostas significativas. Um grupo mostrou um comportamento de mudança significativo ao longo do contínuo de rio, mas que permaneceu inalterado apesar das transições na cobertura. Um outro grupo de variáveis mostrou uma resposta gradual desenvolvida ao longo de certa distância, esse comportamento indica um possível efeito de transição que atrasou a resposta dessas variáveis às novas condições de cobertura. O parâmetro utilizado na análise de GAMM para calcular a autocorrelação, utilizando os resíduos das regressões, gerou um valor de phi igual a 0,2 para todas as variáveis, o que indica a existência de uma autocorrelação fraca entre os pontos amostrados.

3.1 **Análises físicas e químicas**

A maior parte das variáveis físico-químicas não apresentou uma resposta que indique efeito de transição ou diferenças significativas entre as categorias. Entre as variáveis analisadas obtivemos modelos indicando mudanças significativas ocorrendo na temperatura, no amônio e no pH ($p < 0,05$). Ao analisar a ANOVA com os valores médios das variáveis físicas e químicas, vimos que a cobertura de dossel, a condutividade e a concentração de amônio nos pontos diferiram significativamente entre categorias ($p < 0,05$). As médias das variáveis por categoria e os respectivos valores de significância podem ser consultados na tabela 1.

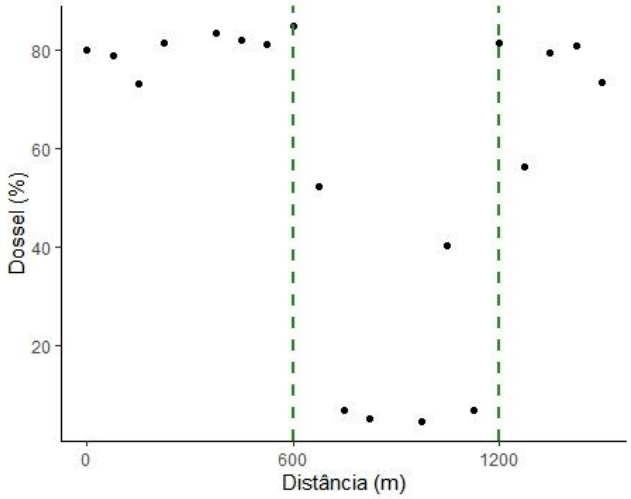
Tabela 1 – Média, desvio padrão amostral (Dp) e valor de significância da ANOVA para as variáveis físico-químicas analisadas nas categorias de floresta, pasto e fragmento.

	Floresta		Pasto		Fragmento		
Variável	**Média**	**Dp**	**Média**	**Dp**	**Média**	**Dp**	**Pr(>F)**
Dossel (%)	80,65	3,52	28,60	30,96	74,35	10,60	<0,001
pH	6,99	0,30	7,22	0,08	7,12	0,13	0,1
Condutividade (μS/cm²)	22,56	0,69	22,01	0,64	20,32	2,42	0,02
Correnteza (m/s)	0,13	0,08	0,14	0,16	0,07	0,05	0,5
Turbidez (RFU)	2,63	2,02	4,98	2,10	4,74	2,76	0,1
Profundidade (cm)	8,09	5,14	14,50	7,82	14,02	8,00	0,2
SRP (μg/L)	4,25	1,66	2,55	1,61	4,94	2,68	0,1
Temperatura (ºC)	17,46	0,41	17,71	0,40	19,10	0,25	<0,001
Amônio (μg/L)	3,43	0,49	3,63	0,44	2,76	0,24	0,01

Fonte: O autor, 2021.

O dossel atingiu a média de 80,6% ± 3,52% na floresta preservada, 28,6% ± 31% na região de pasto e uma média de 74,3% ± 10,6% no fragmento florestal. Pelo resultado da análise de variância, a cobertura vegetal no pasto foi estatisticamente menor do que a observada nos trechos florestados (p = 0,0002). As distâncias 600m e 1200m representam as bordas dos remanescentes de vegetação ripária que se encontram a montante e a jusante do trecho de pastagem. A cobertura vegetal nos pontos mudou de 84% para 52% na transição floresta-pasto e de 7% para 81% na transição pasto-fragmento (figura 7).

Figura 7 - Caracterização do dossel ao longo das transições



Legenda: As linhas tracejadas indicam o último ponto da floresta preservada (600m) e o primeiro ponto do fragmento florestal (1200m).
Fonte: O autor, 2021.

A concentração média de fósforo, em µg/L, foi de 4,25±1,66 na floresta preservada, 2,55±1,61 no pasto e 4,94±2,68 no fragmento florestal. O valor mínimo registrado ao longo das transições foi de 0,06 µg/L e o máximo de 8,48 µg/L. O modelo gerado para o fósforo, não foi capaz de explicar a variação observada nos dados (r^2 ajustado negativo). Porém, a primeira derivada indicou uma redução do fosfato na transição floresta-pasto e um aumento desse nutriente na transição pasto-fragmento, mostrando uma tendência de maiores concentrações nos trechos florestados, contudo nenhuma das mudanças foram significativas.

O amônio apresentou médias de 3,43±0,49 µg/L na floresta; 3,63±0,44 no pasto e 2,76±0,24 no fragmento florestal, sendo que a concentração mínima de 2,43 µg/L foi registrada no último ponto do fragmento. O modelo do amônio explicou 66,9% da variação observada (r^2 ajustado = 0,669 , $p < 0,001$) e a primeira derivada mostrou um aumento ocorrendo na transição

floresta-pasto seguido de uma redução significativa da variável na transição pasto-fragmento (anexo 3). O amônio teve uma redução significativa após 300 metros da entrada no trecho de pasto e tal comportamento se estendeu por 150 metros dentro do fragmento florestal. Pelos resultados da ANOVA, observamos que o amônio foi significativamente menor no fragmento do que nas outras categorias ($p = 0,01$).

O pH variou entre 6,56 e 7,31, com exceção de dois pontos da floresta preservada que tiveram um pH mais ácido do que a média. O modelo do pH com a distância explicou 44,7% da variação observada, com uma mudança significativa no comportamento da variável ocorrendo na transição entre os trechos de floresta e pasto (r^2 ajustado = 0,447, p = 0, 04). O pH mostrou um aumento significativo iniciando em 400 metros do trecho de floresta e se estendendo até 200 metros após a entrada no pasto. A temperatura variou entre 16 e 19 ºC, com o maior valor registrado no fragmento florestal. O modelo da temperatura explicou 91,6% da variação observada (r^2 ajustado = 0,916, $p < 0,001$), com a derivada indicando um aumento significativo da variável após 250 metros da entrada no pasto, comportamento que se manteve ao longo do fragmento florestal (anexo 3).

Entre as variáveis que não apresentaram mudanças significativas, a condutividade variou entre 16 e 25 uS/cm², com o valor máximo registrado na floresta preservada. O modelo da condutividade explicou 26% na variação dos dados, com a variável apresentando uma taxa negativa ao longo das transições (r^2 ajustado = 0,26). Pela análise de variância entre as categorias, constatamos que a condutividade foi estatisticamente menor no fragmento florestal do que no trecho de floresta ($p = 0,02$). A velocidade de corrente variou entre 0,03 e 0,48 m/s, com o valor máximo registrado no pasto. A primeira derivada do modelo indicou uma tendência de redução na variável ao longo do pasto e do fragmento florestal (r^2 ajustado = 0,0992). A turbidez teve o valor mínimo de 0,39 RFU na floresta preservada e o máximo de 8,25 RFU no fragmento florestal. O modelo explicou 13,3% da variação observada na turbidez, com a derivada mostrando uma tendência de aumento linear da variável ao longo do contínuo de rio (r^2 ajustado = 0,133). Enquanto a profundidade variou entre 4 e 26 cm ao longo das transições e a derivada do modelo indicou uma tendência de aumento na variável entre a floresta e o pasto e uma redução entre o pasto e o fragmento (r^2 ajustado = 0,22).

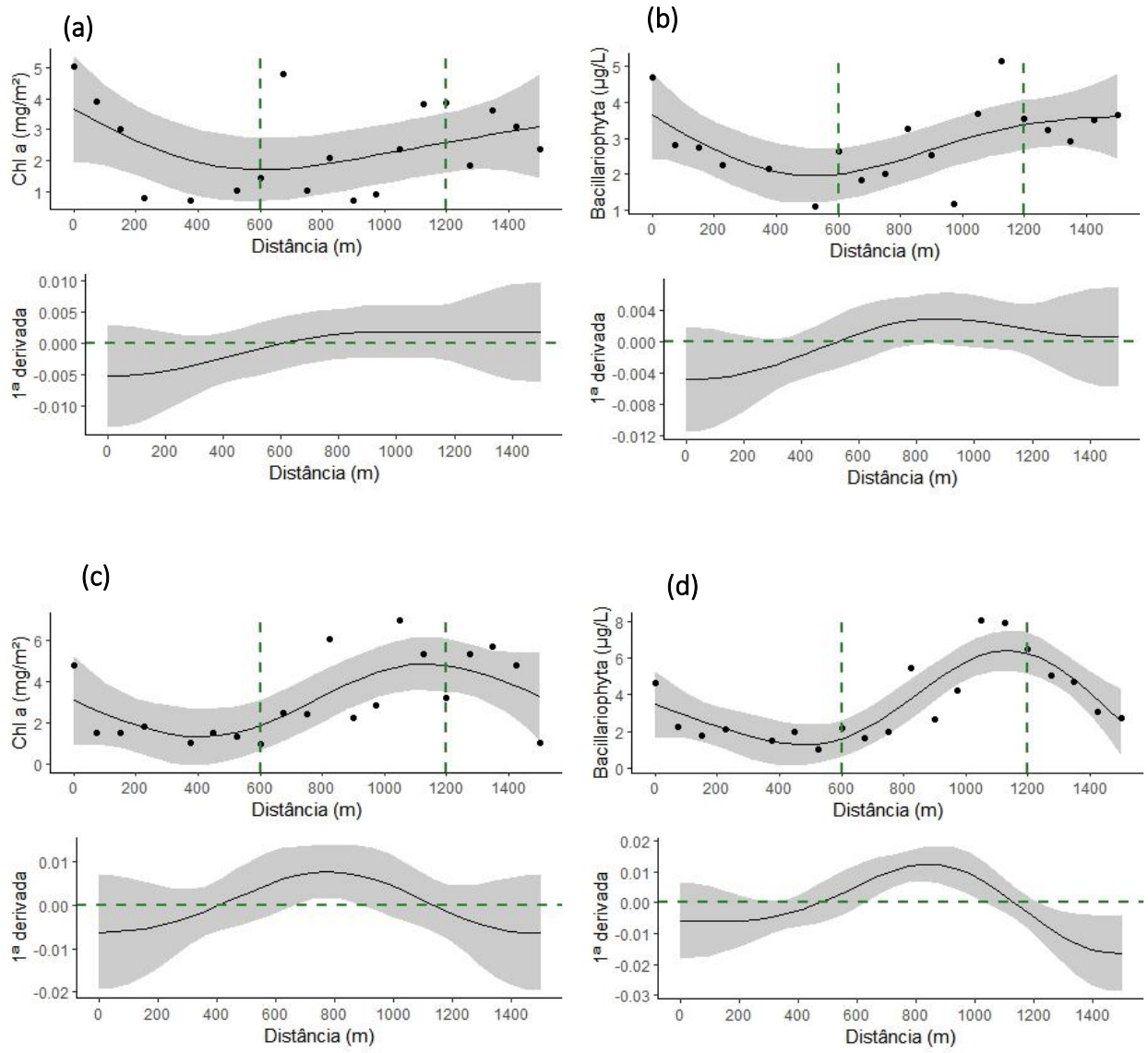
3.2 **Produção primária perifítica**

No dia 4, a clorofila *a* teve o valor máximo de 5 mg/m² registrado na floresta preservada (figura 8). O modelo gerado com a distância entre os pontos, foi capaz de explicar 22,6% da variação na clorofila (r^2 ajustado = 0,226). A primeira derivada do modelo não detectou uma mudança significativa no estado da variável, apenas uma redução nas concentrações ao longo da floresta e uma tendência de aumento ao longo do pasto e do fragmento florestal. Nessa data, observamos concentrações similares de algas verdes e diatomáceas na maioria dos pontos, com o valor máximo de 5,16 ug/l, registrado para as diatomáceas no pasto (figura 8). O modelo explicou 35,1% da variação no grupo de diatomáceas, detectando um aumento dessas algas na transição pasto-fragmento. Para o grupo de algas verdes o modelo detectou um decaimento linear da variável, porém não foi capaz de explicar a variação observada nos dados (r^2 ajustado negativo). Nessa data, observamos também uma baixa concentração de cianobactérias, ao longo das transições, que só apareceram em alguns pontos dentro dos trechos florestados. As cianobactérias tiveram 18,1% da variação explicada, com esse grupo aumentando dentro do fragmento florestal. A matéria orgânica do perifíton teve o valor máximo de 22.800 mg/m² registrado no fragmento florestal. A explicação do modelo foi de 37,6% (r^2 ajustado = 0,376) e a primeira derivada mostrou um aumento da MSLC na transição entre o pasto e o fragmento.

No dia 8, a clorofila *a* exibiu as maiores concentrações na transição pasto-fragmento, com o valor máximo de 7 mg/m² registrado no pasto (figura 8). O modelo explicou 42,9% (r^2 ajustado = 0,429, p = 0,01) da variação observada. Nessa data, a clorofila *a* teve um aumento significativo que começou nos primeiros 75 metros após a entrada no pasto, porém os valores máximos da biomassa algal ocorreram após 400 metros dentro desse trecho. A clorofila *a* diminuiu na transição entre o pasto e o fragmento, porém essa redução não foi significativa. Pela análise dos grupos algais, observamos que as diatomáceas do perifíton aumentaram significativamente na área de pasto, tendo o valor máximo de 8, 08 ug/l registrado (figura 8). A variação explicada para o grupo de diatomáceas foi de 70% (r^2 ajustado = 0,705, p = 0,0001). As diatomáceas mostraram um aumento significativo após a entrada no pasto, porém só atingiram o valor máximo após 400 metros dentro do trecho de pastagem. Na transição entre o pasto e o fragmento, esse grupo de algas sofreu uma diminuição significativa que começou nos primeiros 75 metros do fragmento, havendo uma redução gradual dentro desse trecho, com o valor mínimo de diatomáceas registrado após 300 metros. No dia 8, o modelo explicou 41,8% da variação nas algas verdes (r^2 ajustado = 0,418, p = 0,007), mostrando uma redução nesse

grupo na transição floresta-pasto. Nessa data, observamos concentrações similares de algas verdes e diatomáceas dentro da floresta preservada, o que não ocorreu no pasto e no fragmento florestal, nos quais houve a predominância de diatomáceas no perifíton. As cianobactérias foram registradas, em baixa quantidade, em apenas três pontos, um dentro de cada categoria e a derivada do modelo identificou um decaimento linear da variável ao longo do contínuo de rio, porém não foi possível explicar a variação ocorrida (r^2 ajustado negativo). A matéria orgânica teve o valor máximo de 11.700 mg/m² registrado na floresta preservada. O modelo explicou 6,83% da variação observada (r^2 ajustado = 0,0683) e pela análise da primeira derivada foi possível observar uma redução da MSLC dentro da floresta preservada, que aumentou ao longo do pasto-fragmento, porém as mudanças observadas não foram estatisticamente significativas.

Figura 8 – Clorofila *a* e diatomáceas do perifíton



Legenda: GAMMs e derivadas da clorofila *a* no dia 4 (a) e no dia 8 (c) e das diatomáceas do perifíton nos dias 4 (b) e 8 (d) do experimento. Os pontos de mudança significativa no comportamento são observados no gráfico da primeira derivada, porém os valores máximos e mínimos das variáveis estão no *fit* da variável de interesse pela distância.

Fonte: O autor, 2021.

No dia 14, a clorofila teve o valor máximo de 21 mg/m² registrado no pasto, concentração 4 vezes maior do que a máxima observada no dia 4 do experimento. As concentrações de clorofila aumentaram ao longo do pasto e diminuíram após a entrada no fragmento florestal. A clorofila *a* no fragmento atingiu valores semelhantes aos da floresta preservada, ambiente que precede o distúrbio. A variação explicada pelo modelo foi de 42,9% (r^2 ajustado = 0,429, p = 0,01). A derivada da clorofila *a* mostrou um aumento significativo da variável começando nos primeiros 100 metros da entrada no pasto, com a biomassa de algas atingindo os valores máximos após 300 metros da perda da cobertura. Na transição pasto-fragmento a derivada detectou um ponto de redução significativa da variável ocorrendo após 50 metros dentro do fragmento florestal (anexo 4). A ANOVA da clorofila *a* entre as categorias, mostrou que os valores médios no pasto foram significativamente maiores dos encontrados na floresta preservada (p = 0,009). Pela análise dos pigmentos algais, observamos que as diatomáceas aumentaram na transição floresta-pasto, com o valor máximo de 43,72 ug/l registrado no pasto, diminuindo após a entrada no fragmento florestal. A ANOVA, mostrou que houve significativamente mais diatomáceas no pasto do que na floresta preservada (p = 0,02). O modelo gerado com a distância explicou 18,2% da variação observada nesse grupo (r^2 ajustado = 0,182). No dia 14, as diatomáceas foram o grupo predominante no perifíton em todos os pontos amostrados, com uma marcante redução na ocorrência de algas verdes na comunidade de algas perifíticas. Nessa data, a ocorrência de algas verdes e cianobactérias foi rara. O modelo gerado para as algas verdes não detectou uma mudança no comportamento da variável, enquanto as cianobactérias tiveram uma redução linear ao longo do contínuo de rio. Porém, em nenhum dos dois casos os modelos explicaram a variação observada nos dados (r^2 ajustado negativo) e as mudanças detectadas pela primeira derivada não foram estatisticamente significativas. A matéria orgânica teve o valor máximo de 16.800 mg/m² registrado no pasto. O modelo gerado com a distância, não explicou a variação observada (r^2 ajustado negativo), porém mostrou um padrão de redução linear da variável ao longo do contínuo de rio.

No dia 19, pela ANOVA da clorofila entre as categorias, vimos que os valores de clorofila observados no pasto foram significativamente maiores daqueles na floresta preservada (p = 0,01). Entre os dias 14 e 19, não houve um incremento nos valores máximos de clorofila, porém nas duas últimas datas do experimento, observamos que as concentrações da variável no fragmento florestal tenderam a níveis semelhantes aos da floresta. A clorofila no dia 19, teve o valor máximo de 22 mg/m² registrado no pasto, com o modelo gerado explicando 45% da variação observada (r^2 ajustado = 0,45, p = 0,01). A primeira derivada, mostrou um aumento da variável na transição floresta-pasto e uma redução na transição entre o pasto e o fragmento

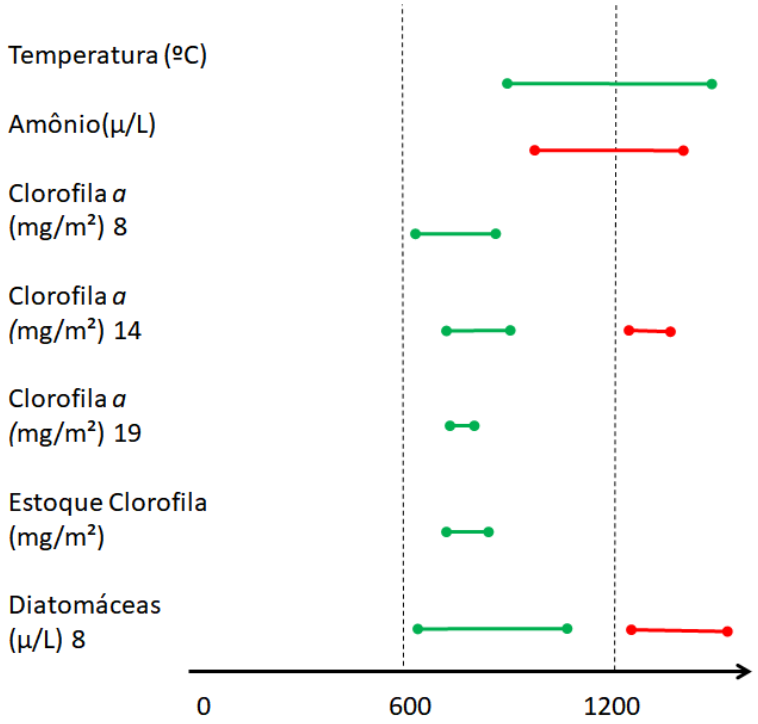
(anexo 4). As diatomáceas aumentaram no pasto, apresentando o valor máximo de 30,72 ug/l nesse trecho. O modelo com a distância explicou 33,7% da variação ocorrida nesse grupo (r^2 ajustado = 0,337), com a primeira derivada evidenciando um aumento de diatomáceas entre a floresta e o pasto. Esse aumento foi seguido de uma redução dentro do fragmento florestal, no qual observamos valores similares aos da floresta preservada. Assim como na data anterior, as diatomáceas foram o grupo predominante no perifíton em todos os pontos amostrados. A ocorrência de algas verdes e cianobactérias foi rara, ambas ocorrendo em pequena quantidade apenas nos trechos florestados. O modelo das cianobactérias explicou 27, 1% da variação observada (r^2 ajustado = 0,271) e o modelo gerado para as algas verdes não foi capaz de explicar o comportamento do grupo ao longo das transições (r^2 ajustado negativo). A matéria orgânica teve 10,2% da variação explicada (r^2 ajustado = 0,102) e a primeira derivada mostrou uma redução linear dessa variável ao longo do contínuo de rio. Os maiores valores da MSLC foram registrados na floresta, com o máximo de 20.400 mg/m², e os menores registrados no fragmento florestal.

O estoque de clorofila *a*, presente no perifíton de pedras naturais, teve um comportamento semelhante ao observado na clorofila dos substratos artificiais, de aumento das concentrações na transição floresta-pasto seguido de uma diminuição dos valores na transição pasto-fragmento (anexo 4). O modelo explicou 41,5% da variação observada no estoque natural de clorofila (r^2 ajustado = 0,415, p = 0,02), com a primeira derivada mostrando um aumento significativo da variável no trecho de pasto. Essa mudança passou a ser significativa 100 metros após a perda da cobertura vegetal, porém a biomassa algal do estoque natural atingiu os valores máximos após 300 metros dentro do pasto. O modelo da matéria orgânica do estoque natural, explicou 2,1% da variação (r^2 ajustado = 0,0208), ocorrendo um incremento da variável ao longo da floresta e do pasto, seguido de uma redução após a entrada do córrego no fragmento florestal. A matéria orgânica no estoque natural teve o valor máximo de 13.600 mg/m² registrado no fragmento e ao compararmos os resultados do estoque natural e dos substratos artificiais na última data de coleta, observamos a ocorrência de concentrações similares de matéria orgânica no perifíton.

Ao analisar a produção primária do perifíton tivemos diversos modelos apontando mudanças significativas ($p < 0,05$) como a clorofila *a* nos dias 8, 14, 19, no estoque de pedras naturais e as diatomáceas no dia 8 do experimento. As derivadas apontaram uma resposta padrão de aumento na transição floresta-pasto e de diminuição no pasto-fragmento. Tais mudanças ocorreram de forma gradual, ao longo de alguns metros após a mudança no dossel

(figura 9). Entre as variáveis físico-químicas, a temperatura e o amônio também mostraram respostas significativas ao longo das transições.

Figura 9 - Resumo da resposta das variáveis analisadas



Legenda: Resumo do deslocamento na resposta das variáveis que apresentaram mudanças significativas ao longo das transições na cobertura do solo, considerando as derivadas dos modelos. Os pontos de mudança significativa que ocorreram antes das alterações no dossel não foram considerados. As linhas tracejadas marcam a borda da floresta preservada (600 m) e do fragmento florestal (1200 m). A linha verde indica aumento da variável e a linha vermelha mostra redução.

Fonte: O autor, 2021.

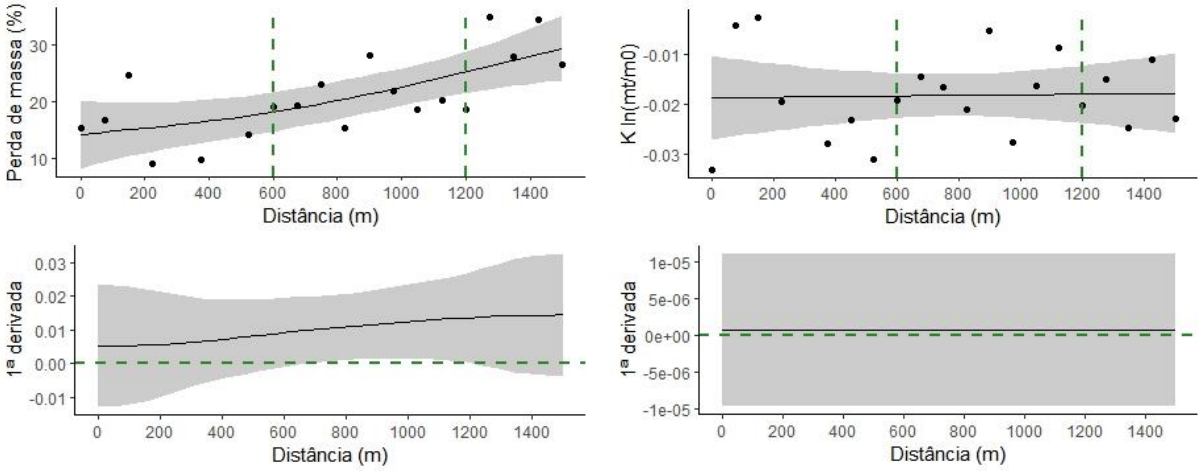
3.3 **Decomposição de material alóctone**

Na decomposição de material alóctone, a perda de massa apresentou respostas significativas em todas as datas ($p < 0,05$), assim como os macroinvertebrados coletados nos pacotes de folhas tiveram modelos significativos para a abundância no dia 19 e para a riqueza de famílias no dia 14 do experimento. Esses modelos apresentaram derivadas com mudanças significativas ocorrendo ao longo do contínuo de rio, com exceção da abundância de invertebrados. Porém, tais mudanças não mostraram efeito de transição, uma vez que houve uma resposta de aumento, na maioria das vezes linear, ao longo do contínuo de rio e não uma mudança de comportamento desencadeada pela transição na cobertura vegetal. O coeficiente de decomposição (k) variou entre -0,0025 e -0,033, ambos os valores foram registrados na floresta preservada. O modelo com a distância não foi capaz de explicar o comportamento do k (r^2 ajustado negativo), porém apontou uma tendência de aumento linear na variável ao longo das transições, o que é observado pelo valor constante e positivo da primeira derivada (figura 10). A perda de massa no dia 4, mostrou um aumento estatisticamente significativo após 100 metros da entrada no pasto, sendo que esse comportamento deixou de ser significante logo após a entrada no fragmento florestal. Assim como na data anterior, a perda de massa no dia 14 mostrou um ponto de aumento significativo no trecho de pasto, enquanto que nos dias 8 e 19, a variável teve um aumento linear ao longo do contínuo de rio.

No dia 4, os pacotes perderam entre 9% e 35% da sua massa inicial, sendo o valor mínimo medido na floresta preservada e o valor máximo no fragmento florestal (figura 10). O modelo gerado para essa data, explicou 43,7% da variação (r^2 ajustado = 0,437, $p = 0,004$). Com relação aos macroinvertebrados coletados nos pacotes de folhas, contabilizamos 42 indivíduos distribuídos entre 6 famílias, sendo Simuliidae a mais numerosa com 31 indivíduos identificados. No dia 8, o modelo explicou 33,1% da perda de massa nos pacotes (r^2 ajustado = 0,331, $p = 0,005$). Essa perda variou entre 13% no pasto e 41% no fragmento florestal (anexo 5). Nessa data, tivemos 51 invertebrados identificados em 9 famílias, Chironomidae apresentou a maior abundância com 25 indivíduos. No dia 14, a variação na perda de massa ficou entre 20% e 44% (anexo 5), com o modelo explicando 32,1% do comportamento observado (r^2 ajustado = 0,321, $p = 0,008$). Com relação aos invertebrados, contabilizamos 54 indivíduos, distribuídos em 14 famílias e Chironomidae foi a mais numerosa com 30 macroinvertebrados. No dia 19, o modelo gerado explicou 20,1% do decaimento de massa (r^2 ajustado = 0,201, $p = 0,03$), que variou entre 24% e 48% (anexo 5). Nos pacotes de folhas identificamos um total de 71 invertebrados distribuídos entre 8 famílias, o gênero *Stenochironomus* foi o mais numeroso

com 38 indivíduos. No dia 19, o modelo da abundância de invertebrados nos pacotes de folhas explicou 36,9% da variação observada nos dados (r^2 ajustado = 0,369, p = 0,03) e a derivada mostrou um aumento significativo da variável ocorrendo do pasto para o fragmento. Com relação ao número de famílias identificadas, o modelo gerado para o dia 4 explicou 19,3% da variação na riqueza de famílias (r^2 ajustado = 0,193) e mostrou uma tendência de aumento da riqueza ao longo da floresta-pasto seguido de uma redução entre o pasto e o fragmento. Nos dias 8, 14 e 19, a riqueza de famílias mostrou um comportamento de aumento linear ao longo do contínuo de rio, sendo que no dia 14 essa mudança ocorreu de forma significativa (r^2 ajustado = 0,195, p = 0,03).

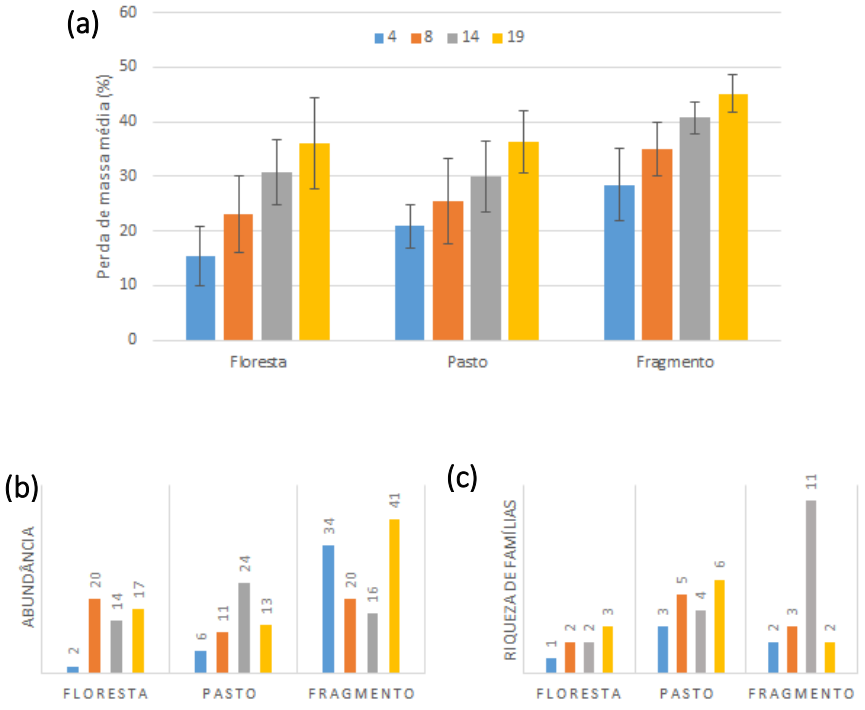
Figura 10 – Decomposição de folhas



Legenda: GAMMs e derivadas da perda de massa no dia 4 e da constante de decomposição k ao longo das transições.
Fonte: O autor, 2021.

Ao resumir a perda de massa média nas diferentes categorias, é possível observar que os valores foram maiores dentro do fragmento florestal em todas as datas do experimento (figura 11 A). Pelo resultado da ANOVA, o fragmento florestal teve perdas de massa significativamente maiores do que as observadas na floresta preservada, nos dias 4 ($p = 0,003$) , 8 ($p = 0,02$) e 14 do experimento. No dia 14, a perda de massa média nos pacotes do fragmento florestal foi maior do que no pasto ($p = 0,007$) e o número de famílias de invertebrados foi maior do que na floresta preservada ($p = 0,04$). Embora o fragmento florestal não tenha registrado os maiores valores de riqueza, que no geral ocorreram no pasto (figura 11 C), esse trecho registrou as maiores abundâncias de invertebrados nos pacotes de folhas (figura 11 B). Os valores médios, desvios e o valor de significância da ANOVA podem ser consultados no anexo 2.

Figura 11 - Perda de massa média dos pacotes de folha



Legenda: Perda de massa média dos pacotes de folha, para cada data do experimento, dentro das categorias (a), somatório do número de macroinvertebrados encontrados nos pacotes de folhas (b) e o somatório do número de famílias (c).

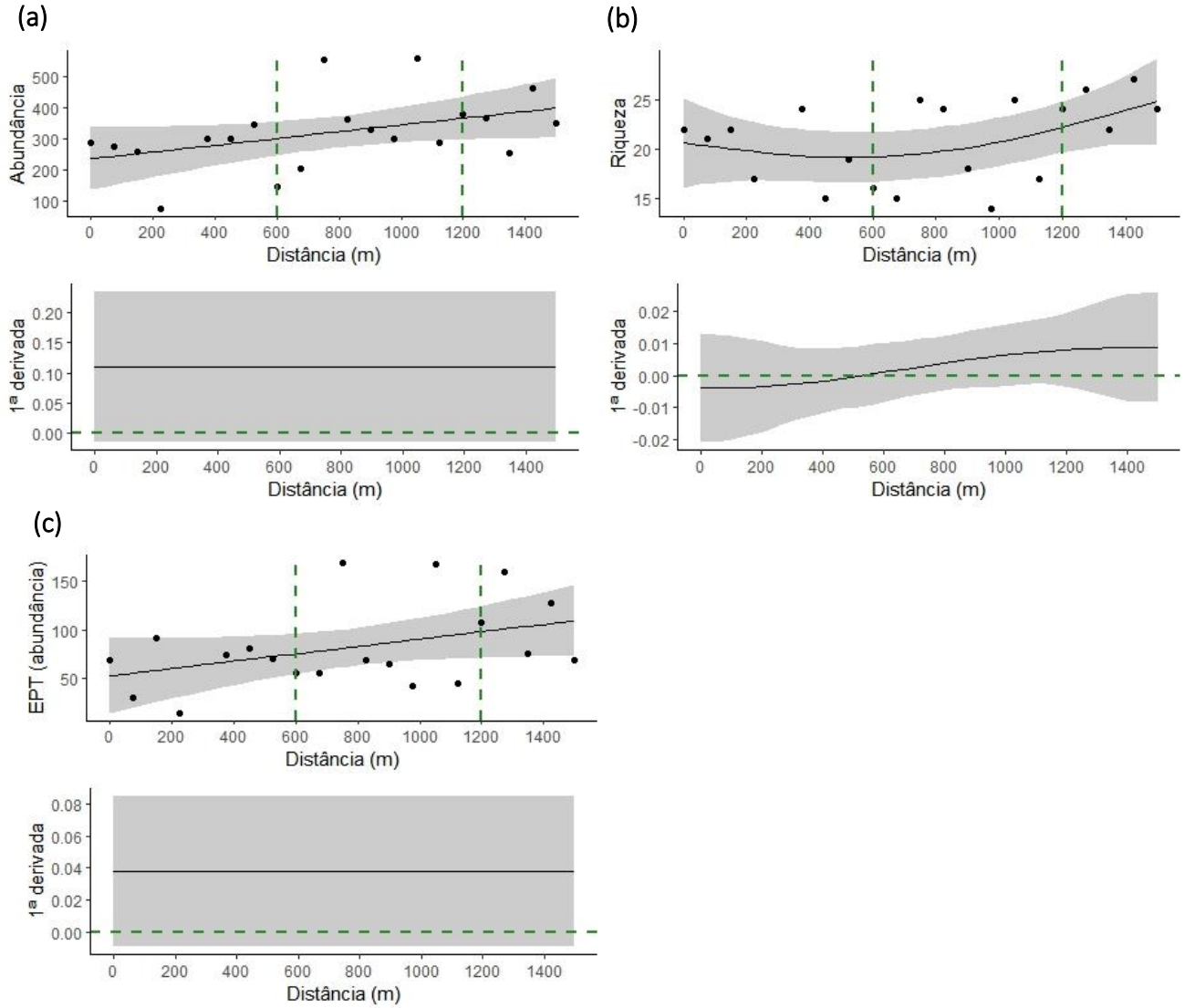
Fonte: O autor, 2021.

3.4 **Comunidade de macroinvertebrados bentônicos**

Dentre as métricas analisadas, apenas o Índice de Shannon e as famílias: Leptophlebiidae, Tanypodinae, Leptoceridae, Hydroptilidae e Dixidae, tiveram modelos significativos ($p < 0,05$). As respectivas derivadas mostraram mudanças no comportamento estatisticamente diferentes de zero, com exceção dos modelos gerados para o Índice de Shannon e Leptoceridae. Porém, nenhuma das variáveis mostrou efeito de transição, uma vez que as respostas apresentadas foram de aumento contínuo ao longo do córrego, ou seja, não foram alteradas após as transições na cobertura vegetal.

A abundância de macroinvertebrados nos pontos variou entre 77 e 575 indivíduos, o valor mínimo foi registrado na floresta e o máximo no pasto. O modelo da abundância de invertebrados explicou 14,5% da variação ocorrida (r^2 ajustado = 0,145, p = 0,055) e mostrou um aumento linear dos macroinvertebrados bentônicos ao longo do contínuo de rio (figura 12). A riqueza variou entre 14 e 27 famílias e assim como a abundância, a riqueza não mostrou um efeito de transição. O modelo do número de famílias explicou 17,6% da variação (r^2 ajustado = 0,176), com a derivada mostrando um aumento da variável ao longo do pasto e do fragmento florestal (figura 12). A diversidade, medida através do Índice de Shannon, teve o valor mínimo de 1,14 e o máximo de 2,46; ambos registrados na floresta preservada. O modelo explicou 32,6% da variação na diversidade (r^2 ajustado = 0,326, p = 0,05) que, no geral, foi maior dentro dos trechos florestados. A derivada mostrou uma redução do índice na transição floresta-pasto seguido de um aumento após a entrada no fragmento florestal. O grupo EPT, teve o mínimo de 15 indivíduos registrados na floresta e o máximo de 169 no pasto. O modelo do grupo EPT explicou 11,5% da variação (r^2 ajustado = 0, 115), com a derivada apontando um aumento linear no grupo ao longo do contínuo de rio (figura 12), porém não houve diferença significativa entre as categorias.

Figura 12 – Invertebrados bentônicos



Legenda: GAMMs e derivadas da abundância de macroinvertebrados bentônicos (a), riqueza de famílias (b) e abundância do grupo EPT (c) ao longo das transições.

Fonte: O autor, 2021.

Nas amostras de invertebrados bentônicos contabilizamos um total de 6550 indivíduos, distribuídos entre 43 famílias. Dez famílias representaram 90% dos indivíduos identificados: Chironomidae (44%), Leptophlebiidae (9%), Baetidae (7%), Acari (7%), Tanypodinae (6%), Elmidae (5%), Ceratopogonidae (4%), Simuliidae (3%), Leptohyphidae (2%) e Hydropsychidae (2%). Dentre os invertebrados bentônicos identificados, os grupos funcionais alimentares mais abundantes foram os coletores, representando 60% do total de organismos, seguido pelos predadores (21%) e dos raspadores (14%). Enquanto os grupos menos abundantes nas amostras foram os filtradores (3%) e os fragmentadores (2%).

Os coletores foram, em geral, os macroinvertebrados mais abundantes nos pontos, correspondendo entre 41% e 82% dos organismos contabilizados (anexo 6). Esse grupo teve um aumento na abundância da floresta para o pasto seguido de uma redução do pasto para o fragmento florestal, com o modelo explicando 7,51% da variação observada (r^2 ajustado = 0,0751). Dentre os coletores mais abundantes, a família Chironomidae teve o maior número de indivíduos contabilizados nos pontos, representando entre 21% e 76% da abundância, com o mínimo de 25 e máximo de 264 indivíduos. Chironomidae, mostrou um aumento na abundância da floresta para o pasto e uma redução ao entrar no fragmento florestal, com o modelo explicando 9,12% da variação observada (r^2 ajustado = 0,0912). A família Elmidae representou entre 2% e 8% da abundância nos pontos, com o valor mínimo de 3 e o máximo de 42 indivíduos registrados na floresta preservada e no pasto, respectivamente. O modelo mostrou um aumento linear dessa família ao longo do contínuo de rio, com uma explicação de 8,35% (r^2 ajustado = 0,0835). Enquanto que Leptophlebiidae, correspondeu entre 2% e 25% da abundância nos pontos, apresentando o mínimo de 2 e o máximo de 96 indivíduos contabilizados. O modelo explicou 29,3% da variação (r^2 ajustado = 0,293, $p = 0,008$) e esse grupo mostrou uma mudança significativa de aumento linear ao longo das transições, obtendo as maiores abundâncias no fragmento florestal.

A abundância de predadores foi bastante expressiva nos pontos amostrados, principalmente na floresta preservada, na qual registramos o valor máximo para o grupo (43%). O modelo com a distância explicou 24,1% da variação observada nos predadores (r^2 ajustado = 0,241), que diminuíram ao longo da transição floresta-pasto e aumentaram na transição pasto-fragmento. Dos predadores mais abundantes, a família Ceratopogonidae variou entre 0% e 14% nos pontos, com o valor máximo de 34 e o mínimo de zero indivíduos contabilizados. O modelo gerado não foi capaz de explicar a variação observada (r^2 ajustado negativo), porém apontou um aumento desse grupo entre o pasto e o fragmento florestal. A Ordem Acari representou até 20% da abundância nos pontos, variando entre zero e 60 indivíduos. O modelo não foi capaz

de explicar o comportamento observado (r^2 ajustado negativo). A subfamília Tanypodinae correspondeu entre 2% e 16% do total de invertebrados nos pontos, com o valor mínimo de 5 e o máximo de 58 indivíduos contabilizados. O modelo explicou 26,2% da variação (r^2 ajustado = 0,262, p = 0,01), mostrando uma mudança significativa de aumento linear ao longo das transições, atingindo as maiores abundâncias no fragmento florestal.

A porcentagem de raspadores nos pontos variou entre 6% e 28%, com a abundância máxima registrada na floresta preservada (anexo 6). O modelo explicou 4,51% da variação neste grupo de invertebrados (r^2 ajustado = 0,0451). Entre os raspadores mais abundantes, a família Leptohyphidae variou entre 0% e 7% da abundância nos pontos, com um mínimo de 0 e um máximo de 19 indivíduos contabilizados. O modelo explicou 4,17% da variação (r^2 ajustado = 0,0417) e mostrou um aumento desse grupo da floresta para o pasto, trecho no qual ocorreu a maior abundância, seguido de uma redução após a entrada do córrego no fragmento florestal. Hydropsychidae representou até 6% da abundância, com mínimo de zero e máximo de 30 indivíduos contabilizados. O modelo gerado não foi capaz de explicar a variação observada nessa família (r^2 ajustado negativo), porém apontou um aumento linear desse grupo ao longo do contínuo de rio. A abundância de Baetidae nos pontos variou entre 3% e 19%, com o mínimo de 5 e o máximo de 70 indivíduos contabilizados. O modelo explicou 13,3% da variação observada (r^2 ajustado = 0,133), ocorrendo um aumento dessa família da floresta para o pasto, seguido de uma redução do pasto para o fragmento.

Os filtradores representaram entre 1% e 7% da abundância nos pontos. O modelo para esse grupo explicou 15,8% da variação observada (r^2 ajustado = 0,158). A primeira derivada mostrou uma redução no número de filtradores da floresta para o pasto, seguido de um aumento do pasto para o fragmento. No grupo de filtradores, a família Simuliidae foi a mais abundante, variando de 0% a 6% ao longo das transições, com a maior abundância de 21 indivíduos registrada no fragmento florestal. O modelo explicou 23,7% da variação nos dados (r^2 ajustado = 0,237), com Simuliidae decrescendo da floresta para o pasto e aumentando do pasto para o fragmento. Essa família teve, no geral, maiores abundâncias nos trechos florestados, mesmo comportamento assumido pelo grupo funcional. A porcentagem de fragmentadores diminuiu ao longo da transição floresta-pasto, seguido de um aumento no fragmento florestal, que teve a maior porcentagem registrada (5%). O modelo gerado explicou 29,5% da variação nos fragmentadores (r^2 ajustado = 0,295). O grupo acompanhou a mudança da cobertura vegetal, apresentando as maiores abundâncias nas áreas florestadas (anexo 6). Os invertebrados do gênero *Stenochironomus* foram os fragmentadores mais abundantes nas amostras. O modelo

explicou 18,3% do comportamento observado (r^2 ajustado = 0,183) e a derivada mostrou uma redução desse grupo da floresta para o pasto e um aumento na transição pasto-fragmento.

Pelo resultado da ANOVA entre as categorias, observamos que a diversidade de invertebrados, mensurada através do Índice de Shannon (H), foi significativamente maior no fragmento florestal do que no pasto (p = 0,02). A abundância de macroinvertebrados coletores no pasto foi maior do que na floresta preservada (p = 0,01), porém não foi identificada diferença significativa entre o pasto e o fragmento florestal (tabela 2). Entre as famílias de macroinvertebrados bentônicos, 5 tiveram diferenças significativas entre as categorias. A família Leptophlebiidae teve maior abundância dentro do fragmento florestal (p = 0,002). Chironomidae foi numericamente mais abundante no pasto do que na floresta (p = 0,01) e Tanypodinae teve abundâncias no fragmento significativamente maiores do que na floresta preservada (p = 0,05). Dentre as famílias menos abundantes, Hydroptilidae (p = 0,01) e Dixidae (p = 0,02) também apresentaram abundâncias significativamente maiores no fragmento em comparação à floresta preservada.

Tabela 2 - Média, desvio padrão amostral (Dp) e o valor de significância da ANOVA, utilizando o somatório do número de indivíduos coletados nas categorias de floresta, pasto e fragmento.

	Floresta		Pasto		Fragmento		
Variável	**Média**	**Dp**	**Média**	**Dp**	**Média**	**Dp**	**Pr(>F)**
Macroinvertebrados	247,9	90,9	370,4	137,0	361,0	75,0	0,07
EPT	60,9	26,0	87,7	55,7	107,8	37,2	0,1
Raspadores	33,9	15,6	56,9	39,5	42,6	10,1	0,3
Fragmentadores	5,8	5,0	3,4	3,1	7,0	6,2	0,4
Coletores	134,3	64,3	248,6	75,7	206,6	42,8	0,01
Predadores	65,1	36,9	53,7	29,4	89,0	26,3	0,2
Filtradores	8,9	5,1	7,9	4,0	15,8	7,6	0,05
Riqueza de famílias	19,5	3,3	19,7	4,8	24,6	1,9	0,05
Shannon (H)	2,1	0,4	1,7	0,3	2,2	0,2	0,02
Leptophlebiidae	16,8	10,7	25,9	16,2	58,4	27,6	0,002
Chironomidae	105,8	63,1	201,7	52,5	124,2	45,2	0,01
Tanypodinae	13,4	6,9	19,9	10,0	32,0	19,7	0,05
Hydroptilidae	0,3	0,5	1,3	1,1	2,0	1,2	0,01
Dixidae	0,6	0,7	1,0	1,2	2,4	1,1	0,02

Fonte: O autor, 2021.

4 **DISCUSSÃO**

4.1 **Análises físicas e químicas**

Na análise de GAMM das variáveis físico-químicas observamos derivadas apontando mudanças significativas, desencadeadas após uma alteração na cobertura do solo, ocorrendo no amônio e na temperatura. Pelos resultados da ANOVA entre categorias, vimos que a cobertura vegetal no pasto foi significativamente menor do que a observada nos trechos florestados. Os valores médios de amônio no fragmento foram estatisticamente menores do que nos outros trechos. A temperatura no fragmento florestal foi estatisticamente maior do que na floresta e no pasto, porém não foi observada diferença significativa na temperatura entre o pasto e a floresta contínua. E por fim, a condutividade no fragmento foi significativamente menor do que na floresta contínua.

No estudo conduzido por Suga e Tanaka (2013), ao longo de uma transição abrupta na cobertura do solo, a condutividade mostrou uma tendência de redução ao longo de um fragmento florestal. Em nosso estudo vimos que a condutividade foi significativamente menor no fragmento, contudo tal comportamento de redução começou no pasto, embora fosse esperado um aumento dessa variável ao longo do trecho impactado, a não observação desse padrão pode ser explicado pelo trecho de pasto não ter apresentado aumento significativo de nutrientes, como amônio e fosfato. Assim como o observado em nosso estudo com relação ao amônio, Storey e Cowley (1997) e Goss *et al*. (2014) também identificaram reduções na concentração de nitrogênio em trechos florestados, em riachos que foram de trechos sem cobertura para dentro de remanescentes florestais. O que indica que tais fragmentos podem funcionar como *hot spots* para o processamento de nitrogênio em riachos (Fernandes et al. 2014; Goss et al. 2014). Embora não tenhamos detectado nenhuma modificação significativa no fósforo reativo solúvel ao longo das transições na cobertura vegetal, outros estudos conduzidos em transições, identificaram maiores concentrações de fósforo ocorrendo em trechos florestados, resultado possivelmente associado a uma menor assimilação desse nutriente por algas (Feijó-Lima et al. 2018; Scarsbrook e Halliday 1999).

A temperatura é um outro fator importante na regulação dos processos e da biota em ecossistemas aquáticos, exibindo sensibilidade a alterações na cobertura vegetal (Bowler et al. 2012). Estudos realizados em transições abruptas mostram uma redução na temperatura entre 50 e 300 metros dentro de remanescentes florestais, após os riachos passarem por trechos sem

cobertura (Goss et al. 2014; Storey e Cowley 1997). Em nosso experimento vimos que a temperatura se manteve abaixo de 18 ºC ao longo da floresta preservada e do pasto, porém tendeu a aumentar de forma significativa nos últimos metros do pasto e ao longo do fragmento florestal. A média da temperatura dentro do fragmento foi estatisticamente maior do que a registrada nos outros dois trechos. A derivada do GAMM indica uma tendência de redução da variável a partir do último ponto dentro do fragmento, indicando que a temperatura pode ter precisado de mais de 300 metros para que fosse constatada uma redução significativa.

A turbidez, embora não significativa, teve uma tendência de aumento contínuo ao longo das transições, com os menores valores registrados na floresta preservada. Embora não tenhamos medido a proporção de substratos nos pontos, visualizamos durante as coletas que na floresta preservada existe uma grande proporção de pedras que tende a diminuir ao longo do pasto. Nesse ambiente, observamos a formação de grandes depósitos de areia e outros sedimentos finos, que se mantêm ao longo do fragmento florestal, fator que pode explicar o aumento da turbidez ao longo desses dois trechos. Feijó-Lima *et al.* (2018), estudando a mesma transição floresta-pasto, observou uma perda de pedras, redução no tamanho dos substratos e um incremento da proporção de areia ocorrendo ao longo do trecho de pasto. Harding *et al.* (2006) encontrou o mesmo padrão, observando essa redução no tamanho dos substratos tanto em trechos de agricultura quanto em fragmentos florestais, quando comparados a florestas contínuas. Chakona *et al* (2009), estudando transições abruptas em riachos africanos, reportou uma drástica mudança nas características físicas do habitat, observando redução da heterogeneidade de habitat devido ao aumento da sedimentação nos trechos impactados. A maior sedimentação e o consequente afunilamento do canal em trechos de pastagem é algo amplamente reportado na literatura, sendo esperado que esse impacto seja revertido pelo replantio da vegetação ripária, através de um processo de reestabilização do solo. Scarsbrook e Halliday (1999), ao estudar uma transição do tipo pasto-fragmento, observaram uma redução nos níveis de sedimentos finos após 300 metros da entrada em um remanescente florestal, porém tais níveis permaneceram maiores do que o observado em sites de referência.

4.2 **Produção primária perifítica**

Dentre as variáveis que apresentaram um comportamento de atraso na resposta após a mudança na cobertura temos a clorofila *a* das algas do perifíton. A biomassa algal, presente nos substratos artificiais, demorou 8 dias para mostrar o aumento significativo na área de pasto, mesmo comportamento que foi observado nas datas posteriores. Embora o aumento significativo no pasto tenha ocorrido em três das quatro datas do experimento, só observamos uma redução significativa na biomassa de algas ocorrendo na transição pasto-fragmento no dia 14. Esse fato é corroborado pela ANOVA entre categorias, que identificou diferenças significativas nos valores de clorofila *a* ocorrendo apenas entre o pasto e a floresta preservada. Isso indica que o fragmento florestal após o impacto reduziu o biofilme de algas, porém essa biomassa permaneceu em níveis intermediários entre o pasto e a floresta. O fato do fragmento não ter retornado a parte algal do perifíton ao estado que antecede o distúrbio pode estar relacionado com a estrutura da vegetação nesse trecho. O fragmento é composto por uma vegetação secundária, mais jovem e instável, não oferecendo as mesmas condições de sombreamento do remanescente preservado que antecede o impacto. Embora exista evidência na literatura do potencial de mitigação de remanescentes de florestas ripárias (Feijó-Lima et al. 2018; Goss et al. 2014; Niyogi et al. 2007; Scarsbrook e Halliday 1999), estudos vêm apontando que a estrutura da vegetação pode ter uma importância chave no potencial de mitigação desses fragmentos (Harding et al. 2006).

Ao compararmos as concentrações máximas entre a primeira e a última data do experimento, após um intervalo de 15 dias, observamos um aumento de aproximadamente 4 vezes da clorofila *a* presente no perifíton dos substratos artificiais. A clorofila mostrou um padrão geral de resposta, tanto nos substratos artificiais quanto no estoque natural, de aumento na transição floresta-pasto e redução entre o pasto e o fragmento, atingindo o pico nas concentrações na área de pasto, após 300-400 metros da entrada nesse ambiente. Após o rio fluir para dentro do fragmento florestal, observamos uma redução gradual na biomassa de algas até níveis semelhantes ao da floresta preservada, porém, na maior parte das datas essa redução não foi significativa. Outros estudos detectaram um atraso na resposta do perifíton de pedras naturais após transições na cobertura do solo. Scarsbrook e Halliday (1999), estudando um córrego exposto a fragmentação na Nova Zelândia, viram uma tendência de redução gradual da clorofila *a* após o rio fluir de uma pastagem para um remanescente florestal. Os mesmos constataram uma estabilização nos valores de clorofila após 300 metros dentro do

remanescente. Feijó-Lima *et al.* (2018), estudando a mesma transição utilizada por nós no ano de 2014, constatou que o pico na resposta da clorofila *a* só ocorreu após 265 metros após a perda da cobertura vegetal, indicando que a biomassa algal no trecho de pasto não respondeu imediatamente ao aumento na disponibilidade de luz. A disponibilidade de luz é um forte regulador da produtividade de algas (Denicola et al. 1992), porém nossos resultados sugerem que essa regulação pode ser atrasada por condições associadas a remanescentes florestais a montante do impacto.

Estudos como o de Tromboni *et al.* (2019), indicam que a produtividade do perifíton é limitada por luz em trechos florestados e sugere que ao haver a perda da cobertura vegetal essa limitação pode ocorrer pela escassez de nutrientes. Porém, esse estudo que foi realizado em 2013 no mesmo córrego em que desenvolvemos a nossa pesquisa, não identificou limitação nutricional do biofilme de algas no trecho de pasto. Nas transições estudadas, observamos que o amônio mostrou uma depleção significativa ocorrendo entre o pasto e o fragmento florestal. O ponto de depleção do amônio coincide com o pico da clorofila *a* que ocorreu no final do trecho de pasto, o que pode indicar uma redução desse nutriente por meio do aumento da assimilação pelas algas do perifíton. Dentro do fragmento florestal, a concentração média de amônio se manteve significativamente menor do que o observado dentro das outras categorias. Isso pode se dever a presença da vegetação ripária nas margens do córrego reduzir o aporte lateral de amônio oriundo de excretas, uma vez que os animais não conseguem mais acessar livremente o córrego e suas margens, como ocorre no pasto. Um outro fator a ser considerado é que o fragmento apresentou uma biomassa algal maior do que a registrada na floresta preservada, essa maior produtividade pode ter mantido a depleção no amônio dentro desse trecho.

O aumento da biomassa de algas observado no final do trecho de pasto pode ter três explicações possíveis: menores perdas por efeito do fluxo, aumento na produtividade e menor consumo por herbívoros (Steinman et al. 1989). Nas amostras de invertebrados bentônicos, observamos que o grupo de raspadores se manteve numericamente constante ao longo das transições, não acompanhando o aumento na disponibilidade de recursos. Isso indica que o perifíton no pasto pode não ter sido exposto a uma alta pressão de herbivoria, fator que pode ter facilitado o crescimento do biofilme ao longo desse trecho. O fluxo pode ter beneficiado o crescimento perifítico nos pontos finais do pasto. Os três últimos pontos que tiveram os valores máximos de clorofila *a* apresentaram baixa velocidade de corrente agindo nos substratos (em torno de 0,1 m/s), o que pode ter reduzido a perda de material acumulado. O aumento da biomassa de algas também parece associado a redução da profundidade, pois observamos que

os pontos do pasto com as maiores biomassas eram mais rasos. Um outro fator que pode ter estimulado o crescimento do biofilme foi a temperatura (Kazanjian et al. 2018). Nos últimos três pontos dentro do pasto houve um aumento significativo da temperatura, o que em associação com outros fatores, como a maior intensidade luminosa, pode ter estimulado o crescimento do biofilme.

As diatomáceas do perifíton, em todas as datas tenderam a espelhar o comportamento da clorofila *a*, exibindo o mesmo padrão de mudança ao longo das transições, pelo fato desse grupo representar a maior parte da biomassa algal do perifíton (Tromboni et al. 2019). Entre os grupos de algas menos abundantes, a ocorrência de cianofíceas foi limitada a poucos pontos, sendo que nos dias 4 e 19, sua ocorrência ficou restrita aos trechos florestados. As algas verdes tiveram maior ocorrência e abundância no início da colonização, principalmente nos trechos florestados, ocorrendo uma marcante redução nesse grupo ao longo do tempo. O comportamento do estoque natural de clorofila *a* estava de acordo com o que foi observado nos substratos artificiais, indicando que os substratos foram capazes de representar o comportamento da biomassa de algas no ambiente natural (Lamberti e Resh 1985). Por outro lado, a massa seca livre de cinzas não apresentou nenhuma resposta significativa associada às transições na cobertura vegetal. Ao longo do experimento, o comportamento da clorofila *a* e da MSLC foi discrepante, indicando que a maior parte da matéria orgânica no perifíton não era composta por algas. O mesmo foi observado na MSLC do estoque natural, que também não refletiu o comportamento da biomassa de algas das pedras.

4.3 **Decomposição de material alóctone**

A perda de massa nos pacotes de folhas, mostrou um padrão geral de aumento ao longo dos trechos estudados, com a floresta tendo as menores perdas, o pasto com valores intermediários e o fragmento concentrando as maiores perdas de massa. Nossos resultados mostraram que o comportamento da decomposição não teve uma resposta desencadeada após a mudança na cobertura vegetal. A constante de decomposição (k) mostrou uma grande variação entre pontos, mas nenhum padrão que possa ser relacionado às mudanças na cobertura. A perda de massa, no geral, apresentou um comportamento de aumento contínuo ao longo das transições, com as maiores perdas de massa concentradas no fragmento florestal em todas as datas analisadas. Pelos resultados da análise de variância entre as categorias vimos que nos dias

4, 8 e 14 o fragmento teve perdas de massa estatisticamente maiores do que a floresta preservada. Observamos um rápido decaimento nos quatro primeiros dias do experimento, que é atípico para a fase inicial da decomposição, relacionada principalmente a perda de compostos solúveis da folha (Gessner et al. 1999). Porém, a taxa de lixiviação é responsiva às condições ambientais (Silva-Junior et al. 2014), o que pode explicar o aumento ter ocorrido de forma mais acentuada após o impacto de pasto, porém não explica as maiores taxas de lixiviação no fragmento florestal.

Observamos que a abundância de macroinvertebrados nos pacotes de folhas teve um aumento progressivo até o dia 19, no qual obtivemos a abundância máxima dentro do fragmento florestal. No geral, a abundância de invertebrados nos pacotes de folhas foi baixa e a maior parte dos invertebrados identificados não eram fragmentadores e sim os mais abundantes no compartimento bentônico. Os dípteras Chironomidae e Simuliidae foram, no geral, os invertebrados mais abundantes, esses organismos geralmente fazem o uso ocasional das folhas, utilizando-as como substrato ou refúgio contra predadores (Graça et al. 2001). Contudo, observamos que no dia 19, os fragmentadores *Stenochironomus* predominaram nos pacotes de folhas. Tal fato está de acordo com a atuação tardia de fragmentadores na decomposição, por depender do condicionamento e aumento da palatabilidade das folhas (Cummins et al. 1989). *Stenochironomus* foi o fragmentador mais abundante na área de estudo e teve a ocorrência restrita aos pacotes de folhas coletados no fragmento florestal. Cionek *et al.* (2021), ao avaliar o processo de decomposição em um gradiente de impacto, destacou a importância do papel de *Stenochironomus* em riachos tropicais. Os autores constataram que a abundância desse gênero estava positivamente relacionada com o processamento de folhas em riachos de primeira ordem, apontando que *Stenochironomus* foi um potencial mecanismo para a quebra de folhas nesses sistemas. Em nosso experimento, o fragmento florestal concentrou as maiores abundâncias de invertebrados e as maiores perdas de massa. Embora não seja possível distinguir os mecanismos bióticos e abióticos atuando no processo de decomposição, é assumível que a atividade de invertebrados, mesmo que fazendo um uso ocasional das folhas como substrato, pode ter influenciado positivamente o processo nesse trecho.

A teoria do *river continuum concept* preconiza o material alóctone como o recurso mais importante em rios de baixa ordem e um consequente domínio de fragmentadores dentro da comunidade de invertebrados nesses sistemas. Porém, existe crescente evidência na literatura de que em riachos tropicais a produção autóctone seja o recurso basal preponderante (Neres-Lima et al. 2016) e que os macroinvertebrados fragmentadores podem não ser abundantes dentro de sistemas tropicais, como ocorre em riachos temperados (Boyero et al. 2011). Estudos

sugerem que organismos, que não são classificados como fragmentadores, como a família Leptophlebiidae podem ter um papel chave na fragmentação de material alóctone em riachos tropicais (Aguiar et al. 2017; Andrade et al. 2017). No nosso experimento, registramos a ocorrência de Leptophlebiidae colonizando os pacotes de folhas em todas as datas do experimento. Nas amostras de invertebrados bentônicos essa família estava entre as mais abundantes e apresentou um comportamento significativo de aumento ao longo das transições, mesmo padrão encontrado em diversos invertebrados, e que acompanha a perda de massa observada nos pacotes de folhas. Pela análise de variância, constatamos que Leptophlebiidae foi estatisticamente mais abundante no fragmento florestal do que nas demais categorias.

Na área de estudo, os invertebrados fragmentadores foram pouco representativos e mesmo após ocorrer uma depleção desse grupo no pasto, não houve redução na perda de massa. Isso sugere que no trecho impactado outros fatores estão atuando na manutenção do processo. Assim como a atividade biológica, a decomposição é um processo influenciado por fatores físicos como a temperatura, que pode atuar aumentando a lixiviação, o metabolismo microbiano e consequentemente a decomposição (Martínez et al. 2014). O aumento da temperatura observado no final do pasto e ao longo do fragmento florestal pode ter acelerado a perda de massa nesses trechos. Outro fator que pode ter contribuído para o aumento da perda de massa, especialmente no pasto, foi o incremento de luz. Estudos como o de Franken *et al.* (2005), viram que a perda de massa em pacotes de folhas estava positivamente relacionada com o aumento da intensidade luminosa. Embora a maior parte dos estudos de decomposição foque no papel de bactérias e fungos no processo, os autores indicam que com a perda da cobertura vegetal as algas podem ganhar importância no biofilme de folhas. As algas no epifíton podem incrementar o crescimento de bactérias e fungos, aumentando a intensidade com que esses organismos decompõem o material orgânico. Outro fator é que as algas tornam as folhas mais atrativas para invertebrados interessados em consumir o biofilme algal, conforme sugerido pelos autores. Nos pacotes de folhas coletados durante o experimento, identificamos a presença de invertebrados raspadores em todas as datas, principalmente a família Baetidae, que foi o raspador mais abundante na área de estudo.

Diversos estudos apontam a importância dos fragmentos florestais em manter a diversidade em riachos modificados por atividades humanas. Entretanto, o papel de remanescentes florestais no processo de decomposição tem obtido resultados divergentes na literatura. Tanaka *et al.* (2015), observou a perda de massa aumentar exponencialmente após o rio fluir para o interior de um fragmento florestal, tendo a estabilização do processo nos primeiros 100 metros dentro do remanescente, com valores três vezes maiores do que os

registrados no trecho impactado. Os autores constataram que a decomposição aumentou de forma linear com a abundância de macroinvertebrados fragmentadores. E que o aumento do gênero *Stenochironomus* foi o possível mecanismo por trás do incremento no processo dentro do fragmento florestal. Esse grupo, segundo os autores, poderia estar acelerando a decomposição através do consumo direto das folhas ou indiretamente através da fragilização do material. Outros estudos como o de Goss *et al.* (2014), que ao estudar transições abruptas do tipo agricultura-floresta, não detectaram mudança nas taxas de decomposição dentro do remanescente florestal. Os autores argumentam que os invertebrados fragmentadores, que são altamente sensíveis a perda da cobertura vegetal (Moretti et al. 2007), podem ter seu papel na decomposição suprido por fungos e bactérias, o que explicaria a manutenção do processo no trecho impactado. Danger e Robson (2004), estudando uma transição abrupta de um remanescente florestal para uma área de pastagem na Austrália, obtiveram um resultado similar, observando que a perda de massa em folhas não foi estatisticamente maior no trecho de floresta. Em nosso estudo não constatamos mudanças no valor de k que pareçam estar sendo reguladas pelas transições na cobertura. Também não observamos redução na perda de massa no pasto, porém vimos a potencialização desse processo dentro do fragmento florestal. A decomposição parece responder diretamente a fatores locais, pois não observamos uma redução ou um aumento gradual na resposta após a mudança na cobertura.

Processos ecossistêmicos são indicadores funcionais da integridade em rios (Gessner e Chauvet 2002), que são regulados por uma série de interações entre diferentes componentes químicos, físicos e biológicos do ecossistema (Silva-Junior et al. 2014) . Tais processos pela sua complexidade podem fornecer informações mais completas sobre a integridade do sistema do que o uso isolado de organismos indicadores. O uso de processos ecossistêmicos, como a decomposição, em estudos de monitoramento ambiental tem sido recomendado por diversos autores (Gessner e Chauvet 2002; Young e Collier 2009). Porém, o teste e a aplicação desses processos como indicadores ambientais em regiões de clima tropical não são frequentes (Silva-Junior et al. 2014; Silva-Junior e Moulton 2011). As particularidades dos sistemas tropicais, como diferenças na temperatura da água, disponibilidade de nutrientes e na composição das folhas podem ocasionar respostas diferenciadas (Young e Collier 2009). Na literatura, a rápida decomposição de folhas é associada com sistemas preservados nos quais existe integridade ambiental (Silva-Junior et al. 2014) e a decomposição é retratada como um processo afetado negativamente por impactos como pastagem e agricultura (Silva-Araújo et al. 2020). Em nosso experimento, não observamos uma redução da decomposição no pasto ou perda da funcionalidade no sistema. O incremento do processo dentro do fragmento florestal pode ser

interpretado como um ponto positivo para o potencial desses remanescentes em manter a função do ecossistema.

4.4 **Comunidade de macroinvertebrados bentônicos**

Pela análise de GAMM não observamos mudanças significativas que indiquem um efeito de transição nas principais métricas dos invertebrados bentônicos, como na riqueza de famílias, abundância, abundância do grupo EPT, porcentagem de grupos funcionais ou nas famílias mais abundantes. A maior parte das métricas permaneceu com o comportamento inalterado após a perda da cobertura, mostrando, no geral, um comportamento contínuo de aumento, sem haver um atraso na resposta após a mudança na cobertura vegetal. As únicas variáveis que tiveram derivadas mostrando mudanças significativas foram as famílias Leptophlebiidae, Tanypodinae, Hydroptilidae e Dixidae, que exibiram uma resposta de aumento da abundância ao longo do contínuo estudado, atingindo os maiores valores no fragmento florestal.

A diversidade, calculada pelo Índice de Shannon, diminuiu na transição floresta- pasto e aumentou na transição pasto-fragmento florestal. A análise de variância entre as categorias mostrou que a diversidade foi significativamente maior no fragmento que no pasto. O que indica que o fragmento florestal foi capaz de recuperar a diversidade perdida no trecho impactado. A redução da diversidade no pasto pode ser explicada pelo grande incremento na abundância da família Chironomidae não foi acompanhado de forma proporcional por outros grupos. As famílias menos abundantes, em sua maioria, estavam concentradas em trechos florestados e algumas só foram registradas no fragmento florestal, como é o caso das famílias Odontoceridae e Dicteriadidae. A maioria das famílias raras teve pelo menos uma ocorrência dentro do pasto, com exceção de Libellulidae que não foi amostrada nesse trecho mas voltou a ocorrer no fragmento. A única família que não voltou a ser registrada no fragmento foi Aeshnidae, que só ocorreu na floresta e 150 metros dentro do pasto. O fato da maior parte das famílias voltar a ocorrer no fragmento, reforça a ideia de que remanescentes florestais ripários funcionam como refúgios para espécies especialistas de ambientes florestados, ajudando a manter a diversidade desses organismos em riachos expostos a fragmentação (Heartsill-Scalley e Aide 2003).

Na abundância do grupo EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) vimos uma tendência de aumento desse grupo ao longo dos trechos estudados, com esse bioindicador apresentando as maiores abundâncias no fragmento florestal. O fato de não ocorrer uma redução

significativa do grupo EPT dentro do pasto, pode indicar que os trechos florestados, a montante e a jusante, possivelmente foram importantes em tamponar o impacto causado pela perda de cobertura, possibilitando uma resposta atípica como a manutenção de invertebrados sensíveis dentro do trecho impactado. A permanência desse grupo no pasto pode ser explicada por um possível efeito de resgate acontecendo da floresta preservada para o pasto, em que a floresta acima do impacto funcionaria como um ambiente fonte e o pasto como um sumidouro desses organismos (Brown et al. 2011; Leibold et al. 2004). O remanescente florestal acima do impacto fornece condições perfeitas para organismos sensíveis e possibilita uma migração dessas larvas por meio do fluxo de água para o trecho impactado. Embora o pasto não exiba condições ideais para esse grupo, o fluxo de organismos pode estar sendo forte o suficiente para manter os EPTs na comunidade do pasto. Um outro fator a ser considerado é que os EPTs mais abundantes eram organismos raspadores, como as famílias Baetidae, Leptohyphidae e Hydropsychidae. Logo, o aumento da produtividade no pasto pode ter beneficiado esses organismos em razão da maior disponibilidade de recursos (Feijó-Lima et al. 2018). Estudos conduzidos em transições abruptas têm encontrado resultados divergentes com relação ao grupo EPT. Embora seja esperado uma redução de espécies sensíveis em trechos impactados, alguns estudos têm observado um comportamento oposto, o aumento do grupo EPT em trechos desmatados (Chakona et al. 2009; Danger e Robson 2004; Feijó-Lima et al. 2018; Suga e Tanaka 2013).

Entre os grupos funcionais houve uma tendência de redução após a perda da cobertura vegetal no trecho de pasto observado nos invertebrados predadores, fragmentadores e filtradores, porém esses grupos voltaram a aumentar ao longo do fragmento florestal. Os raspadores se mantiveram relativamente inalterados ao longo das transições e o grupo de coletores foi o único a aumentar com a perda da cobertura. O grupo funcional de invertebrados coletores mostrou um aumento na transição floresta-pasto e uma redução do pasto para o fragmento florestal, sendo que esse grupo foi mais abundante no trecho desmatado. Pelos resultados da ANOVA vimos que a abundância de invertebrados coletores foi estatisticamente maior no pasto do que na floresta preservada ($p = 0,01$). O comportamento desse grupo foi modulado pela família Chironomidae que foi o coletor mais abundante nas amostras. Assim como ocorreu no grupo funcional de coletores, vimos que essa família teve mais indivíduos registrados no pasto do que no trecho de floresta ($p = 0,01$). É esperado um aumento do número de quironomídeos em trechos abertos (Harding e Winterbourn 1995). Danger e Robson (2004), encontraram uma relação positiva entre o aumento de material orgânico particulado fino e o aumento de quironomídeos no trecho de pasto. Sendo que o aumento desse material no pasto, possivelmente advém do trecho de floresta que antecede o impacto. O material alóctone no

remanescente pode estar sendo processado e transportado através do fluxo de água, beneficiando a comunidade de coletores ao longo do pasto. Estudos como o de Quinn *et al.* (1997) apontam que o aumento de quironomídeos no pasto também tem uma relação positiva com o aumento da produtividade primária.

Os invertebrados raspadores, não mostraram um aumento significativo na área de pasto, não acompanhando o aumento na disponibilidade de recursos devido a maior produtividade de algas nesse trecho. Tal comportamento pode ser explicado pela redução na disponibilidade de substrato nesse trecho. No trecho central do pasto existe um afunilamento do canal, com um grande acúmulo de areia e redução de pedras naturais e esse fator pode ter limitado a expansão dos raspadores ao longo do pasto. Leptohyphidae, Baetidae e Hydropsychidae foram os raspadores mais abundantes nas amostras. Hydropsychidae pareceu não responder às mudanças na cobertura, porém Leptohyphidae e Baetidae exibiram um aumento discreto na área de pasto, apresentando, em geral, mais indivíduos no pasto do que nos trechos florestados. Feijó-Lima *et al.* (2018), estudando a comunidade de invertebrados bentônicos na transição floresta-pasto utilizada no nosso estudo, constatou que Baetidae e Leptohyphidae eram os principais raspadores dentro da área de estudo, resultado que está de acordo com o encontrado no nosso experimento, realizado após 5 anos. O autor constatou que a abundância dos invertebrados era primariamente explicada pela disponibilidade de substrato e secundariamente pela disponibilidade de recurso, observando uma redução de substratos disponíveis no compartimento bentônico para a colonização dos invertebrados ao longo do trecho de pasto. Embora, em 2014 as coletas realizadas pelo autor mostraram um aumento na proporção de raspadores e uma redução de coletores ao longo do pasto, o que não foi observado no nosso estudo.

Os invertebrados fragmentadores foram os menos representativos, exibindo uma relação direta com a cobertura vegetal. Os fragmentadores foram mais abundantes nos trechos florestados, sofrendo uma redução após a perda da cobertura, comportamento esperado tendo em vista a dependência desse grupo a disponibilidade de material alóctone (Boyero et al. 2009). Os dípteras *Stenochironomus*, foram os fragmentadores mais representativos nas amostras e tiveram sua ocorrência quase que completamente restrita aos trechos florestados. O grupo dos fragmentadores declinou ao longo do pasto e tendeu a aumentar no fragmento florestal, apresentando após 300 metros a maior abundância dentro do fragmento. Embora não significativo, esse resultado está de acordo com outros estudos como o de Goss *et al* (2014), que encontrou uma relação positiva de invertebrados fragmentadores com a distância dentro de fragmentos florestais em riachos impactados pela agricultura.

Mudanças no uso do solo costumam desencadear alterações na composição de invertebrados bentônicos. Córregos de pasto geralmente exibem maior biomassa perifítica e maior densidade de macroinvertebrados, principalmente devido ao aumento do número de quironomídeos (Quinn et al. 1997). Enquanto organismos sensíveis como o grupo EPT, tendem a diminuir devido a modificações no ambiente, como aumento da sedimentação, da temperatura e redução dos níveis de oxigênio na água (Harding e Winterbourn 1995). O estudo conduzido por Silva-Araújo *et al.* (2020) testou o efeito da perda da cobertura vegetal na decomposição de material alóctone e na composição de invertebrados aquáticos dentro de riachos da mesma localidade que foi utilizada no nosso estudo. A autora concluiu que a perda da cobertura influenciou negativamente os invertebrados na riqueza, no Índice de Shannon, na porcentagem de invertebrados fragmentadores e na porcentagem do grupo EPT, enquanto que Chironomidae aumentou com a perda da vegetação ripária.

É esperado que trechos desmatados associados a pastagens e agricultura tenham reduções na diversidade e em outros indicadores de qualidade ambiental (Niyogi et al. 2007). Porém, alguns estudos realizados em transições abruptas tem demonstrado a importância de remanescentes florestais em recuperar a comunidade de invertebrados bentônicos após um impacto associado à agricultura ou pastagem (Chakona et al. 2009; Scarsbrook e Halliday 1999; Suga e Tanaka 2013). Tal conclusão está de acordo com os resultados obtidos em nosso estudo. No qual observamos um efeito positivo do fragmento florestal na maioria das métricas relacionadas aos invertebrados bentônicos. A entrada de folhas e outros materiais advindos do ambiente terrestre tendem a aumentar a quantidade de matéria orgânica particulada e promover uma maior diversidade de recursos alimentares e de habitats nos trechos de floresta (Harding e Winterbourn 1995). Outro fator importante é o efeito de filtragem promovido pela vegetação ripária, que proporciona menores temperaturas e menor quantidade de sedimentos em suspensão (Quinn et al. 1997). Apesar da crescente evidência na literatura de fragmentos florestais serem capazes de recuperar condições ambientais, a eficácia de remanescentes de vegetação secundária em mitigar impactos em rios pode ser um processo demorado. Harding *et al* (1998) cunhou o termo "*the ghost of land use past"*, que sugere que a diversidade biológica em riachos pode responder não à vegetação atual mas sim ao uso do solo que foi praticado na bacia há décadas atrás. Segundo ele, o impacto associado à pastagem e agricultura pode alterar profundamente a estrutura de comunidades biológicas e esse efeito pode persistir mesmo após a restauração da vegetação. Ou seja, o autor alerta que a atual concepção de restauração, em que se acredita que haverá um rápido retorno das condições após se restabelecer a vegetação, não é sempre verdadeiro.

CONCLUSÃO

Em nossos resultados observamos que a biomassa de algas e o grupo de diatomáceas mostraram uma resposta consistente de atraso em relação às transições na cobertura, demorando entre 300-400 metros dentro do pasto para que houvesse os maiores valores. Dentro do fragmento florestal vimos uma resposta geral de redução gradual, mas que foi significativa apenas na clorofila do dia 14 e nas algas marrons do dia 8. Com relação à decomposição observamos que o valor de k e a perda de massa não tiveram o comportamento alterado após as transições na cobertura. A perda de massa mostrou um comportamento de aumento contínuo ao longo do rio, com o fragmento florestal concentrando os maiores valores. A taxa de lixiviação, representada pela perda de massa no dia 4, teve um aumento significativo nos primeiros 50 metros do trecho de pasto, comportamento que deixou de ocorrer logo no primeiro ponto dentro do fragmento florestal. Com relação aos macroinvertebrados, identificamos o aumento de diversas métricas como abundância de EPT, diversidade, invertebrados fragmentadores, filtradores e predadores dentro da comunidade no fragmento florestal. O fragmento embora não tenha retornado todas as métricas ao estado pré-distúrbio, foi capaz de amortecer diversas características alteradas ao longo do pasto.

Tendo em vista tais resultados, estamos de acordo com a crescente evidência na literatura da importância de remanescentes florestais em manter a integridade e o funcionamento de riachos (Niyogi et al. 2007; Scarsbrook e Halliday 1999; Storey e Cowley 1997; Tanaka et al. 2015). Porém é preciso considerar que fragmentos de florestas ripárias são heterogêneos e podem não ter o mesmo efeito em garantir a qualidade da água (Fernandes et al. 2014). Fatores estruturais como o estado sucessional da vegetação (Osborne e Kovacic 1993), o uso prévio da bacia (Harding et al. 1998) e as atividades em áreas adjacentes podem interferir na eficiência de um remanescente florestal em tamponar impactos (Souza et al. 2013). Isso faz necessário que haja um estudo mais sistêmico aliado ao reflorestamento, para garantir que os remanescentes a serem instalados possam tamponar possíveis impactos de forma otimizada. Um desafio para estudos futuros é desvendar os mecanismos por trás do efeito de remanescentes florestais em atrasar a resposta de variáveis após a perda da cobertura vegetal, como observamos na biomassa de algas. A consolidação de uma estrutura teórica e de análises estatísticas para o estudo da fragmentação em rios e as suas implicações para o funcionamento desses ecossistemas, torna-se crucial para um melhor desenvolvimento do tema.

REFERÊNCIAS

Aguiar ACF, Neres-Lima V, Moulton TP. 2017. Relationships between shredders and leaves along a shading gradient. J Limnol. 2(Dm).

Akamagwuna FC, Mensah PK, Nnadozie CF, Odume ON. 2019. Evaluating the responses of taxa in the orders Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT) to sediment stress in the Tsitsa River and its tributaries, Eastern Cape, South Africa. Environ Monit Assess. 191(11). doi:10.1007/s10661-019-7846-9.

Allan JD. 2004. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. Annu Rev Ecol Evol Syst. 35(2002):257–284. doi:10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122.

Andrade CM, Neres-Lima V, Moulton TP. 2017. Differentiating the roles of shrimp and aquatic insects in leaf processing in a Neotropical stream. Mar Freshw Res. 68(9):1695–1703. doi:10.1071/MF16206.

Avissar R, Werth D. 2005. Global hydroclimatological teleconnections resulting from tropical deforestation. J Hydrometeorol. 6(2):134–145. doi:10.1175/JHM406.1.

Bertrab MG, Krein A, Stendera S, Thielen F, Hering D. 2013. Is fine sediment deposition a main driver for the composition of benthic macroinvertebrate assemblages? Ecol Indic. 24:589–598. doi:10.1016/j.ecolind.2012.08.001.

Biggs BJF. 1996. Hydraulic habitat of plants in streams. Regul Rivers Res Manag. 12(2–3):131–144. doi:10.1002/(sici)1099-1646(199603)12:2/3<131::aid-rrr385>3.0.co;2-x.

Boston HL, Hill WR. 1991. Photosynthesis–light relations of stream periphyton communities. Limnol Oceanogr. 36(4):644–656. doi:10.4319/lo.1991.36.4.0644.

Bowler DE, Mant R, Orr H, Hannah DM, Pullin AS. 2012. What are the effects of wooded riparian zones on stream temperature? Environ Evid. 1(1):1–9. doi:10.1186/2047-2382-1-3.

Boyero L, Pearson RG, Dudgeon D, Graça MAS, Gessner MO, Albariño RJ, Ferreira V, Yule CM, Boulton AJ, Arunachalam M, et al. 2011. Global distribution of a key trophic guild contrasts with common latitudinal diversity patterns. Ecology. 92(9):1839–1848. doi:10.1890/10-2244.1.

Boyero L, Ramírez A, Dudgeon D, Pearson RG. 2009. Are tropical streams really different? J North Am Benthol Soc. 28(2):397–403. doi:10.1899/08-146.1.

Brito EF, Moulton TP, De Souza ML, Bunn SE. 2006. Stable isotope analysis indicates microalgae as the predominant food source of fauna in a coastal forest stream, south-east Brazil. Austral Ecol. 31(5):623–633. doi:10.1111/j.1442-9993.2006.01610.x.

Broadmeadow S, Nisbet TR. 2004. The effects of riparian forest management on the freshwater environment: A literature review of best management practice. Hydrol Earth Syst Sci. 8(3):286–305. doi:10.5194/hess-8-286-2004.

Brown BL, Swan CM, Auerbach DA, Campbell Grant EH, Hitt NP, Maloney KO, Patrick C. 2011. Metacommunity theory as a multispecies, multiscale framework for studying the influence of river network structure on riverine communities and ecosystems. J North Am Benthol Soc. 30(1):310–327. doi:10.1899/10-129.1.

Cadenasso ML, Traynor MM, Pickett STA. 1997. Functional location of forest edges:

Gradients of multiple physical factors. Can J For Res. 27(5):774–782. doi:10.1139/x97-013.

Callisto M, GOULART M, MORETTI M. 2001. Macroinvertebrados Bentônicos Como Ferramenta Para Avaliar a Saúde de Riachos. Rev Bras Recur Hídricos. 6(1):71–82. doi:10.21168/rbrh.v6n1.p71-82.

Campbell Grant EH, Lowe WH, Fagan WF. 2007. Living in the branches: Population dynamics and ecological processes in dendritic networks. Ecol Lett. 10(2):165–175. doi:10.1111/j.1461-0248.2006.01007.x.

Carvalho C, Pedreira G, Abreu MB De. 2009. Mapeamento do uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do rio Guapi-Macacu, RJ. :2111–2118.

Chakona A, Phiri C, Chinamaringa T, Muller N. 2009. Changes in biota along a dry-land river in northwestern Zimbabwe: Declines and improvements in river health related to land use. Aquat Ecol. 43(4):1095–1106. doi:10.1007/s10452-008-9222-7.

Cole LJ, Stockan J, Helliwell R. 2020. Managing riparian buffer strips to optimise ecosystem services: A review. Agric Ecosyst Environ. 296(April):106891. doi:10.1016/j.agee.2020.106891. https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106891.

Cummins K. 2002. Tropidc Relations of Aquatic Insects. Water Resour. 18(220):183–206.

Cummins KW, Wilzbach M a, Gates DM, Perry JB, Taliaferro WB. 1989. Shredders Riparian Vegetation stream invertebrates. Bioscience. 39(1):24–30.

Danger AR, Robson BJ. 2004. The effects of land use on leaf-litter processing by macroinvertebrates in an Australian temperate coastal stream. Aquat Sci. 66(3):296–304. doi:10.1007/s00027-004-0718-5.

Denicola AM, Hoagland KD, Roemer SC, Denicola DM. 2010. Influences of Canopy Cover on Spectral Irradiance and Periphyton Assemblages in a Prairie Stream Published by : The North American Benthological Society Influences of canopy cover on spectral irradiance and periphyton assemblages in a prairie stream. Society. 11(4):391–404.

Devaraju N, Bala G, Modak A. 2015. Effects of large-scale deforestation on precipitation in the monsoon regions: Remote versus local effects. Proc Natl Acad Sci U S A. 112(11):3257–3262. doi:10.1073/pnas.1423439112.

Dodds WK, Oakes RM. 2008. Headwater influences on downstream water quality. Environ Manage. 41(3):367–377. doi:10.1007/s00267-007-9033-y.

Dodds WK, Smith VH. 2016. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. Inl Waters. 6(2):155–164. doi:10.5268/IW-6.2.909.

Dodds WK, Welch EB. 2000. Establishing nutrient criteria in streams. J North Am Benthol Soc. 19(1):186–196. doi:10.2307/1468291.

Downing JA, Cole JJ, Duarte CM, Middelburg JJ, Melack JM, Prairie YT, Kortelainen P, Striegl RG, McDowell WH, Tranvik LJ. 2012. Global abundance and size distribution of streams and rivers. Inl Waters. 2(4):229–236. doi:10.5268/IW-2.4.502.

Eros T, Campbell Grant EH. 2015. Unifying research on the fragmentation of terrestrial and aquatic habitats: patches, connectivity and the matrix in riverscapes. Freshw Biol. 60(8):1487–1501. doi:10.1111/fwb.12596.

Erős T, Lowe WH. 2019. The Landscape Ecology of Rivers: from Patch-Based to Spatial

Network Analyses. Curr Landsc Ecol Reports. 4(4):103–112. doi:10.1007/s40823-019-00044-6.

Ewers RM, Didham RK. 2006. Continuous response functions for quantifying the strength of edge effects. J Appl Ecol. 43(3):527–536. doi:10.1111/j.1365-2664.2006.01151.x.

Fernandes J, de Souza ALT, Tanaka MO. 2014. Can the structure of a riparian forest remnant influence stream water quality? A tropical case study. Hydrobiologia. 724(1):175–185. doi:10.1007/s10750-013-1732-1.

Feijó-Lima R, Mcleay SM, Silva-Junior EF, Tromboni F, Moulton TP, Zandonà E, Thomas SA. 2018. Quantitatively describing the downstream effects of an abrupt land cover transition: buffering effects of a forest remnant on a stream impacted by cattle grazing. Inl Waters. 8(3):294–311. doi:10.1080/20442041.2018.1457855.

Feijó-Lima R, Zandonà E, Da Silva BS, Tromboni F, Moulton TP, Thomas SA. 2019. Longitudinal dimensions of land-use impacts in riverine ecosystems. Acta Limnol Bras. 31. doi:10.1590/s2179-975x4519.

Fischer J, Lindenmayer DB. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: A synthesis. Glob Ecol Biogeogr. 16(3):265–280. doi:10.1111/j.1466-8238.2007.00287.x.

Franken RJM, Waluto B, Peeters ETHM, Gardeniers JJP, Beijer JAJ, Scheffer M. 2005. Growth of shredders on leaf litter biofilms: The effect of light intensity. Freshw Biol. 50(3):459–466. doi:10.1111/j.1365-2427.2005.01333.x.

Garfield C, Yokota K. 2017. Comparison of algal community determination techniques : preliminary evaluation of pigment-based versus microscopic analyses.

Gessner MO, Chauvet E. 2002. A Case for Using Litter Breakdown to Assess Functional Stream Integrity. Ecol Appl. 12(2):498. doi:10.2307/3060958.

Gessner MO, Chauvet E, Dobson M. 1999. A Perspective on Leaf Litter Breakdown in Streams. Oikos. 85(2):377. doi:10.2307/3546505.

Gessner MO, Swan CM, Dang CK, McKie BG, Bardgett RD, Wall DH, Hättenschwiler S. 2010. Diversity meets decomposition. Trends Ecol Evol. 25(6):372–380. doi:10.1016/j.tree.2010.01.010. http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2010.01.010.

González JM, Graça MAS. 2005. Influence of detritus on the structure of the invertebrate community in a small Portuguese stream. Int Rev Hydrobiol. 90(5–6):534–545. doi:10.1002/iroh.200510821.

Goss CW, Goebel PC, Sullivan SMP. 2014. Shifts in attributes along agriculture-forest transitions of two streams in central Ohio, USA. Agric Ecosyst Environ. 197(March 2016):106–117. doi:10.1016/j.agee.2014.07.026.

Graça MAS, Ferreira RCF, Coimbra CN. 2001. Litter processing along a stream gradient: The role of invertebrates and decomposers. J North Am Benthol Soc. 20(3):408–420. doi:10.2307/1468038.

Graça MAS, Ferreira V, Canhoto C, Encalada AC, Guerrero-Bolaño F, Wantzen KM, Boyero L. 2015. A conceptual model of litter breakdown in low order streams. Int Rev Hydrobiol. 100(1):1–12. doi:10.1002/iroh.201401757.

Harding JS, Claassen K, Evers N. 2006. Can forest fragments reset physical and water quality conditions in agricultural catchments and act as refugia for forest stream invertebrates?

Hydrobiologia. 568(1):391–402. doi:10.1007/s10750-006-0206-0.

Harding JS, Winterbourn MJ. 1995. Effects of contrasting land use on physico-chemical conditions and benthic assemblages of streams in a canterbury (South Island, New Zealand) river system. New Zeal J Mar Freshw Res. 29(4):479–492. doi:10.1080/00288330.1995.9516681.

Heartsill-Scalley T, Aide TM. 2003. Riparian vegetation and stream condition in a tropical agriculture-secondary forest mosaic. Ecol Appl. 13(1):225–234. doi:10.1890/1051-0761(2003)013[0225:RVASCI]2.0.CO;2.

Hemsworth ARJ, Brooker MP, Hemsworth RJ, Brooker MP. 1979. Nordic Society Oikos The Rate of Downstream Displacement of Macroinvertebrates in the Upper Wye , Wales Published by : Wiley on behalf of Nordic Society Oikos Stable URL : https://www.jstor.org/stable/3682668 The rate of downstream displacement of macroin. 2(2):130–136.

Hill WR, Dimick SM. 2002. Effects of riparian leaf dynamics on periphyton photosynthesis and light utilisation efficiency. Freshw Biol. 47(7):1245–1256. doi:10.1046/j.1365-2427.2002.00837.x.

Hoagland KD, Roemer SC, Rosowski JR. 1982. Colonization and Community Structure of Two Periphyton Assemblages , with Emphasis on the Diatoms (Bacillariophyceae) Author (s): Kyle D . Hoagland , Stephen C . Roemer and James R . Rosowski Published by : Botanical Society of America , Inc . Stable. Am J Bot. 69(2):188–213.

Horner RR, Welch EB, Seeley MR, Jacoby JM. 1990. Responses of periphyton to changes in current velocity, suspended sediment and phosphorus concentration. Freshw Biol. 24(2):215–232. doi:10.1111/j.1365-2427.1990.tb00704.x.

Kazanjian G, Velthuis M, Aben R, Stephan S, Peeters ETHM, Frenken T, Touwen J, Xue F, Kosten S, Van De Waal DB, et al. 2018. Impacts of warming on top-down and bottom-up controls of periphyton production. Sci Rep. 8(1):1–12. doi:10.1038/s41598-018-26348-x. http://dx.doi.org/10.1038/s41598-018-26348-x.

Lamberti GA, Resh V. 1985. Comparability of introduced tiles and natural substrates for sampling lotic bacteria, algae and macro invertebrates. Freshw Biol. 15(1):21–30. doi:10.1111/j.1365-2427.1985.tb00693.x.

Leibold MA, Holyoak M, Mouquet N, Amarasekare P, Chase JM, Hoopes MF, Holt RD, Shurin JB, Law R, Tilman D, et al. 2004. The metacommunity concept: A framework for multi-scale community ecology. Ecol Lett. 7(7):601–613. doi:10.1111/j.1461-0248.2004.00608.x.

Lock AMA, Wallace RR, Costerton JW, Ventullo RM, Charlton SE. 2016. Nordic Society Oikos River Epilithon : Toward a Structural-Functional Model Published by : Wiley on behalf of Nordic Society Oikos Stable URL : http://www.jstor.org/stable/3544604 REFERENCES Linked references are available on JSTOR for this article : You . 42(1):10–22.

Martínez A, Larrañaga A, Pérez J, Descals E, Pozo J. 2014. Temperature affects leaf litter decomposition in low-order forest streams: Field and microcosm approaches. FEMS Microbiol Ecol. 87(1):257–267. doi:10.1111/1574-6941.12221.

Mello Cionek V, Fogaça FNO, Moulton TP, Pazianoto LHR, Landgraf GO, Benedito E. 2021. Influence of leaf miners and environmental quality on litter breakdown in tropical headwater

streams. Hydrobiologia. 848(6):1311–1331. doi:10.1007/s10750-021-04529-6.

Metzger JP, Martensen AC, Dixo M, Bernacci LC, Ribeiro MC, Teixeira AMG, Pardini R. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. Biol Conserv. 142(6):1166–1177. doi:10.1016/j.biocon.2009.01.033. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.033.

Meyer JL, Strayer DL, Wallace JB, Eggert SL, Helfman GS, Leonard NE. 2007. The contribution of headwater streams to biodiversity in river networks. J Am Water Resour Assoc. 43(1):86–103. doi:10.1111/j.1752-1688.2007.00008.x.

Moretti MS, Gonçalves JF, Ligeiro R, Callisto M. 2007. Invertebrates colonization on native tree leaves in a neotropical stream (Brazil). Int Rev Hydrobiol. 92(2):199–210. doi:10.1002/iroh.200510957.

Murphy J, Riley JP. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. Anal Chim Acta. 27(C):31–36. doi:10.1016/S0003-2670(00)88444-5.

Neres-Lima V, Brito EF, Krsulović FAM, Detweiler AM, Hershey AE, Moulton TP. 2016. High importance of autochthonous basal food source for the food web of a Brazilian tropical stream regardless of shading. Int Rev Hydrobiol. 101(3–4):132–142. doi:10.1002/iroh.201601851.

Niyogi DK, Koren M, Arbuckle CJ, Townsend CR. 2007. Longitudinal changes in biota along four New Zealand streams: Declines and improvements in stream health related to land use. New Zeal J Mar Freshw Res. 41(1):63–75. doi:10.1080/00288330709509896.

Osborne LL, Kovacic DA. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. Freshw Biol. 29(2):243–258. doi:10.1111/j.1365-2427.1993.tb00761.x.

Pan Y, Stevenson RJ, Hill BH, Herlihy AT, Collins GB. 1996. Using diatoms as indicators of ecological conditions in lotic systems: A regional assessment. J North Am Benthol Soc. 15(4):481–495. doi:10.2307/1467800.

Townsend CR. 1989. The Patch Dynamics Concept of Stream Community Ecology. Journal of the North American Benthological Society , Vol . 8 , No . 1 (Mar ., 1989), Published by : The University of Chicago Press on behalf of the Societ. North Am Benthol Soc. 8(1):36–50.

Pringle C. 1990. Nutrient Spatial Heterogeneity : Effects on Community Structure , Physiognomy , and Diversity of Stream Algae Author (s): Catherine M . Pringle Published by : Ecological Society of America Stable URL : http://www.jstor.org/stable/1937362 . NUTRIENT SPAT. Ecology. 71(3):905–920.

Quinn JM, Cooper AB, Davies-Colley RJ, Rutherford JC, Williamson RB. 1997. Land use effects on habitat, water quality, periphyton, and benthic invertebrates in Waikato, New Zealand, hill-country streams. New Zeal J Mar Freshw Res. 31(5):579–597. doi:10.1080/00288330.1997.9516791.

Rincón J, Covich A. 2014. Effects of insect and decapod exclusion and leaf litter species identity on breakdown rates in a tropical headwater stream. Rev Biol Trop. 62(April):143–154. doi:10.15517/rbt.v62i0.15784.

Roberts WM, Stutter MI, Haygarth PM. 2012. Phosphorus Retention and Remobilization in Vegetated Buffer Strips: A Review. J Environ Qual. 41(2):389–399.

doi:10.2134/jeq2010.0543.

Rudel TK, Coomes OT, Moran E, Achard F, Angelsen A, Xu J, Lambin E. 2005. Forest transitions: Towards a global understanding of land use change. Glob Environ Chang. 15(1):23–31. doi:10.1016/j.gloenvcha.2004.11.001.

Scarsbrook MR, Halliday J. 1999. Transition from pasture to native forest land-use along stream continua: Effects on stream ecosystems and implications for restoration. New Zeal J Mar Freshw Res. 33(2):293–310. doi:10.1080/00288330.1999.9516878.

Silva-Araújo M, Silva-Junior EF, Neres-Lima V, Feijó-Lima R, Tromboni F, Lourenço-Amorim C, Thomas SA, Moulton TP, Zandonà E. 2020. Effects of riparian deforestation on benthic invertebrate community and leaf processing in Atlantic forest streams. Perspect Ecol Conserv. 18(4):277–282. doi:10.1016/j.pecon.2020.09.004.

Silva-Junior EF, Moulton TP. 2011. Ecosystem functioning and community structure as indicators for assessing environmental impacts: Leaf processing and macroinvertebrates in Atlantic forest streams. Int Rev Hydrobiol. 96(6):656–666. doi:10.1002/iroh.201111374.

Silva-Junior EF, Moulton TP, Boëchat IG, Gücker B. 2014. Leaf decomposition and ecosystem metabolism as functional indicators of land use impacts on tropical streams. Ecol Indic. 36:195–204. doi:10.1016/j.ecolind.2013.07.027. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.07.027.

Simpson GL. 2018. Modelling palaeoecological time series using generalised additive models. Front Ecol Evol. 6(OCT):1–21. doi:10.3389/fevo.2018.00149.

Hershey AE . , Pastor J. , Peterson BJ . , Kling GW. 1993. Stable Isotopes Resolve the Drift Paradox for Baetis Mayflies in an Arctic River. Ecological Society of America Stable URL : http://www.jstor.org/stable/193. America (NY). 74(8):2315–2325.

Souza ALTD, Fonseca DG, Libório RA, Tanaka MO. 2013. Influence of riparian vegetation and forest structure on the water quality of rural low-order streams in SE brazil. For Ecol Manage. 298:12–18. doi:10.1016/j.foreco.2013.02.022.

Steinman AD, McIntire CD, Gregory S V., Lamberti GA. 1989. Effects of Irradiance and Grazing on Lotic Algal Assemblages. J Phycol. 25(3):478–485. doi:10.1111/j.1529-8817.1989.tb00253.x.

Storey RG, Cowley DR. 1997. Recovery of three New Zealand rural streams as they pass through native forest remnants. Hydrobiologia. 353(1–3):63–76. doi:10.1023/a:1003042425431.

Suga CM, Tanaka MO. 2013. Influence of a forest remnant on macroinvertebrate communities in a degraded tropical stream. Hydrobiologia. 703(1):203–213. doi:10.1007/s10750-012-1360-1.

Tanaka MO, Fernandes J de F, Suga CM, Hanai FY, Souza ALT de. 2015. Abrupt change of a stream ecosystem function along a sugarcane-forest transition: Integrating riparian and in-stream characteristics. Agric Ecosyst Environ. 207:171–177. doi:10.1016/j.agee.2015.04.014. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2015.04.014.

Tank JL, Rosi-Marshall EJ, Griffiths NA, Entrekin SA, Stephen ML. 2010. A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. J North Am Benthol Soc. 29(1):118–146. doi:10.1899/08-170.1.

Tilman D, May RM, Lehman CL, Nowak MA. 1994. Extinction Debt_Tilman 1994. Nature. 371(6492):65–66. https://www.nature.com/articles/371065a0.pdf.

Tromboni F, Liu J, Ziaco E, Breshears DD, Thompson KL, Dodds WK, Dahlin KM, LaRue EA, Thorp JH, Viña A, et al. 2021. Macrosystems as metacoupled human and natural systems. Front Ecol Environ. 19(1):20–29. doi:10.1002/fee.2289.

Tromboni F, Lourenço-Amorim C, Neres-Lima V, Thomas SA, Silva-Araújo M, Feijó-Lima R, Silva-Júnior EF, Heatherly T, Moulton TP, Zandonà E. 2019. Conversion of tropical forests to agriculture alters the accrual, stoichiometry, nutrient limitation, and taxonomic composition of stream periphyton. Int Rev Hydrobiol. 104(5–6):116–126. doi:10.1002/iroh.201801963. http://dx.doi.org/10.1002/iroh.201801963.

Valle I, Buss D, Baptista D, Rincón J, Covich A, Kazanjian G, Velthuis M, Aben R, Stephan S, Peeters ETHM, et al. 2004. Food resources and ingestion patterns of insects along a west coast, south island, river system. Freshw Biol. 12(1):1–12. doi:10.5194/hess-8-286-2004. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.08.001.

Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE. 1980. The river continuum concept. Can J Fish Aquat Sci. 37(1):130–137. doi:10.1139/f80-017.

Wiens JA. 2002. Riverine landscapes: Taking landscape ecology into the water. Freshw Biol. 47(4):501–515. doi:10.1046/j.1365-2427.2002.00887.x.

Wilson AS and M V. 2010. Biological Determinants of Species Diversity Author (s): Avi Shmida and Mark V . Wilson Published by : Blackwell Publishing Stable URL : http://www.jstor.org/stable/2845026. Diversity. 12(1):1–20.

Wilson DS. 1992. Complex Interactions in Metacommunities , with Implications for Biodiversity and Higher Levels of Selection Author (s): David Sloan Wilson Published by : Wiley Stable URL : http://www.jstor.org/stable/1941449 REFERENCES Linked references are available o. Ecology. 73(6):1984–2000.

Winter JG, Duthie HC. 2000. Epilithic diatoms as indicators of stream total N and total P concentration. J North Am Benthol Soc. 19(1):32–49. doi:10.2307/1468280.

Wright SJ. 2005. Tropical forests in a changing environment. Trends Ecol Evol. 20(10):553–560. doi:10.1016/j.tree.2005.07.009.

Young RG, Collier KJ. 2009. Contrasting responses to catchment modification among a range of functional and structural indicators of river ecosystem health. Freshw Biol. 54(10):2155–2170. doi:10.1111/j.1365-2427.2009.02239.x.

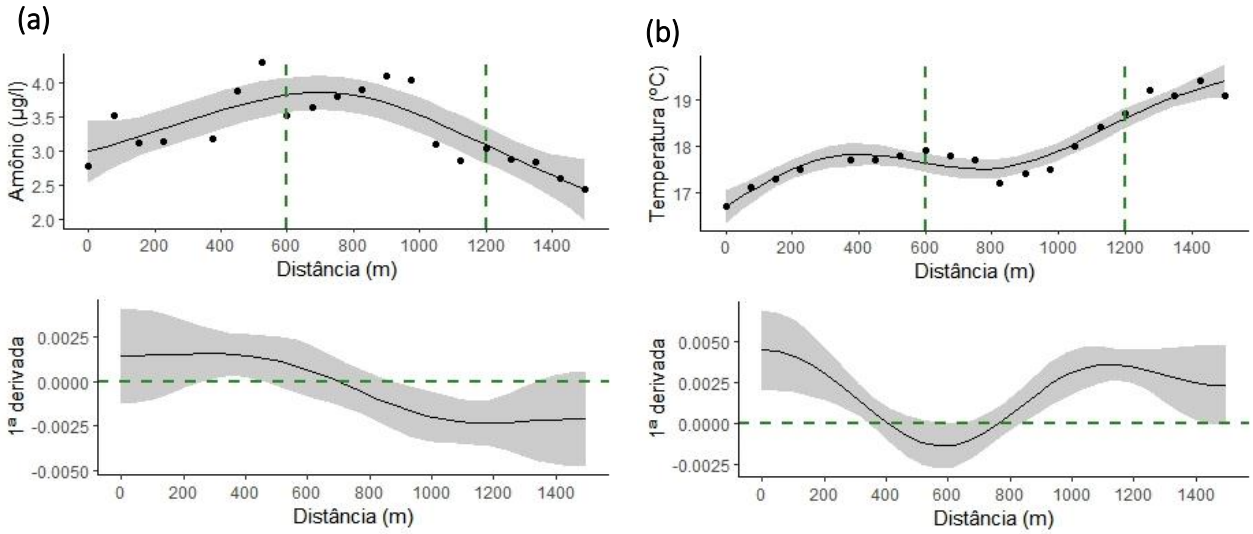
ANEXO A – Classificação dos táxons identificados nas amostras em grupos funcionais alimentares e as respectivas abundâncias.

Grupos funcionais alimentares			
Táxon	**Abundância**	**Ordem**	**Grupo funcional**
Acari	448	Acari	Predador
Amphipoda	3	Amphipoda	Fragmentador
Elmidae	325	Coleoptera	Coletor
Psephenidae	12	Coleoptera	Raspador
Collembola	9	Collembola	Coletor
Chironomidae	2879	Diptera	Coletor
Dixidae	24	Diptera	Coletor
Psychodidae	2	Diptera	Coletor
Simuliidae	169	Diptera	Filtrador
Stenochironomus	14	Diptera	Fragmentador
Tipulidae	56	Diptera	Fragmentador
Ceratopogonidae	267	Diptera	Predador
Tanypodinae	406	Diptera	Predador
Empididae	39	Diptera	Predador
Leptophlebiidae	607	Ephemeroptera	Coletor
Euthyplociidae	1	Ephemeroptera	Coletor
Leptohyphidae	138	Ephemeroptera	Raspador
Baetidae	481	Ephemeroptera	Raspador
Caenidae	32	Ephemeroptera	Raspador
Veliidae	14	Hemiptera	Predador
Naucoridae	35	Hemiptera	Predador
Lepidoptera	4	Lepidoptera	Fragmentador
Aeshnidae	5	Odonata	Predador
Calopterygidae	5	Odonata	Predador
Gomphidae	6	Odonata	Predador
Perilestidae	1	Odonata	Predador
Anisoptera	1	Odonata	Predador
Dicteriadidae	4	Odonata	Predador
Libellulidae	13	Odonata	Predador
Perlidae	20	Plecoptera	Predador
Gripopterygidae	9	Plecoptera	Raspador
Philopotamidae	15	Trichoptera	Filtrador
Hydroptilidae	21	Trichoptera	Filtrador
Calamoceratidae	7	Trichoptera	Fragmentador
Limnephilidae	21	Trichoptera	Fragmentador
Leptoceridae	76	Trichoptera	Predador
Hydrobiosidae	2	Trichoptera	Predador

Hydropsychidae	157	Trichoptera	Raspador
Helicopsychidae	50	Trichoptera	Raspador
Odontoceridae	3	Trichoptera	Raspador

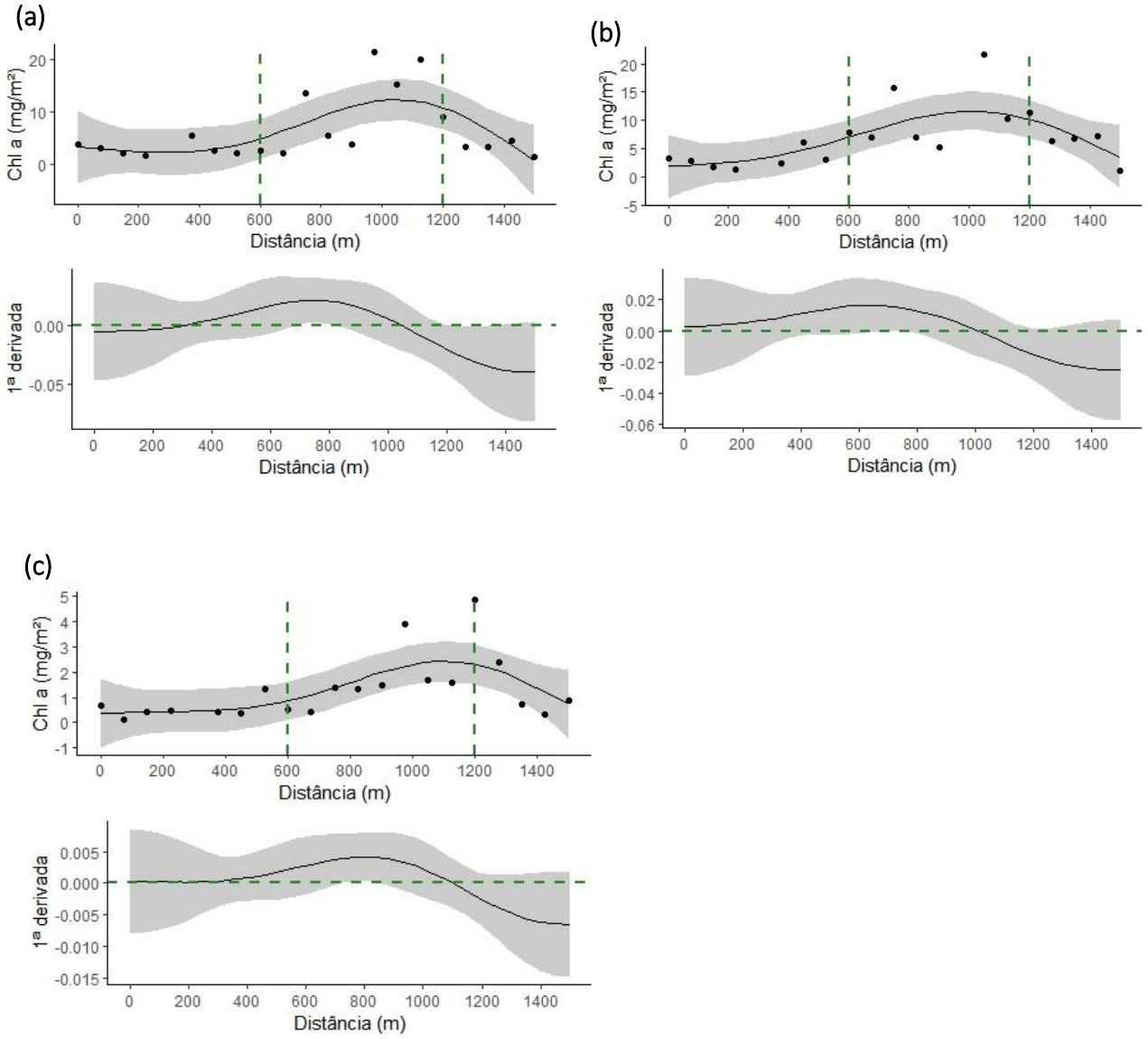
Fonte: O autor, 2021.

ANEXO B – Variáveis físicas e químicas **(**amônio e temperatura)



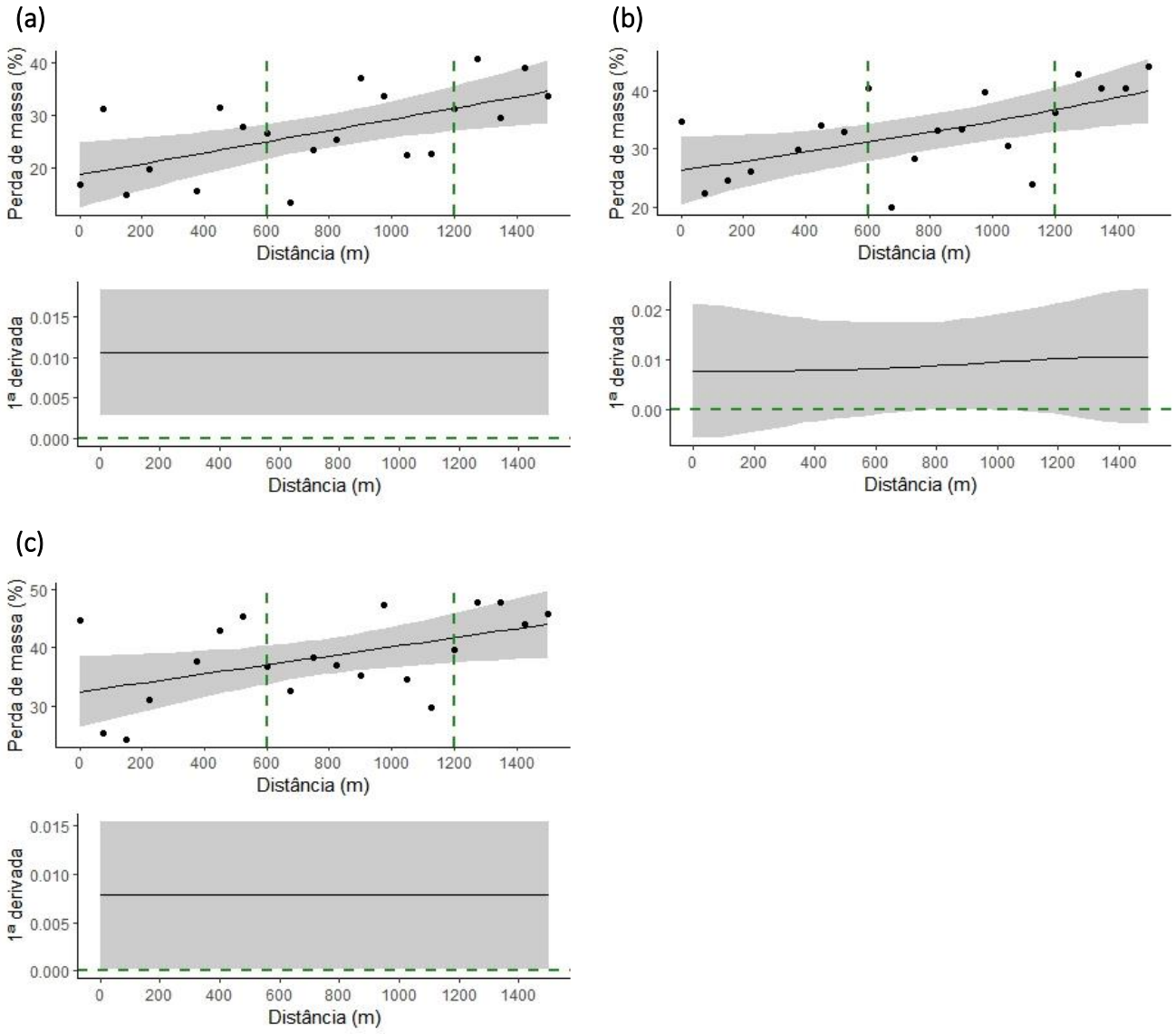
Legenda: GAMMs e derivadas do amônio dissolvido e da temperatura ao longo das transições.
Fonte: O autor, 2021.

ANEXO C – Biomassa de algas



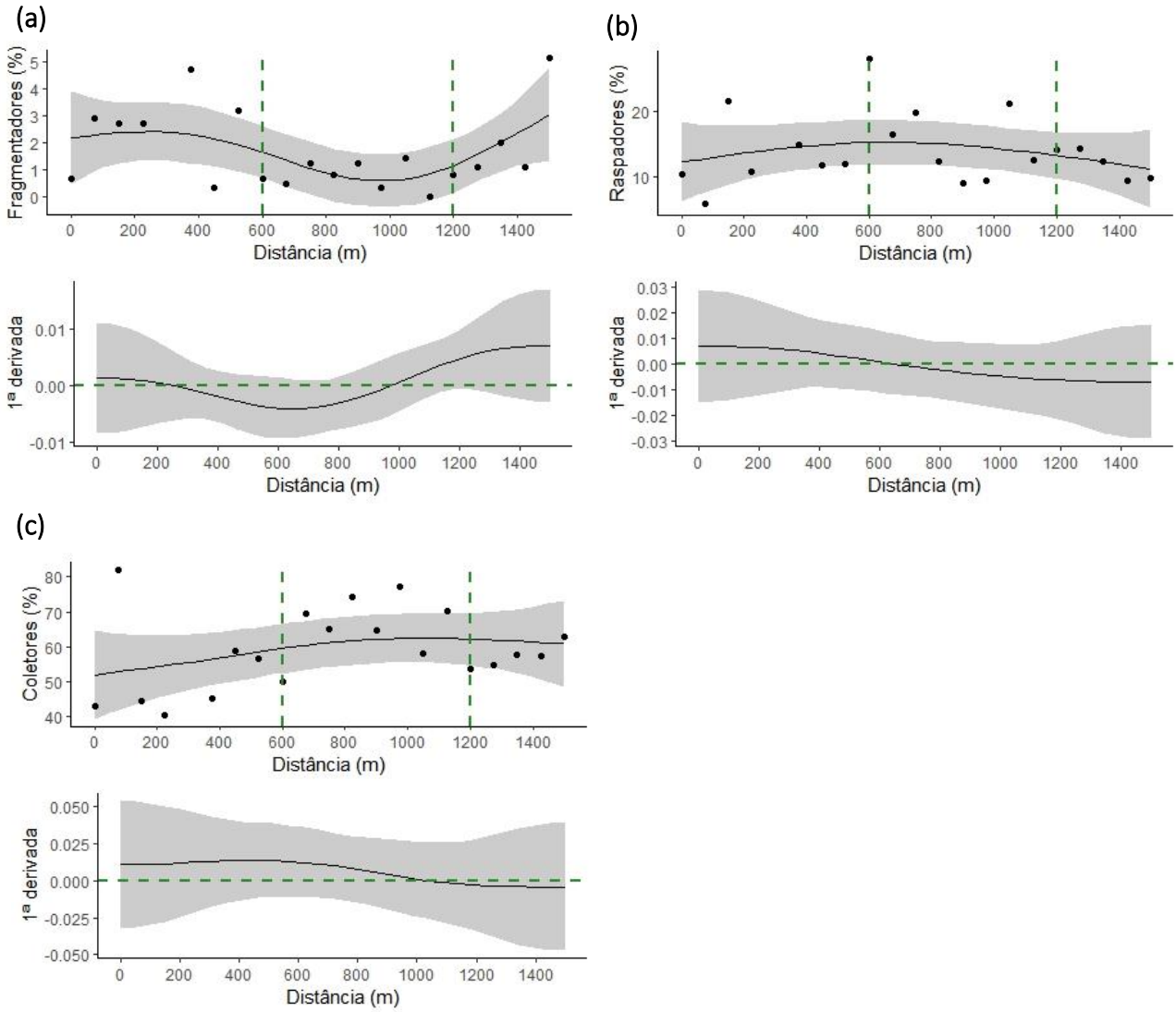
Legenda: GAMMs e derivadas da clorofila *a* do perifíton nos dias 14 (a), 19 (b) e no estoque de pedras naturais (c).
Fonte: O autor, 2021.

ANEXO D – Decomposição de folhas



Legenda: GAMMs e derivadas da perda de massa nos dias 8 (a), 14 (b) e 19 (c) do experimento.
Fonte: O autor, 2021.

ANEXO E – Invertebrados bentônicos (Grupos funcionais)



Legenda: GAMMs e derivadas dos invertebrados bentônicos fragmentadores (a), raspadores (b) e coletores (c).
Fonte: O autor, 2021.