

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
EMBRAPA AMAZÔNIA ORIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

ELLEN GUIMARÃES AMARAL TRINDADE

**Paisagem e distintos usos do solo estruturam as algas perifíticas em
riachos da Amazônia oriental?**

Belém
2024

ELLEN GUIMARÃES AMARAL TRINDADE

Paisagem e distintos usos do solo estruturam as algas perifíticas em riachos da Amazônia oriental?

Exame de defesa de dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do convênio da Universidade Federal do Pará e Embrapa Amazônia Oriental, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia. Área de concentração: Ecologia. Linha de Pesquisa: Ecologia de comunidades.

Orientador(a): Prof. Dr^a. Bárbara Dunck Oliveira

Belém
2024

ELLEN GUIMARÃES AMARAL TRINDADE

Paisagem e distintos usos do solo estruturam as algas perifíticas em riachos da Amazônia oriental?

Exame de defesa de Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do convênio da Universidade Federal do Pará e Embrapa Amazônia Oriental, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia, sendo a Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof^a Dr^a Bárbara Dunck Oliveira
Universidade Federal do Pará (Presidente)

Prof^a Dr^a Dávia Marciana Talgatti
Universidade Federal do Oeste do Pará (Titular)

Prof^a Dr^a Karina Dias da Silva
Universidade Federal do Pará (Titular)

Prof^a Dr^a Grazielle Sales Teodoro
Universidade Federal do Pará (Suplente)

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com
ISBDSistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará
Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)**

A485p Amaranal Trindade, Ellen Guimarães.
Paisagem e distintos usos do solo estruturam as algas
perifíticas em riachos da Amazônia oriental? / Ellen Guimarães
Amaral Trindade. — 2024.
viii, 34 f. : il. color.

Orientador(a): Prof^a. Dra. Bárbara Dunck Oliveira
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Pará,
Instituto de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação
em Ecologia, Belém, 2024.

1. Integridade do habitat. 2. Agropecuária. 3. Igarapés.
4. Perifiton. I. Título.

CDD 574.5222

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer primeiramente a Deus, pois nele busquei direcionamento, forças e sabedoria para enfrentar os desafios e superar os obstáculos, e também por colocar pessoas maravilhosas na minha vida.

À Universidade Federal do Pará (UFPA), ao Programa de Pós-graduação em Ecologia (PPGECO), a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), ao Laboratório ECOPRO (UFPA), por toda base e apoio ao desenvolvimento científico.

Ao laboratório de ecologia aquática LECAT (UFRA), que tem sido minha segunda casa durante esse processo de desenvolvimento do trabalho de pesquisa, e todo corpo docente e técnico pelo apoio e pela estrutura disponibilizada.

À empresa Norsk Hydro pelo financiamento da bolsa de pesquisa.

À minha orientadora, Prof^a Dr^a Bárbara Dunck Oliveira, pela orientação, apoio, confiança e oportunidade.

Aos colegas de equipe e de laboratório, pela ajuda, troca de conhecimentos e todos os momentos compartilhados.

À Equipes de coleta do projeto “Lacunas”, e agência de fomento CNPQ, pelo fornecimento dos dados ambientais.

Aos meus familiares e amigos especiais, pelo apoio, incentivo e por acreditar sempre em mim.

Paisagem e distintos usos do solo estruturam as algas perifíticas em riachos da Amazônia oriental?

RESUMO

As alterações dos usos do solo modificam a estrutura das florestas e a dinâmica dos riachos. Provocam mudanças da composição química e física desses ambientes afetando diretamente a composição da biota aquática local. Nossa pesquisa procurou responder, se: a composição das espécies é distinta entre os riachos com distintos usos do solo; se a densidade é maior em locais com menores valores de integridade ambiental; se a riqueza e a diversidade de espécies perifíticas estão relacionadas com maiores valores de índices de integridade ambiental; e se a diversidade beta é maior em riachos de área preservada. Foram amostrados 18 riachos na bacia do Rio Tapajós, em uma faixa de pelo menos 100 km no trecho que compreende as margens do Parque Nacional da Amazônia e seu entorno, localizado na região sudoeste do Estado do Pará. As amostras de algas perifíticas foram obtidas da macrófita *Nymphaea amazonum* Mart. & Zucc. Nosso estudo demonstrou que os riachos localizados em áreas preservadas (Floresta nacional) diferiram ambientalmente dos riachos com uso do solo com agropecuária, e apresentaram maiores valores de integridade ambiental. Também demonstramos que a composição de espécies diferiu entre os distintos usos do solo. Demonstramos que a integridade ambiental não teve efeito sobre a diversidade de espécies, a riqueza e a densidade. A diversidade beta respondeu aos diferentes usos do solo, e os maiores valores foram observados em riachos de ambientes mais íntegros. Nossos resultados mostraram que as variáveis ambientais tiveram maior influência sobre a estruturação da comunidade perifítica do que as variáveis de paisagem. Os resultados mostraram que áreas preservadas apresentam importante relevância na heterogeneidade ambiental e na formação da estrutura das comunidades perifíticas. Nosso estudo demonstrou que riachos localizados em áreas preservadas diferem dos riachos do seu entorno que possuem distintos usos do solo, principalmente por apresentar maior integridade ambiental e maior variação da diversidade beta de algas perifíticas.

Palavras-chave: Agropecuária, Habitat, Igarapés, Perifíton

Do landscape and different land use structure periphytic algae in eastern Amazonian streams?

ABSTRACT

Changes in land use modify the structure of forests and the dynamics of streams. Causing changes in the chemical and physical composition of these environments, directly affecting the composition of local aquatic biota, such as periphytic algae. Our research sought to answer whether: the species composition is different between streams with different land uses, whether density is higher in locations with lower environmental integrity values, whether periphytic richness and species diversity are related to higher values of environmental integrity indices, and whether beta diversity is greater in streams in more preserved areas. 18 streams were sampled in the Tapajós River basin, in a strip of at least 100 km in the stretch that comprises the banks of the Amazon National Park and its surroundings, located in the southwest region of the State of Pará. Samples of periphytic algae were obtained from the macrophyte *Nymphaea amazonum* Mart. & Zucc. Our study demonstrated that streams located in preserved areas (National Forest) differed environmentally from streams with agricultural land use, and presented higher environmental integrity values. We also demonstrated that species composition differed between different land uses. We demonstrated that environmental integrity had no effect on species diversity, richness and density. Beta diversity responded to different land uses, and the highest values were observed in streams from more intact environments. Our results showed that environmental variables had more influence on the structuring of the periphytic community, than landscape variables. The results showed that preserved areas have important relevance in environmental heterogeneity and in the formation of the structure of periphytic communities. Our study demonstrated that streams located in preserved areas differ from surrounding streams that have different land uses, mainly because they present greater environmental integrity and greater variation in the beta diversity of periphytic algae.

Keywords: Agriculture, Habitat, Periphyton, Stream

SUMÁRIO

1. Introdução.....	9
2. Métodos	11
2.1. Área de estudo	11
2.2. Amostragem da comunidade de algas perifíticas.....	13
2.3. Contagem e identificação da comunidade de algas perifíticas	13
2.4. Variáveis limnológicas	14
2.5. Quantificação dos usos do solo.....	14
2.6. Índices de integridade do habitat	15
2.7. Análise de dados	15
3. Resultados.....	17
3.1. Variáveis ambientais	17
3.2. Análise de Componentes Principais.....	17
3.3. Composição da comunidade de algas perifíticas	19
3.4. Análise de Coordenadas Principais e Permanova.....	Erro! Indicador não definido.
3.5. Riqueza e densidade da comunidade de algas perifítica....	Erro! Indicador não definido.
3.6. Análise de Regressão: Efeito da integridade ambiental para Diversidade, Densidade e Riqueza da comunidade de algas perifíticas.....	2Erro! Indicador não definido.
3.7. Diversidade beta	22
3.8. RDA – Análise de Redundância para variáveis limnológicas e paisagem.....	23
3.8.1. Variáveis limnológicas.....	Erro! Indicador não definido.
3.8.2. Variáveis de paisagem.....	Erro! Indicador não definido.
3.9. pRDA– Análise de Redundância parcial para variáveis ambientais e paisagem	24
4. Discussão	26
5. Conclusão	27
Referências	28
Material Suplementar	28

Paisagem e distintos usos do solo estruturam as algas perifíticas em riachos da Amazônia oriental?

Essa dissertação foi elaborada e formatada conforme as normas do periódico *Limnologica* disponíveis em:
<https://www.sciencedirect.com/journal/limnologica>

1. Introdução

A paisagem pode ser entendida como um mosaico, que é heterogêneo e formado por unidades que interagem (Metzger, 2001). Uma das principais consequências das ações antrópicas visando o uso do solo em áreas de vegetação é o processo de fragmentação florestal, o qual é caracterizado pela ruptura da unidade da paisagem, formando pequenos fragmentos florestais isolados onde anteriormente existia área de floresta contínua (Laurance et al., 2001). Sabe-se que as transformações da paisagem afetam não somente os ambientes terrestres, mas também os ecossistemas aquáticos, principalmente os pequenos cursos d'água, que são fortemente dependentes do ambiente terrestre (Leal et al., 2018).

Diversos estudos vêm mostrando que a biota aquática tem sido alterada devido aos distintos usos do solo (Gardner et al., 2013). A mudança para o uso de pastagens representa uma das principais ameaças aos ecossistemas lóticos na Amazônia Brasileira, comprometendo ecossistemas aquáticos e mudanças nas comunidades biológicas, como nas algas perifíticas (Marques et al., 2021). Estudos sobre variação ambiental mostram que mudanças no uso da terra afetam as características limnológicas da água e consequentemente a biota aquática (Castro et al., 2021). Provocam alteração da estrutura das florestas e a dinâmica dos riachos (Leal et al., 2016; Marques et al., 2021).

A integridade ambiental pode ser definida como a estabilidade ecológica e física dos ecossistemas. A integridade dos solos reduz a erosão e é fundamental para recarga dos aquíferos e manutenção da rede de igarapés, e a cobertura vegetal é importante, pois interfere nos mecanismos de transportes de águas superficiais e subterrâneas (Tucci, 2009; Targa, 2012). A supressão, retirada ou modificação da vegetação ciliar de ambientes aquáticos, causa perda de complexidade estrutural, provocando erosão de barrancos e margens, e assoreamento, causando perda da qualidade ambiental e da heterogeneidade e complexidade de microhabitats, o que influencia diretamente a integridade física e bióticas desses ambientes, prejudicando diretamente a comunidade de organismos aquáticos (Karr & Schlosser, 1978; Norwana et al., 2011).

Os efeitos da mudança no uso do solo na integridade dos sistemas aquáticos têm como consequências a mudança da composição química e física desses ambientes afetando diretamente a composição da biota aquática local (Sala et al., 2000; Allan, 2004). Entre as regiões afetadas pelos desmatamentos e alterações do uso do solo, a região

Amazônica tem passado nos últimos anos por frequentes conversões das florestas primárias para sistemas de uso do solo para diversos fins, transformando a paisagem (Nunes et al., 2022). E o desmatamento para a prática da pecuária vem sendo a atividade antrópica mais difundida na Amazônia (França et al., 2021)

As algas são comumente os componentes mais abundantes do perifíton e possuem grande influência sobre o estado nutricional da comunidade (Frost et al., 2005). As algas perifíticas são um grupo altamente diversificado de organismos que têm importantes funções em habitats aquáticos com grande importância trófica (Stevenson et al., 1996). O perifíton destaca-se não somente como importante produtor primário, mas também como o maior regulador do fluxo de nutrientes nos ecossistemas aquáticos (San-Jesen, 1983; Wetzel, 1990)

Essas comunidades podem ser alteradas por distúrbios ambientais, pois funcionam como um microcosmo em que ocorrem simultaneamente processos internos (autotróficos e heterotróficos) em sua bioderme e processos de troca com o meio externo (água circundante) (Watanabe, 1990). Esses distúrbios (naturais e antrópicos) promovem perdas ou ganhos de espécies e, alteram os mecanismos de manutenção da integridade ambiental, como a produtividade primária, e refletem em diferentes respostas nas comunidades biológicas, como as algas perifíticas (Bleich et al. 2015). Habitats menos íntegros apresentam menor variação e disponibilidade de recursos, causando impacto na biodiversidade, podendo resultar em uma menor abundância de espécies de algas (Schneck et al. 2022). Enquanto que o aumento na disponibilidade de nutrientes pode proporcionar maior densidade das comunidades de algas perifíticas em riachos (Dunck et al., 2019).

O presente estudo visou analisar o efeito da paisagem na estrutura da comunidade de algas perifíticas aderidas à macrófitas aquáticas em ambientes preservados localizados em Parque Nacional (Parque Nacional da Amazônia) e no seu entorno. Os parques nacionais e demais categorias de unidades de conservação (UCs) federais são as áreas protegidas no Brasil sob o escopo do Ministério do Meio Ambiente. A proteção do patrimônio natural por meio de UCs constitui uma das estratégias mais eficazes para a conservação da biodiversidade, logo elas fazem parte de acordos e compromissos internacionais assumidos pelo governo brasileiro, como a Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB) (BRASIL, 2000)

Diante disso, visamos responder se os ambientes do Parque e seu entorno diferem em relação às variáveis ambientais e a paisagem, e qual seu efeito nas comunidades de algas

perifíticas. Testamos as seguintes hipóteses: i) a composição das espécies é distinta entre os ambientes do Parque Nacional da Amazônia e no seu entorno. Acreditamos que ocorra o predomínio de diferentes grupos de algas para os ambientes, devido a alteração na paisagem possíveis influências diretas ou indiretas podem determinar a estrutura da comunidade, ii) a densidade de algas é maior em locais com menor integridade ambiental. Acreditamos que devido a diminuição da vegetação ripária, o aumento da incidência luminosa e aumento de entrada de nutrientes, ocorra maior densidade nestas condições; iii) há maior riqueza e diversidade de espécies de algas perifíticas em ambientes com maior integridade ambiental. Acreditamos que ambientes mais íntegros tenham maior heterogeneidade do ambiente e disponibilize diferentes condições e uma maior diversidade de habitats para serem colonizados por estes organismos; iv) a diversidade beta é maior em riachos de área mais preservada, quando comparados com riachos com alterações de usos do solo. Acreditamos que ambientes alterados sejam mais homogêneos ambientalmente e, conseqüentemente levem a homogeneização de comunidades biológicas (ou seja, diminuição da diversidade beta).

2. Métodos

2.1. Área de estudo

O presente estudo foi realizado no Parque Nacional da Amazônia, que foi criado em 1974, visando a preservação de vários ecossistemas amazônicos, por meios científicos, educacionais e recreativos. No início da década de 90 a região tinha sua economia fortemente baseada na extração do ouro no Vale do Tapajós, maior região aurífera do oeste paraense. Com a decadência da exploração do ouro, a cidade começou a ver surgir empreendimentos ligados principalmente ao setor agropecuário e madeireiro (PARÁ, 2023). Atualmente, o Parque Nacional da Amazônia possui área total de 1.084.895,62 hectares e se encontra localizado entre os municípios de Itaituba e Trairão, região sudoeste do Estado do Pará (ICMbio). Foram amostrados 18 riachos na bacia do Rio Tapajós, realizadas entre os dias 10 de novembro de 2021 e 28 de novembro de 2021, em uma faixa de pelo menos 100 km no trecho que compreende as margens do Parque Nacional da Amazônia e seu entorno (Fig. 1).



Fig. 1. Localização das unidades amostrais estudadas e classificação dos usos do solo.

2.2. Amostragem da comunidade de algas perifíticas

As amostras de algas perifíticas foram obtidas do substrato natural presente em todos os riachos, a espécie de macrófita *Nymphaea amazonum* Mart. & Zucc. Foram obtidas a partir de partes dos pecíolos e acondicionadas em frascos de polietileno com água. Em seguida, as algas perifíticas foram separadas do substrato através de raspagem com escova dental de cerdas macias e, subsequentemente, lavado com água destilada, e acondicionadas em frascos de 50 mL, fixadas e preservadas com solução Transeau (Bicudo & Bicudo, 1970). Após a remoção do perifíton o comprimento e largura dos pecíolos foram medidos para a determinação da área, a qual foi calculada pela fórmula da área do cilindro. Todos os atributos da comunidade foram expressos por área em cm^2 .

2.3. Contagem e identificação da comunidade de algas perifíticas

Para a análise qualitativa das algas perifíticas as amostras foram analisadas através de lâminas temporárias em microscópio óptico binocular Opticam 0400S STANDARD com micrômetros oculares com aumento de $400\times$ e $1000\times$ (Bicudo & Menezes, 2006). O sistema de classificação adotado para classes e ordens foi o de Bicudo e Menezes (2017) e para nível específico foi utilizada literatura especializada. Toda a comunidade foi

identificada até o menor nível taxonômico possível, utilizando literaturas clássicas como Round (1965, 1971), Round et al. (1990), Taylor & Conquist (2016), Wehr & Sheath (2012), Sant'Anna et al. (2012), Laux & Torgan (2011); Taylor et al. (2007), Aquino et al. (2018), e AlgaeBase (<http://www.algaebase.org/>).

Para a análise quantitativa das algas perifíticas o material raspado foi quantificado usando câmaras de sedimentação de 2 mL (Utermohl, 1958) e tempo de sedimentação de acordo com Lund et al. (1958). O método de contagem consistiu em campos aleatórios até atingir pelo menos 100 indivíduos (células, colônias ou filamentos) da espécie mais dominante e até a curva de acumulação de espécies começar a declinar (Ferragut & Bicudo, 2012). A contagem foi realizada em microscópio invertido (Opticam modelo 0500). A densidade de espécies foi estimada de acordo com Ros (1979) usando as áreas raspadas do substrato para estimativa em número de indivíduos por unidade de área (ind/cm²).

Para a riqueza de espécies foram consideradas a presença e ausência dos táxons das análises quantitativas. A frequência de ocorrência, que expressa a relação de ocorrência das diferentes espécies e o número total de amostras ao longo do período amostral também foi avaliada, calculada de acordo com Guille (1970) e expressa em porcentagem, na qual são consideradas constantes as espécies que ocorrem em mais de 50% das amostras, comuns são aquelas que ocorrem entre 10% e 50% das amostras, e raras são as que ocorrem abaixo de 10%.

2.4. Variáveis limnológicas

As variáveis limnológicas dos riachos foram medidas simultaneamente com a coleta de dados bióticos e foram tomadas usando um analisador de água multiparâmetro Horiba modelo U-22. Foram medidos: pH, Oxigênio dissolvido, Condutividade, Sólidos Totais Dissolvidos, temperatura, e medidas de profundidade. Foram feitas 3 medidas com o medidor portátil e retirada a média e o desvio padrão dos valores obtidos.

2.5. Quantificação dos usos do solo

Os dados para o cálculo de usos do solo foram descritos considerando o período de amostragem (2021). A configuração da paisagem representa diferentes componentes de uso do solo, nos quais poderão ser descritos pela classificação em tipos de uso e cobertura do solo. Cada ponto amostral do riacho representa o habitat local.

A classificação das imagens foi mensurada através da obtenção dos dados disponibilizados pelo MapBiomas Brasil para extrair dados referentes a cada classificação quanto ao uso do solo é utilizado o software QGIS, que é um software livre com código-fonte aberto, multiplataforma de sistema de informação geográfica que permite a visualização, edição e análise de dados georreferenciados, em seguida utilizado uma área de influência para obtenção das variáveis da paisagem para os locais. Assim, selecionadas medidas da coordenada geográfica central determinada em cada ponto amostral, considerado 30 m do trecho. A medida determinante da área de influência será de 150 m de largura em cada margem (300 m) (Cunha et al., 2022). Sabendo-se a área total das paisagens, as variáveis de uso do solo serão representadas pela porcentagem da área de cada tipo de uso e cobertura do solo dentro do buffer (% de floresta, % formação natural não florestal, % agropecuária, % área não vegetada).

2.6. Índices de integridade do habitat

Para avaliar as condições abióticas dos riachos amostrados utilizamos o Índice de Integridade do Habitat (Nessimian et al., 2008). Esse índice mensura 12 características do habitat físico em cada um dos riachos amostrados. Esse índice leva em questão variáveis como, tamanho, estado e conectividade da mata ciliar, padrões de uso do solo, substrato e morfologia do canal, presença de algas ou macrófitas, entre outros. Cada item é composto de quatro a seis alternativas ordenadas por escores de forma a representar sistemas cada vez mais íntegros. Através dessa ferramenta, conseguimos gerar um valor que reflete a integridade física de cada igarapé amostrado, a pontuação gerada varia de 0, corpo d'água extremamente degradado, até 1, totalmente preservado.

2.7. Análise de dados

Foi realizada uma análise de componentes principais (PCA) para verificar a variação espacial dos pontos de amostragem em relação às variáveis limnológicas e índices de integridade, e se as unidades amostrais estão estruturadas de forma distinta quanto aos usos do solo. Para avaliar se composição de espécies diferiu entre os ambientes realizamos uma análise de coordenadas principais (PCoA). Nessa análise, utilizamos a matriz de densidade e o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis (Legendre e Legendre 2012). Para testar a diferença de dissimilaridade de espécies nos riachos (variável resposta) e os usos do solo (variável explicativa), utilizamos a análise de variância

permutacional com os dados de densidade algal logaritimizados $\log(X + 1)$ (Anderson et al., 2008).

Para testar se a integridade do habitat interferiu na riqueza, diversidade e densidade das algas perifíticas realizamos análises de regressões lineares. O modelo de regressão linear simples, por meio do R^2 da regressão apresenta o quanto do comportamento das variáveis riqueza, diversidade e densidade é explicado pelo comportamento de variação da variável índice de integridade (Fávero e Belfiore, 2017).

Para as análises de diversidade beta foi utilizada uma matriz de densidade, baseado nos métodos sugeridos por Dunck et al. (2015, 2019). Através do método proposto por Baselga (2012), utilizamos a matriz de densidade e o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis (Legendre e Legendre 2012), com estimativa de índices por distância ao centróides associada a função ANOVA, para avaliar a relação das matrizes de variáveis preditoras (variáveis da paisagem) com a diversidade beta. Para visualizar as diferenças na composição de espécies e nos padrões de diversidade beta entre riachos de uso de floresta e áreas de agropecuária, realizamos uma análise de coordenadas principais (PCoA).

Realizamos uma Análise de Redundância (RDA) para avaliar o efeito das variáveis limnológicas e da paisagem sobre a comunidade de algas perifíticas nos riachos. A RDA é um método linear, por isso a matriz de densidade com todas as espécies encontradas de algas perifíticas dos riachos foi submetida a transformação de “*Hellinger*” (Legendre and Gallagher, 2001). Esta transformação é necessária porque a matriz de comunidades (em especial, com a presença de muitas espécies raras) pode causar distorções nos métodos de ordenação baseados em distância Euclidiana (Legendre and Gallagher, 2001). A transformação “*Standardize*” foi realizada na matriz de variáveis limnológicas e de usos do solo (Perez-Neto, et al., 2006).

Para inferir quais as variáveis que melhor explicam a estruturação da comunidade perifítica, também foi realizada uma RDA parcial, para verificar se há efeito direto das variáveis ambientais e de usos do solo sobre a composição de espécies, ou se estão estruturadas de acordo com o espaço, utilizando as variáveis selecionadas no melhor modelo. Primeiramente foram excluídas variáveis ambientais correlacionadas visando diminuir a multicolinearidade entre elas, através de uma correlação de Pearson utilizando o valor de corte de ≥ 0.70 . As análises realizadas no software livre RStudio (2016), no pacote ‘vegan’ (Oksanen et al., 2016).

3. Resultados

3.1 Variáveis ambientais

Os riachos apresentaram largura média de 3,21 metros e profundidade entre 4cm e 36cm. Considerando os distintos usos do solo a média de temperatura da água foi de 25,15°C em área de uso de floresta, variando de 24,26°C a 27,3°C, em área de uso de agropecuária a temperatura variou entre 24,91°C e 27,38°C, com média de 26,41°C. Os valores da variação da condutividade elétrica da água (Cond $\mu\text{S}/\text{cm}$) foram baixas de 0,01 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 0,03 $\mu\text{S}/\text{cm}$ em área de usos de floresta, com média de 0,02 $\mu\text{S}/\text{cm}$, e em área de usos de agropecuária a média da condutividade foi 0,02 $\mu\text{S}/\text{cm}$, variando entre 0,01 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 0,03 $\mu\text{S}/\text{cm}$. O pH apresentou valor médio de 3,91 em área de uso de floresta e 4,70 em área de uso de agropecuária, com desvio padrão de 0,32. O oxigênio dissolvido apresentou valor médio de 12,41 em área de uso de floresta e 5,40 em área de uso de agropecuária, com desvio padrão entre 7,96 em área de uso de floresta e 1,59 em área de uso de agropecuária. Sólidos totais dissolvidos apresentou valor médio de 0,01 para área de uso de floresta e 0,02 para área de uso de agropecuária, com desvio padrão de 0,01 para ambos os usos do solo (Tabela 1).

Tabela 1. Valores referentes às variáveis ambientais em todos os riachos, média e desvio padrão ($\pm\text{SD}$) nos distintos usos do solo. (pH=potencial hidrogeniônico, CD=condutividade elétrica, OD=Oxigênio dissolvido, TDS=Sólidos totais dissolvidos), (usos do solo= floresta, agropecuária).

Variáveis ambientais	Média \pm SD	
	Floresta	Agropecuária
Temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$)	25,32 \pm 0,98	26,23 \pm 1,02
pH	3,91 \pm 1,47	4,70 \pm 0,32
CD ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	0,02 \pm 0,01	0,02 \pm 0,02
OD (mg/L)	12,41 \pm 7,96	5,40 \pm 1,59
TDS (mg/L)	0,01 \pm 0,01	0,02 \pm 0,01
Profundidade dos Riachos (cm)	15,79 \pm 9,9	17,25 \pm 9,9
Largura dos Riachos (m)	3,07 \pm 1,25	3,50 \pm 2,36

3.2 Análise de Componentes Principais

A Análise de Componentes Principais em seus dois primeiros eixos resumiu 79.53% da variação total das variáveis limnológicas e de integridade total (Eixo I= 57.5% e Eixo II= 22.03%). A variável que mais contribuiu negativamente para a formação do primeiro eixo foi integridade ambiental. Para o segundo eixo, as variáveis que mais contribuíram negativamente foram OD e pH negativamente e temperatura positivamente (Tabela 2). A ordenação demonstrou uma separação dos riachos de acordo com os diferentes usos do solo, em que os pontos amostrais classificados com o uso do solo agropecuária (PFN5, PFN58, PFN6 e PF14, exceto PF1) foram mais associados com os maiores valores de temperatura, TDS, condutividade, pH e OD. Por outro lado, as amostras de usos do solo categorizado como floresta (com exceção dos pontos PP11, PP52 e PFN2) foram mais relacionados com maiores valores de integridade ambiental (Fig.2).

Tabela 2. Variáveis limnológicas e integridade total com as suas correlações com os dois primeiros eixos da análise de componentes principais. (pH=potencial hidrogeniônico, OD=Oxigênio dissolvido, TDS=Sólidos totais dissolvidos)

	Eixo I	Eixo II
%Integridade	-0.824	-0.429
%OD	0.228	-0.821
%pH	0.721	-0.521
%Condutividade	0.925	-0.009
%TDS	0.889	-0.108
%Temperatura	0.743	0.423
Autovalor	3.451	1.322
Broken Stick	2.450	1.450
% de explicação	57,5%	22,03%

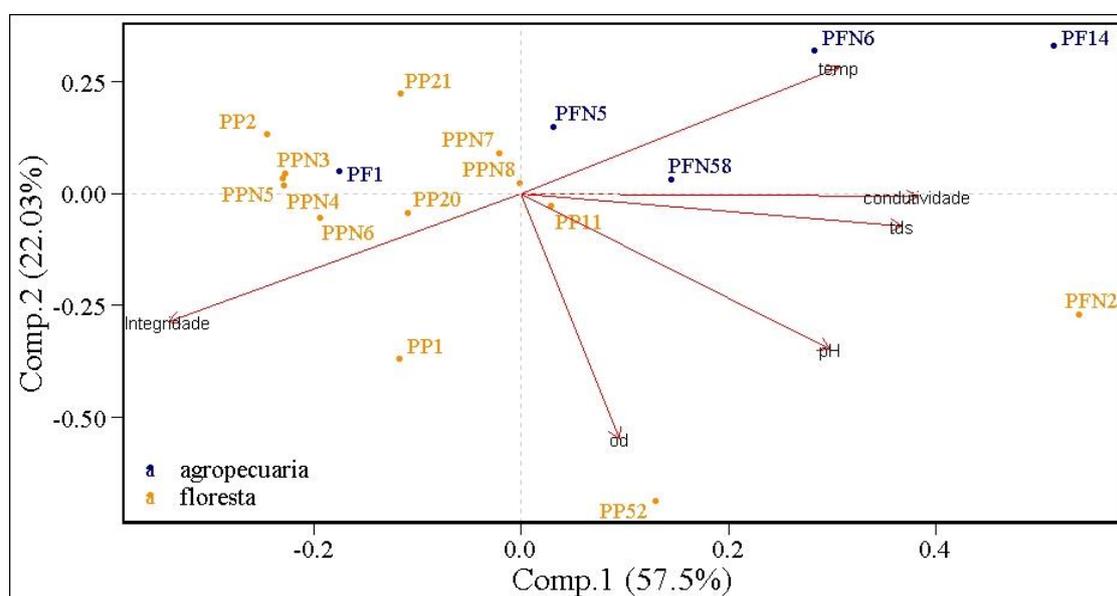


Fig. 2. Ordenação das variáveis limnológicas, da integridade ambiental e diferentes usos do solo e dos pontos amostrais pela Análise de Componentes Principais (PCA). (pH=potencial hidrogeniônico, OD=Oxigênio dissolvido, TDS=Sólidos totais dissolvidos, Temp= Temperatura).

3.3 Composição da comunidade de algas perifíticas

Foram encontrados 199 táxons nos riachos amostrados, distribuídos entre 62 gêneros e 9 classes: Bacillariophyceae (82), Mediophyceae (1), Coscinodiscophyceae (4), Chlorophyceae (3), Trebouxiophyceae (2), Zygnematophyceae (79), Cyanophyceae (25), Euglenophyceae (2), Chrysophyceae (1), sendo Bacillariophyceae e Zygnematophyceae as classes mais representativas. Os gêneros com mais representatividade em números de espécies foram *Cosmarium* Corda (22 táxons) e *Pinnularia* Ehrenberg (16 táxons).

De acordo com a frequência de ocorrência das espécies 6 táxons foram considerados constantes: *Eunotia* cf. *soleirolii* (Kützing) Rabenhorst em área de usos de floresta; *Fragilaria construens* (Ehr.) Grunow, *Gomphonema archaevibrio* (L-Bert & E.Reich) e *Closterium moliniferum* (Ehr ex Ralfs) para áreas de agropecuária; *Fragilaria capucina* Desmazières e *Oedogonium* sp. (Link ex Hirn) foram considerados constantes nos dois tipos de ambientes estudados.

3.4. Análise de Coordenadas Principais e Permanova

Os resultados da análise de coordenadas principais demonstraram a formação de dois grupos relacionados aos dois diferentes tipos de usos do solo estudados (agropecuária e floresta). A separação dos dois grupos foi confirmada pela Permanova ($F= 8.7961$; $p= 0.009$, Fig. 3). Das 199 espécies registradas no estudo, 62 ocorrem nas duas categorias de riachos, 35 espécies ocorrem apenas em área de uso de agropecuária e 102 espécies ocorrem apenas em área de floresta, mostrando uma grande associação de ocorrência restrita ao mesmo (Tabela S1).

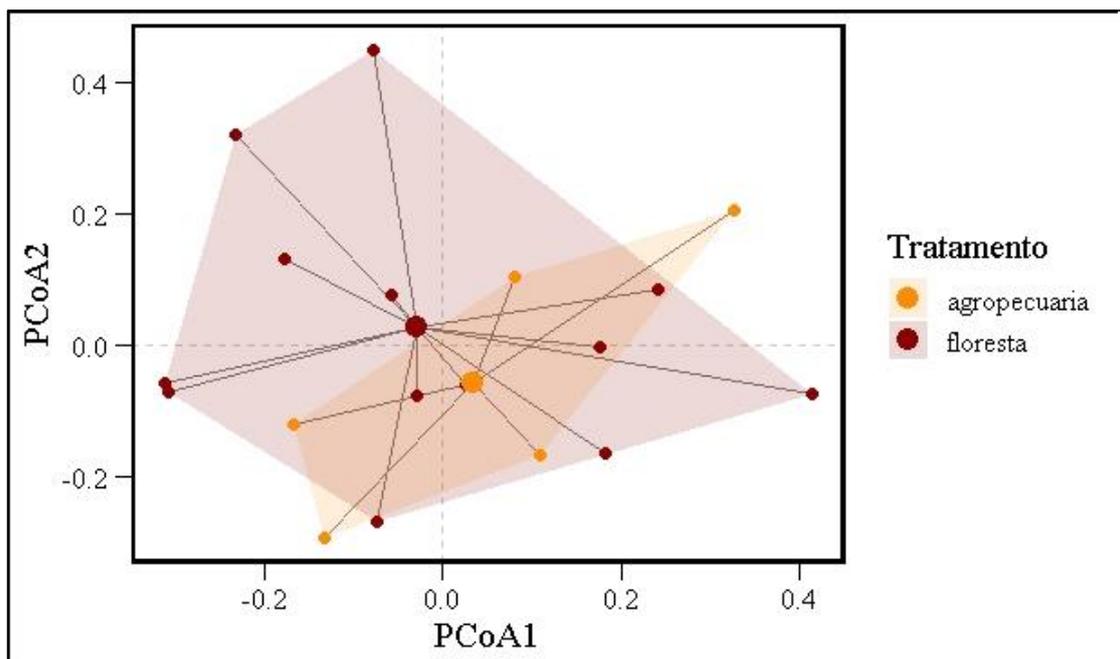


Fig. 3. Ordenação dos táxons de algas periféricas encontrados nos distintos usos do solo amostrados pela Análise de Coordenadas Principais (PCoA).

3.5 Riqueza e Densidade da comunidade de algas periféricas

A riqueza registrada ao longo dos riachos amostrados demonstrou uma grande variação quanto ao número de espécies nos pontos amostrais, com o máximo de 64 táxons (PPN8) e o mínimo de 7 táxons (PP1). A classe Bacillariophyceae foi predominante em quase todos os pontos amostrais, com exceção dos pontos PPN4 e PPN8 onde houve maior representação da classe Zygnematophyceae nesses riachos, o elevado número de táxons dessa classe foi responsável pelo maior valor de riqueza para o ponto PPN8 que foi o ponto amostral com maior representatividade taxonômica (Fig. 4).

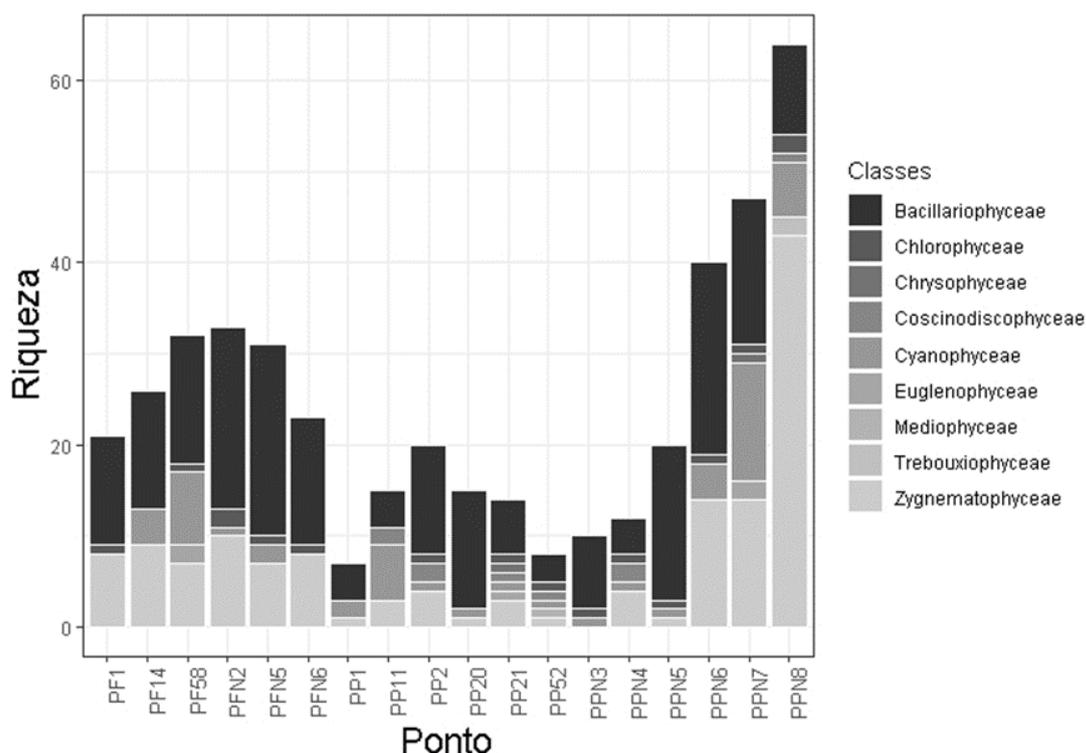


Fig. 4. Riqueza de espécies entre as classes de algas perifíticas nos riachos amostrados.

A densidade total dos pontos amostrais (Fig. 5), variou de 136 ind/cm² a 2.187 ind/cm², sendo este máximo atribuído à dominância de *Phormidium granulatum* (Gardner) Anagnostidis (Basiônimo: *Oscillatoria granulata* Gardner) com 1.351 ind/cm² em um riacho de uso de floresta (PPN7), aumentando significativamente a representatividade na densidade para a classe das Cyanophyceae nesse ponto amostral. Segundo Komárek e Anagnostidis (2005) essa é uma espécie raramente encontrada em águas de fluxo lento, amplamente distribuído regiões tropicais e subtropicais, são Biótopos de água doce brasileiros

A densidade da classe das Bacillariophyceae foi predominante para 12 do total dos 18 pontos amostrais, com representação variada para os táxons encontrados, o táxon com maior densidade (692,69 ind/cm²) foi *Gomphonema archaevibrio* (L-Bert & E.Reich) em um riacho de uso de agropecuária (PF14). A densidade da classe Zygnematoephyceae foi predominante em 1 riacho de uso de floresta (PPN8), com valor de 1.301,15 ind/cm², os táxons com maiores valores algal foram: *Mougeotia* sp. Hass (302,4 ind/cm²), *Gonatozygon monotaenium* de Bary (186,5 ind/cm²), *Closterium moliniferum* Ehr. ex Ralfs. (191,5 ind/cm²).

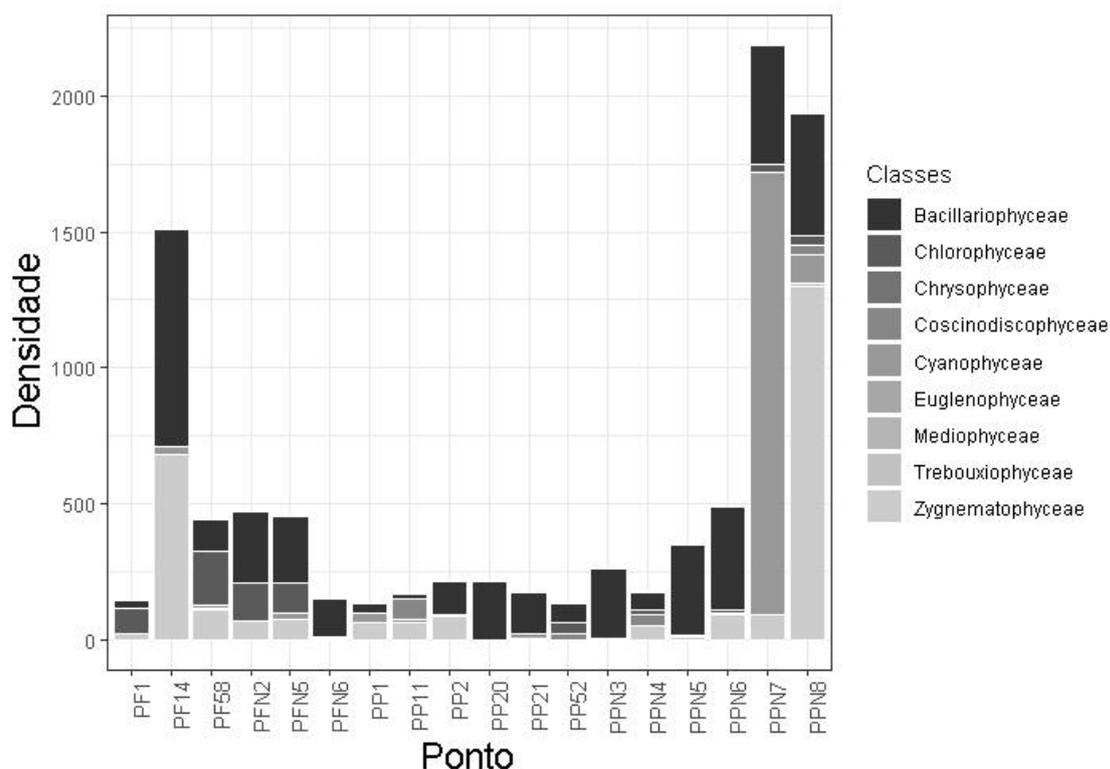


Fig. 5. Densidade de espécies entre as classes de algas perifíticas (ind/cm²) nos riachos amostrados.

3.6 Análises de Regressão: Efeito da integridade ambiental sobre a Diversidade, Densidade e Riqueza da comunidade de algas perifíticas.

Dos 18 riachos amostrados, apenas 5 foram considerados íntegros (PPN3, PPN4, PPN5, PPN6 e PP52) e obtiveram valores dentro do estabelecido por Nessimiam (2008), demonstrando que os ambientes íntegros foram aqueles que apresentaram Índices de Integridade de habitat entre 0.85 e 1.0 (Tabela S2).

Os resultados da regressão demonstraram que as variáveis, a) diversidade de espécies ($R^2= 0.202$; $P=0.185$), b) densidade ($R^2= 0.195$; $p=0.197$), e c) riqueza ($R^2= 0.181$; $p=0.225$;) não foram influenciadas significativamente pela integridade ambiental dos ambientes (Fig. 6).

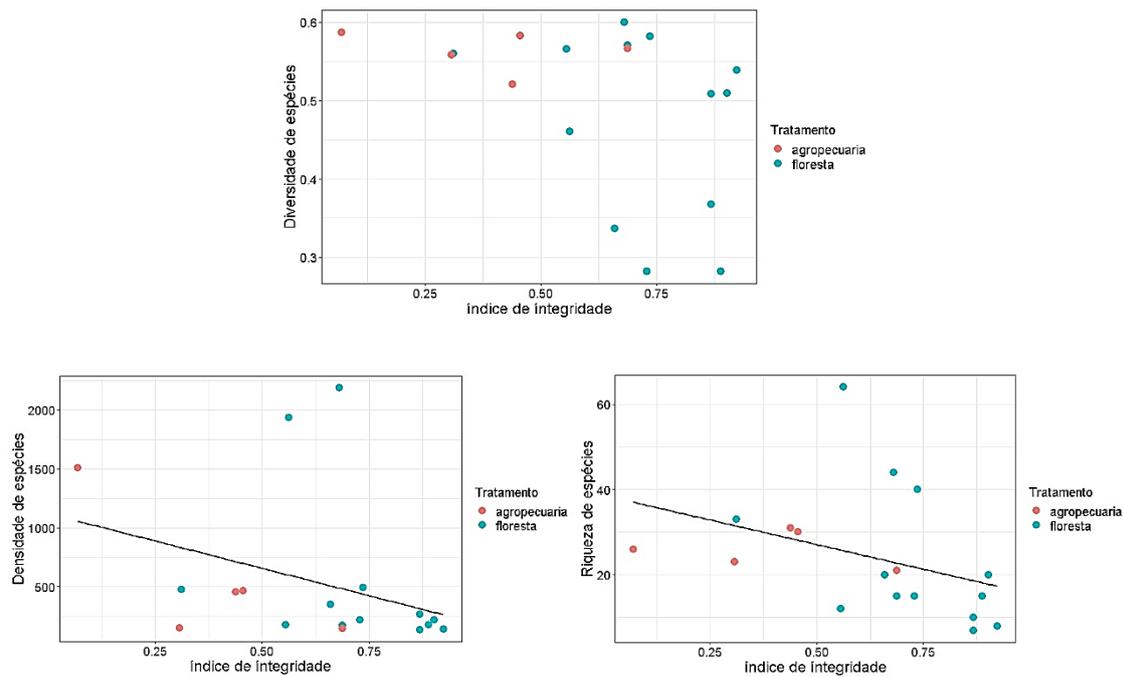


Fig. 6. Resultados das análises de regressão, mostrando a influência dos índices de integridade do habitat (IIH) sobre a) Diversidade, b) Densidade, e c) Riqueza de algas perifíticas entre os riachos estudados.

3.7. Diversidade Beta

A diversidade beta diferiu entre diferentes usos do solo de agropecuária e floresta ($F=8.197$; $P= 0.01$), e foi maior em áreas de floresta com médias de 0.613 (Fig. 7).

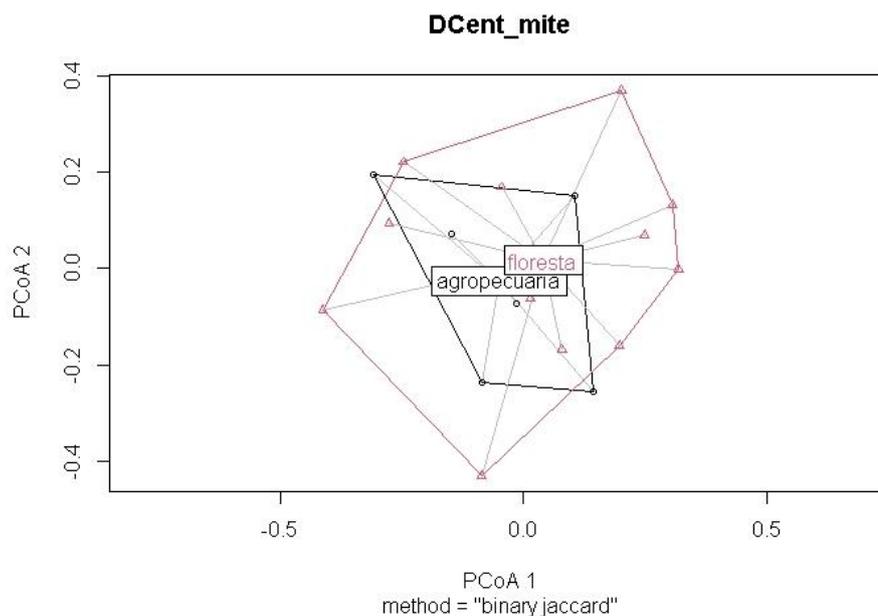


Fig. 7. Resultados da diversidade beta das algas perifíticas em relação aos usos do solo dos riachos amostrados.

3.8. RDA – Análise de Redundância para variáveis ambientais e paisagem

3.8.1. Efeito do ambiente sobre a composição de algas perifíticas

As variáveis limnológicas (temperatura, pH, condutividade, oxigênio dissolvido e sólidos totais dissolvidos) explicaram 32,38% da composição de espécie de algas perifíticas entre os locais, ($R^2=0.042$, $p>0,05$). Quando testamos a significância de cada variável, apenas a variável pH foi estatisticamente significativa ($p = 0,013$) mostrando que essa variável impulsiona significativamente a variação da comunidade (Fig. 8).

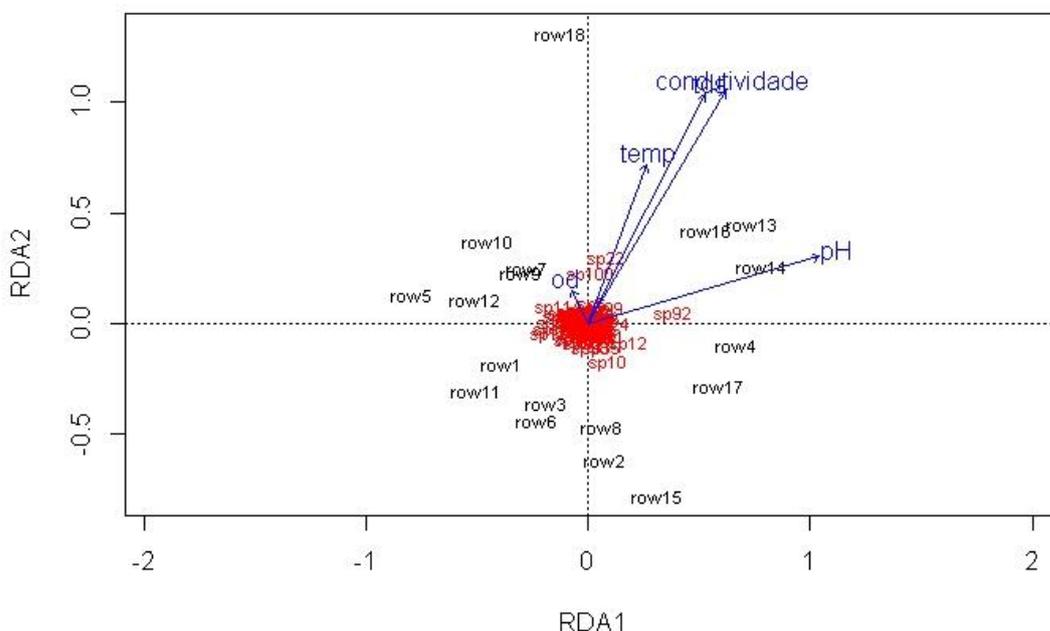


Fig. 8. Análise de redundância para variáveis limnológicas mostrando a contribuição na comunidade de algas perifíticas.

3.8.2. Efeito da paisagem sobre a composição de algas perifíticas

Foram caracterizados três tipos de uso do solo sobre os riachos amostrados: i) uso_floresta, ii) uso_agropecuária, iii) uso_ formação natural. As variáveis de paisagem explicativas (floresta, agropecuária, formação natural) explicaram 19,55% da variação de abundância de espécie entre os locais ($R^2= 0.023$, $p>0,05$). Quando testamos a significância de cada variável, apenas a variável Floresta foi estatisticamente significativa ($p = 0,02$), mostrando que essa variável impulsiona a variação na comunidade (Fig. 9).

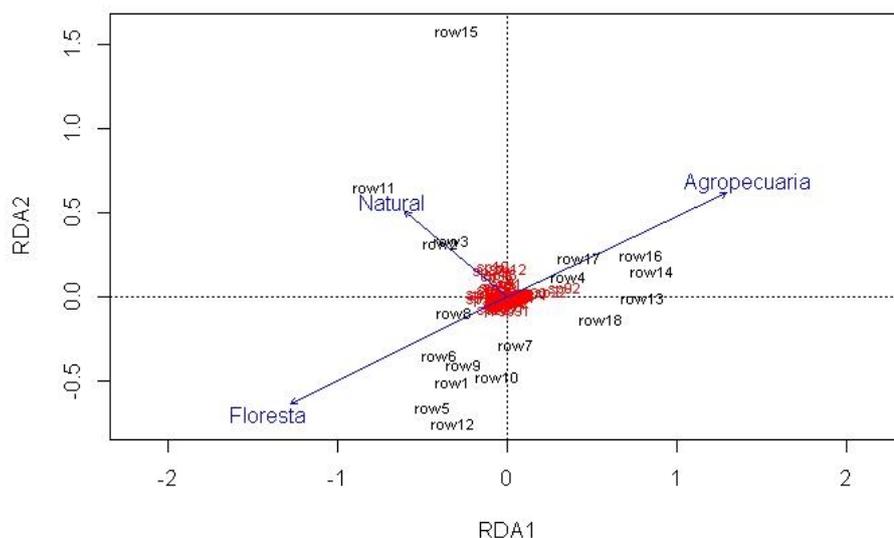


Fig. 9. Análise de redundância mostrando os efeitos das variáveis de paisagem na comunidade de algas perifíticas.

3.9. pRDA- Análise de Redundância parcial para variáveis ambientais e paisagem

Na seleção de variáveis ambientais apenas a variável pH foi selecionada, e para as variáveis de paisagem a variável selecionada foi agropecuária. O ambiente teve maior valor de explicação para a variação da comunidade de algas perifíticas, e explicou 0.3% da variação (R^2 ajustado= 0.003; $F= 1.0547$; $p= 0.343$), enquanto a paisagem explicou -0.2% dessa variação (R^2 ajustado= -0.002; $F= 0.9618$; $p= 0.539$). O ambiente e a paisagem compartilharam 3.5% da variação dos dados e 96.5% não foi explicado por esses fatores (Tabela 3, Fig. 10).

Tabela 3. Resultados da RDA parcial para variáveis ambientais e paisagem com as suas correlações com os dois primeiros eixos da Análise de componentes Principais.

Fração	R^2 adj	F	p
[a] Ambiente	0.003	1.0547	0.343
[b] Ambiente e Paisagem compartilhados	0.034		-
[c] Paisagem	-0.002	0.9618	0.539
[d] Residuals	0.965	-	-

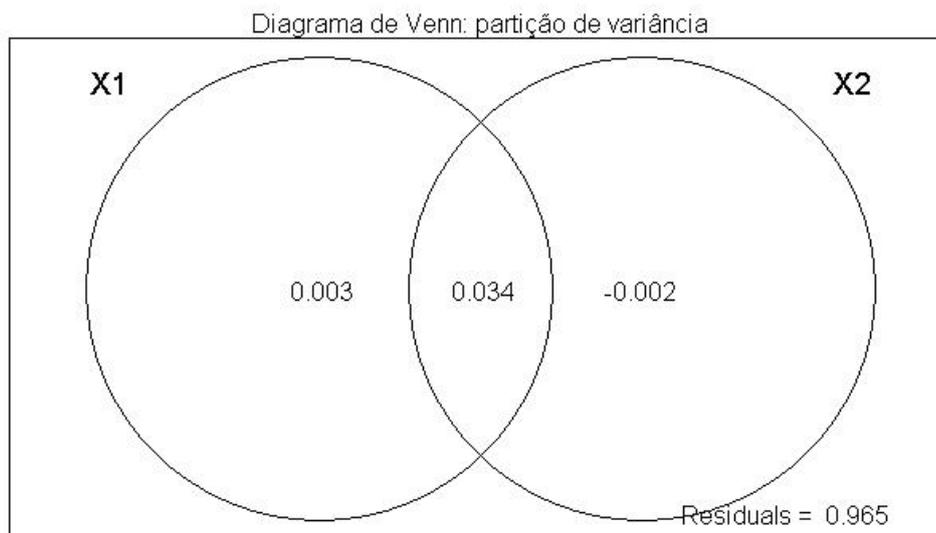


Fig. 10. Diagrama de Venn mostrando a fração de explicação exclusiva e compartilhada das variáveis ambientais e da paisagem sobre a variação da composição de algas perifíticas.

4. Discussão

Nosso estudo demonstrou que os riachos localizados em áreas preservadas (Floresta nacional) diferiram ambientalmente dos riachos com uso do solo com agropecuária, e apresentaram maiores valores de integridade ambiental. Também demonstramos que a composição de espécies diferiu entre os distintos usos do solo, corroborando nossa hipótese i. Porém, demonstramos que a integridade ambiental não teve efeito sobre a diversidade de espécies, riqueza e densidade, não corroborando nossa hipótese. Ainda demonstramos que a diversidade beta foi maior nos riachos localizados em áreas da Floresta nacional. Assim, nosso estudo se agrupou a estudos que demonstraram que os usos do solo alteram as comunidades de algas perifíticas (Bleich et al., 2015; Dunck et al., 2019; Schneck et al., 2022), principalmente alterando a composição de espécies e sua variação (diversidade beta) e constatamos que na região amazônica as ações antrópicas estão levando a homogeneização de espécies (menor diversidade beta) de algas perifíticas em regiões com menor integridade de habitat.

Nossos resultados corroboraram outros estudos que mostraram que ambientes mais preservados apresentam maior integridade ambiental e menores valores de temperatura com diferenças de até 1,5° comparados com ambientes menos íntegros (Santos et al., 2021). A remoção da vegetação ciliar dos riachos com modificação da paisagem para

agropecuária favoreceu a entrada de luz, o que proporciona aumento na temperatura da água dos riachos (Tonello et al., 2021).

Dessa forma, também demonstramos no nosso estudo que a integridade do habitat tem significativa relação com as variáveis ambientais dos riachos (Santos et al., 2020). Em nosso estudo ambientes mais íntegros além de apresentarem menores valores de temperatura (média 25,32), apresentaram maiores níveis de oxigênio dissolvido, com média de 12,41 mg/L em relação aos riachos de ambientes menos íntegros que apresentaram médias de 5,4 mg/L de OD.

Nosso estudo mostrou que a composição da comunidade perifítica diferiu entre os riachos preservados e os impactados. Os gêneros predominantes de áreas preservadas foram *Cosmarium* Corda e *Pinnularia* Ehrenberg, ambos gêneros de habitat oligotrófico (Bicudo e Menezes 2006). São gêneros expressivos em números de espécies na região Amazônica (Costa et al., 2022; Diaz-Castro et al., 2003). O gênero *Eunotia* foi predominante nas áreas de agropecuária, com maior número de táxons. É considerado um gênero preferencialmente de habitats oligotróficos e ambientes com baixa tolerância a eutrofização (Gómez e Licursi, 2001), e apresentam ampla distribuição em ambientes aquáticos dulcícolas tropicais e subtropicais (Canani e Torgan, 2013).

Uma espécie dominante em riacho florestado foi *Phormidium granulatum*. Essa espécie é comum em ambientes bentônicos e perifíticos e com baixas concentrações de nutrientes (Bonilla et al., 2009; Bicudo et al., 2006), condições que podem ter favorecido seu predomínio no nosso estudo. *Phormidium* é um gênero comum, distribuído no mundo todo, que se adere à superfície de rochas inundadas e macrófitas em águas lânticas ou lóticicas (Komárek et al., 2003). Segundo Komárek e Anagnostidis (2005) é amplamente distribuído em zonas tropicais e temperadas, e já foi registrado em biótopos de água doce brasileiros tropicais e subtropicais, do nordeste, centro-oeste, sudeste e sul.

Outra espécie dominante foi *Gomphonema archaevibrio* em áreas de uso de agropecuária. De acordo com Round et al. (1990) é uma espécie registrada principalmente em ambientes dulcícolas com destaque nas comunidades perifíticas. A espécie já foi registrada em ambientes amazônicos por Azevedo et al. (2018) em estudos da comunidade perifítica do rio e reservatório de Curuá-Una no estado do Pará, e anteriormente foi descrito em estudos no Rio Tapajós por Metzeltin & Lange Bertalot (2007).

Nossos resultados também mostraram que a diversidade beta respondeu aos diferentes usos do solo, e os maiores valores foram observados em riachos mais íntegros.

Outros estudos também demonstraram que a mudança da paisagem com alteração do uso do solo para agricultura, possui potencial de modificar de forma significativa comunidades aquáticas, pois reduzem a disponibilidade de recursos e refletem em mudanças nas comunidades perifíticas alcançando baixos de nível de diversidade beta nestes locais (Allan, 2004; Tromboni et al., 2019). Considerando que quanto mais integro o ambiente aquático maior a complexidade estrutural disponível (Norwana et al., 2011), estudos demonstraram que a redução da disponibilidade de recursos em locais menos complexos refletiram na diminuição da diversidade beta de algas perifíticas (Schneck et al., 2022). Assim, concluímos que a maior integridade dos riachos estudados foram relacionados com maior complexidade de habitat para as algas perifíticas, e esta complexidade foi um regulador essencial da diversidade beta para comunidade perifítica, levando a maior variação nas condições físicas estruturantes dessas comunidades (ex: fluxo de água e composição do substrato) (Heino et al., 2013).

Verificamos que as variáveis ambientais tiveram maior influência sobre a estruturação da comunidade de algas perifíticas do que as variáveis de paisagem nos riachos amazônicos, corroborando com resultados de outras pesquisas realizadas em riachos (Zhou et al., 2020). O fato das algas perifíticas serem sésseis e também possuírem curtos ciclos de vida, permite uma rápida resposta as mudanças das condições ambientais locais (Lowe & Pan, 1996; Esteves 2011), e assim, estarem mais susceptíveis variação ambiental local do habitat.

5. Conclusão

Nosso estudo demonstrou que riachos localizados em áreas preservadas na região amazônica diferem dos riachos do seu entorno que possuem distintos usos do solo, principalmente por apresentar maior integridade ambiental e maior variação da diversidade beta de algas perifíticas. Dessa forma, respondemos que a paisagem e os usos do solo estruturaram a diversidade beta dessas comunidades, levando a uma menor variação nos ambientes alterados.

Dessa forma, concluímos que as unidades de preservação como os Parques Nacionais são importantes para a conservação da biodiversidade, inclusive das comunidades aquáticas de microorganismos, como as algas perifíticas.

Agradecimentos

Agradecemos as instituições de ensino: Universidade Federal do Pará, Universidade Federal Rural da Amazônia. Ao programa de pós-graduação: PPGECO. Aos laboratórios envolvidos na coleta, análise e geração dos dados: Labeco, Ecopro. As equipes de campo envolvidas nas coletas de dados usados na pesquisa. À agência financiadora CNPQ por financiamento de parte do projeto de pesquisa. À empresa Norsk Hydro pelo financiamento da bolsa de pesquisa de mestrado. À Capes por avaliar e fomentar cursos e bolsas de mestrado e doutorado.

Referências

- Alencar, YB.; Luís, TAV, Soares, CC, Hamad, N, 2001. Análise do conteúdo estomacal de larvas de *Simulium perflavum* Roubaud (Diptera: Simuliidae) de riachos na Amazônia central, Brasil. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, 96(4): 561-576.
- Allan, JD., 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*. 35: 257-84.
- Anderson, MJ., Gorley, RN, Clarke, RK, 2008. PERMANOVA for PRIMER: guide to software and statistical methods. PRIMER-E, Plymouth.
- Aquino, CAN., Medeiros, G, Bortolini, JC., et al., 2018. Desmids (Zygnematophyceae) from the littoral zone of an urban artificial lake: taxonomic aspects and geographical distribution. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 30.
- Arguelles ED. 2019. Systematic Study of Some Epiphytic Algae (Non-diatoms) on the Submerged Parts of Water Hyacinth [*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Loubach] Found in Laguna de Bay, Philippines. *Trop Life Sci Res*. 2019 Jan;30(1):1-21. doi: 10.21315/tlsr2019.30.1.1. Epub 2019 Jan 31. PMID: 30847030; PMCID: PMC6396893.
- Baselga, A. & Orme, D, 2012. Betapart: um pacote R para o estudo da diversidade beta. *Métodos em Ecologia e Evolução* 3: 808–812.
- Bicudo, CEM. & Bicudo, RMT, 1970. Algas de águas continentais brasileiras: chave ilustrada para identificação dos gêneros. São Paulo, EDUSP, 228 p.
- Bicudo, CE. & Menezes, M, 2006. Gêneros de algas de águas continentais do Brasil. Chave para identificação e permanência. Editora Rima, Brasil. 2 ed. 489 p.
- Bleich, ME., Mortati, AF, André, T. & Piedade, TF, 2014. Riparian deforestation affects the structural dynamics of headwater streams in Southern Brazilian Amazonia. *Tropical Conservation Science* 7(4), 657-676.
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Sistema Nacional de Conservação da Natureza (SNUC -Lei 9.985/2000).
- Butterwick, C., Heaney, SI, & Talling, JF, 2005. Diversity in the influence of temperature on the growth rates of freshwater algae, and its ecological relevance. *Freshwater Biology* 50:291- 300.

- Canani, LG., & Torgan, LC, 2013. Two new *Eunotia* species with subapical costae, an uncommon structure for the genus. *Diatom Res.* 28(4): 395-406. <https://doi.org/10.1080/0269249X.2013.821425>
- Castro, ER., Veras, DS, Lustosa, GS, Azevêdo, CAS, & Juen, L, 2021. Efeitos de variáveis ambientais e integridade de habitat na estrutura das comunidades de insetos aquáticos de riachos no ecótono Cerrado-Caatinga no Nordeste do Brasil. *Neotrópico. Entomol.*, 50(1), 21-31.PMid:33104980.
- Costa, APT., Castro, E, Silva da, CFM, Schneck, F, 2022. A eutrofização altera a composição da comunidade e impulsiona o aninhamento de diatomáceas bentônicas costeiras. *Acta Limnol Bras.* 34:e14.
- Cunha, EJ., Cruz, GM, Faria, APJ, De Oliveira, JN, & Juen L, 2022. Urban development and industrialization impacts on semiaquatic bugs diversity: A case study in eastern Amazonian streams. *Water Biology and Security* 1.
- Díaz-Castro, JG., de Souza-Mosimann, RM, Laudares-Silva, R, & Forsberg, BR, 2003. Composição da comunidade de diatomáceas periféricas do rio Jaú, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica*, 33(4), 583-606.
- Dunck, B., Junqueira, MG, Bichoff, A., Vieira da Silva, M., Pineda, A., et al. 2018. Registros de algas perifíticas e planctônicas da planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil: uma atualização. *Hoehnea* 45(4): 560-590
- Dunck, B., Felisberto, S, & Nogueira, I, 2019. Effects of freshwater eutrophication on species and functional beta diversity of periphytic algae. *Hydrobiologia* 837:195–204.
- Esteves, FA. *Fundamentos de limnologia*. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.
- Ferragut, C. & Bicudo, DC. 2012. Effect of N and P enrichment on periphytic algal community succession in a tropical oligotrophic reservoir. *Limnology* 13:131–141.
- Fonseca, IA. & Rodrigues, I. 2005. Cianobactérias perifíticas em dois ambientes lênticos da planície de inundação do alto Rio Paraná, PR, Brasil. *Revista Brasil. Bot.* 28 (4): 821-834, out.-dez.
- França, F., Solar, RRC, Lees, AC, et al., 2021. Reassessing the role of cattle and pasture in Brazil's deforestation: a response to “Fire, deforestation, and livestock: When the smoke clears”. *Land Use Policy* 108, 105195.
- Frost, PC., Hillebrand, H, & Kahlert, M, 2005. Low algal carbon content and its effect on the C: P stoichiometry of periphyton. *Freshwater Biology* 50: 1800-1807.
- Gardner, T.A., Ferreira, J., Barlow, J, et al., 2013. A social and ecological assessment of tropical land uses at multiple scales: the Sustainable Amazon Network. *Philosophical Transactions of the Royal Society* 368, 1-11.
- Gómez, N., & Licursi, M, 2001. The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology* 5: 173-18
- Heino, J., Grönroos, M, Ilmonen, J, Karhu, T, Niva, ME, Paasivirta, L, 2013. Environmental heterogeneity and β diversity of stream macroinvertebrate communities at intermediate spatial scales. *Freshw Sci* (32):142-154. <http://doi.org/10.1899/12-083.1>.

- Karr, JR & Schlosser, IJ. 1978. Water resources and the land-water interface. *Science* 201, 229-23.
- Laurance, WF., Cochrane, MA, Bergen, S, Fearnside, PM, Delamônica, PC, Barber, D'Angeloe, S, Fernandes, T, 2001. O Futuro da Amazônia brasileira. *Ciência* 291: 438-439.
- Laux, M. & Torgan, LC, 2011. Diatomáceas com plastídeos no plâncton da foz dos rios do Delta do Jacuí, sul do Brasil: um complemento à taxonomia tradicional. *Iheringia. Série Botânica*. 66, 109-132.
- Leal, CG., Pompeu, PS, Gardner, TA., et al. 2016. Multi-scale assessment of human-induced changes to Amazonian instream habitats. *Landscape Ecology*. 31 (8), 1725-1745.
- Leal, CG., Barlow, J, Gardner, TA, et al., 2018. Is environmental legislation conserving tropical stream faunas? A large-scale assessment of local, riparian and catchment-scale influences on Amazonian fish. *Journal of applied ecology*. 55 (3), 1312-1326.
- Legendre, P., and Legendre, L, 2012. *Numerical Ecology-Developments in Environmental Modelling*. Elsevier Science BV, Amsterdam, Amsterdam.
- Lobo, E, & Leighton, G, 1986. Estruturas comunitarias de las fitocenosis planctonicas de los sistemas de desembocaduras y esteros de rios de la zona central de Chile. *Revista de Biología Marinha*, 22(1), 1-29.
- Lowe, RL & Y. Pan, 1996. Comunidades de algas bentônicas como monitores biológicos. Em Stevenson, RJ, ML Bothwell & RL Lowe (eds), *Algal Ecology*. Imprensa Acadêmica, San Diego: 705-739.
- Marques, NCS., Jankowski KJ, Macedo, MN, Juen, L, Luiza-Andrade, A, and Deegan, LA, 2021. Riparian forests buffer the negative effects of cropland on macroinvertebrate diversity in lowland Amazonian streams. *Hydrobiologia* 848, 3503-3520.
- Mello, K. de., Taniwa, RHk, de. Paula, FR., et al., 2020. Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. *Journal of Environmental Management*. Volume 270, 110879.
- Metzeltin, D.; Lange-Bertalot, H. 1998. Tropical Diatoms of South America. *Iconographia Diatomologica*, 5: 1-695.
- Metzger, JP, 2001. O que é ecologia de paisagens?. *Biota Neotropica*. 1, (1-2).
- Nessimian, JL., Venticinque, EM, Zuanon, J, et al., 2008. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia*, 614(1), 117-131.
- Norwana, AABD., Kunjappan, R., Chin, M., Schoneveld, G., Potter, L. and Andriani, R. 2011. The local impacts of oil palm expansion in Malaysia: an assessment based on a case study in Sabah State. Working paper 78. CIFOR, Bogor, Indonesia.
- Nunes, MH., Camargo, JLC, Vincent, G, et al., 2022. Forest fragmentation impacts the seasonality of Amazonian evergreen canopies. *Nature Communications*. On-line. 13: 917.

- Oksanen, O., Blanchet, FG, Kindt, R., et al., 2016 Vegan: Community Ecology Package. R Package Version 2.3-5. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Reynoldson, TB., Norris, RH, Resh, VH, et al., 1997. The Reference Condition: A Comparison of Multimetric and Multivariate Approaches to Assess Water-Quality Impairment Using Benthic Macroinvertebrates. *J. North Am. Benthol. Soc.* 16, 833–852. doi:10.2307/1468175.
- Ríos-Touma, B., & Ramírez, A, 2018. Multiple stressors in the neotropical region: Environmental impacts in biodiversity hotspots. In *Multiple Stressors in River Ecosystems: Status, Impacts and Prospects for the Future*. pp. 205-220.
- Rodrigues, L., Bicudo, DC. & Moschin Carlos, V, 2003. O papel do perifíton em áreas alagáveis e nos diagnósticos ambientais. pp. 211-230. In: Thomaz, S. M.; Bini, L. M. (Ed.). *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Maringá: Eduem.
- Ros, J., 1979. *Práticas de Ecologia*. Omega, Barcelona.
- Round, FE., 1971. The taxonomy of the Chlorophyta, 2. *Journal of the British Phycological Society*. 6, 235–264.
- Round, FE., Crawford, RM. & Mann, DG, 1990. *The Diatoms. Biology and Morphology of the Genera*. Cambridge University Press, Cambridge, 747 pp.
- Sala, OE., Chaplin, FE, Armesto, JJ, et al., 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. 287 (5459), 1770 – 1774.
- Sant’Anna, CL., Tucci, A, Azevedo, MTP., et al., 2012. Atlas de cianobactérias e microalgas de águas continentais brasileiras. Publicação eletrônica, Instituto de Botânica, Núcleo de Pesquisa em Ficologia.
- Santos, GP.; Oliveira, LL, Fernandes, GST, Santos, II, Almeida, RM, Moura, ERS, 2020. Qualidade Hidrológica e Ambiental de uma Microbactéria Urbana de Abastecimento Público de Água n / D Amazônia Brasileira. *Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais*, 11 (4), 154-168.
- Santos, GP.; Mortati, AF; Canani, GC, e Oliveira, LL, 2021. Efeitos de integridade ambiental da zona ciliar esua influência na qualidade da água de igarapés urbanos em SantArem-PA, Amazônia, Brasil. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 14 (7), 4035-4055.
- Santos, HS dos., & Rodrigues, L, 2021. Biomassa de algas perifíticas sob diferentes níveis de sombreamento: uma abordagem experimental. *Acta Limnol. Bras.* [on-line], 33 (e9). Epub. ISSN 2179-975X.
- Schneck, F., Schwarzbald, A. & Melo, AS, 2011. A rugosidade do substrato afeta a diversidade de algas bentônicas, a composição da assembleia e o aninhamento. *Jornal da Sociedade Bentológica Norte-Americana*. 30, 1049–1056.
- Schneck, F., Bini, LM, Melo, AS, Petsch, DK, Saito, VS, Wengrat, S, and Siqueira, T, 2022. Catchment scale deforestation increases the uniqueness of subtropical stream communities. *Oecologia*. 199, 671–683.
- Stevenson, RJ., 1996. An introduction to algae ecology in freshwater benthic habitats. In Stevenson, R. J., M. L. Bothwell & R. L. Lowe (eds), *Algal Ecology*. Academic Press, San Diego: 3–30.

- Stevenson, R.J., Bothwell, M.L., & Lowe, L., 1996. Algal ecology: freshwater benthic ecosystems. New York: Academic Press.
- Targa, M.S.; Batista, G.T.; Diniz, H.D.; Dias, N.W. & Matos, F.C. 2012. Urbanização e escoamento superficial na bacia hidrográfica do Igarapé Tucunduba, Belém, PA, Brasil. *Ambi-Água*, Taubaté, 7 (2), 120-142.
- Taylor, J.C. & Conquyt, C., 2016. *ABC Taxa Diatoms from the Congo and Zambezi Basins – Methodologies and identification of the genera*. 16.
- Taylor, J.C., Harding, W.R. & Archibald, C.G.M., 2007. An illustrated guide to some common diatom species from South Africa (p. 225). Pretoria: Water Research Commission.
- Tromboni, F., Lourenço-Amorim, C., Neres-Lima, V, et al., 2019 Conversion of tropical forests to agriculture alters the accrual, stoichiometry, nutrient limitation, and taxonomic composition of stream periphyton. *Int. Rev. Hydrobiologia*. 104, 116-126. <https://doi.org/10.1002/iroh.201801963>.
- Tonello, G., Decian, V.S., Restello, R.M., & Hepp, L.U., 2021. A conversão de matas ciliares naturais em terras agrícolas afeta os processos ecológicos nos riachos da Mata Atlântica. *Limnológica*. 91: 125927. <http://dx.doi.org/10.1016/j.limno.2021.125927>.
- Tucci, C.E.M. 2009. *Hidrologia: Ciência e Aplicação*. 4 ed. ABRH, 2009.
- Utermohl, H., 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodic. *Mitteilung Internationale Vereinigung fuer Theoretische unde Amgewandte Limnologie*. 9, 1–39.
- Zhou, S., Wu, N., Zhanga, M., Peng, W., He, F., Guo, K., Yan, S., Zou, Y., and Qu, X., 2020. Local environmental, geo-climatic and spatial factors interact to drive community distributions and 67 diversity patterns of stream benthic algae, macroinvertebrates and fishes in a large basin, Northeast China. *Ecological Indicators* 117. DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.106673
- Zorzal, A.S., Bini, L.M., Bicudo, D.C., 2017. Beta diversity of diatoms is driven by environmental heterogeneity, spatial extent and productivity. *Hydrobiologia*, 20, 1-10. DOI: 10.1007/s10750-017-3117-3.
- Zorzal-Almeida, S., E. C. R. Bartozek, and D. C. Bicudo. 2021. Homogenization of diatom assemblages is driven by eutrophication in tropical reservoirs. *Environmental Pollution* 288: 117778. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117778>.

Material Suplementar:

Tabela S1. Composição da comunidade perifítica dos 18 riachos amostrados, compreendendo as duas áreas de usos de solo distintos, (floresta e agropecuária), com a frequência de ocorrência (F.O) dos táxons (CT=Constante (>50%), CM=Comum (50% + 10%), R=Raro (≤10%).

Classificação	Taxóns	FLORESTA														AGROPECUÁRIA					
		P P N 4	P P N 2	P P N 3	P P N 5	P P N 1	P P N 2	P P N 5	P P N 6	P P N 8	P P N 7	P P N 1	P P N 1	P P N 2	F. O. %	P P N 8	P P N 1	P P N 6	P P N 5	P P N 4	F. O. %
Bacillariophyta, Bacillariophytina, Bacillariophyceae, Bacillariophycidae, Bacillariales, Bacillariaceae	<i>Nitzschia angularis</i> Sm.							X		X					CM						-
	<i>Nitzschia</i> sp Hassal														-		X				R
Bacillariophyta, Bacillariophytina, Bacillariophyceae, Bacillariophycidae, Cymbellales, Cymbellaceae	<i>Cymbopleura Delicata</i> Kram.														-	X			X	CM	
	<i>Placoneis</i> sp. Mereschk.						X								R						-
Bacillariophyta, Bacillariophytina, Bacillariophyceae, Bacillariophycidae, Cymbelles, Gomphonemataceae	<i>Encyonema delicata</i> Kutz														-	X					R
	<i>Encyonema haudelicata</i> (D.Metz & L-Bert)						X								R		X				R
	<i>Encyonema neomesianum</i> Kütz													X	R	X	X				CM
	<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch) D.G.Mann														-	X			X		CM
	<i>Encyonopsis frequentiformis</i> Metz. & Kram.														-				X		R
	<i>Gomphonema archaeovibrio</i> (L-Bert & E.Reich)			X				X		X					CM	X	X		X	X	CT
	<i>Gomphonema exilissimum</i> (Grun.) L-Bert & Reich.													X	R	X					R
	<i>Gomphonema gracile</i> Ehr.										X			X	CM	X		X			CM
	<i>Gomphonema parvulum</i> (Kütz.) Kütz.													X	R				X		CM
	<i>Gomphonema vibrio</i> Ehr.								X						R	X					R

Bacillariophyta, Bacillariophytina, Bacillariophyceae, Bacillariophycidae, Naviculales, Naviculineae, Naviculaceae	<i>Navicula parasubtilissima</i> L-Bert.						X								R						-	
	<i>Navicula capitatoradiata</i> H.Germain ex Gasse														-			X	X		C M	
	<i>Navicula constans</i> Hust.												X	R			X				R	
	<i>Navicula heimansioides</i> (L-Bert.)	X					X	X	X	X			X	C M					X		R	
	<i>Navicula tripunctata</i> (O. F Muller)						X	X					X	C M					X		R	
Bacillariophyta, Bacillariophytina, Bacillariophyceae, Bacillariophycidae, Naviculales, Naviculineae, Pleurosigmataceae	<i>Pleurosigma</i> sp (W.Smith)					X							R								-	
Bacillariophyta, Bacillariophytina, Bacillariophyceae, Bacillariophycidae, Naviculales, Naviculineae, Stauroneidaceae	<i>Stauroneis blanda</i> Metz. & L-Bert.									X			R								-	
	<i>Stauroneis</i> sp (Ehr.)												-					X			R	
Bacillariophyta, Bacillariophytina, Bacillariophyceae, Bacillariophycidae, Naviculales, Neidiineae, Amphipleuraceae	<i>Amphipleura</i> sp Kutz.												-					X			R	
	<i>Frustulia acidophilissima</i> (Wydr & L-Bert)						X		X				C M								-	
	<i>Frustulia australoides</i> D. Metz. & H. L-Bert.											X	R			X					R	
	<i>Frustulia copulata</i> (Kütz.)											X	R								-	
	<i>Frustulia crassinervia</i> (Bréb.) J.C.Costa									X			R								-	
	<i>Frustulia crassipunctatoides</i> D. Metz. & H. L-Bert.									X	X		C M					X			R	
	<i>Frustulia floridiana</i> L-Bert. & F.A.S.Sterrenburg							X					R								-	
	<i>Frustulia saxoneotropica</i> Metz. & L-Bert.		X				X	X		X			C M			X	X				C M	
	<i>Frustulia turfosa</i> Metz. & L-Bert.			X				X					C M									-
	<i>Frustulia undosa</i> Metz & L-Bert.		X	X		X	X	X		X			C M		X							R

	<i>Frustulia vulgaris</i> (Thwaites) De Toni						X							R			X			R
	<i>Fustulia rhomboides</i> (Ehr.) De Toni							X	X					C M	X	X	X			C M
Bacillariophyta, Bacillariophytina, Bacillariophyceae, Bacillariophycidae, Naviculales, Neidiineae, Brachysiraceae	<i>Brachysira serians</i> (Bréb.) Round & D.G.Mann	X				X		X		X				C M						-
	<i>Pinnularia acoricola</i> Hust								X			X		C M				X		R
	<i>Pinnularia acrosphaeria</i> (W.Smith)		X											R						-
	<i>Pinnularia amazonica</i> Metz. & Kram.		X						X					C M						-
	<i>Pinnularia borealis</i> Ehr.											X		R						-
	<i>Pinnularia excavata</i> D.Metz. & L-Bert.													-				X		R
	<i>Pinnularia flamma</i> A. W. F. Schmidt		X											R			X			R
	<i>Pinnularia guadalupensis</i> Manguin								X					R						-
	<i>Pinnularia huchia</i> D. Metz. & L-Bert.						X					X		C M						-
	<i>Pinnularia lata</i> (Bréb.) W.Smith		X											R						-
	<i>Pinnularia paradivergens</i> Metz. & L-Bert.								X					R			X	X		C M
	<i>Pinnularia pisciculus</i> Ehr.											X		R						-
	<i>Pinnularia silviasalae</i> D.Metz.		X											R						-
	<i>Pinnularia stoermeri</i> Metz. & L-Bert.		X											R						-
	<i>Pinnularia subgibba</i> Krammer		X											R						-
	<i>Pinnularia superpaulensis</i> (Hust.) D.Metz. & L-Bert		X			X				X				C M						-

Bacillariophyta, Bacillariophytina, Bacillariophyceae,
Bacillariophycidae, Naviculales, Sellaphorineae,
Pinnulariaceae

	<i>Fragilaria fasciculata</i> (C.Agardh) L-Bert.					X			X	X							C M			X			R
	<i>Fragilaria germaninii</i> E.Reichardt						X										R	X	X				C M
	<i>Fragilaria pinnata</i> Ehr.	X				X							X				C M	X	X				C M
	<i>Fragilaria ulna</i> (Nitz.) L.-Bert							X									R	X					R
	<i>Synedra gaillonii</i> (Bory) Ehr.						X	X									C M						-
	<i>Synedra ulna</i> (Nitzsch) Ehr.						X	X					X				C M					X	R
Bacillariophyta, Bacillariophytina, Bacillariophyceae, Fragilariophycidae, Fragilariales, Staurosiraceae	<i>Staurosira construens</i> (Ehr, C.G.)		X														R						-
	<i>Tabellaria fenestrata</i> (Lyngbye) Kützing									X							R		X				R
Bacillariophyta, Bacillariophytina, Bacillariophyceae, Fragilariophycidae, Rhabdonematales, Tabellariaceae	<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kützing					X											R				X		R
	<i>Tabellaria quadriseptata</i> B.M.Knudson																-				X		R
	<i>Tabellaria</i> sp Ehr. ex Kutzing																-		X				R
Bacillariophyta, Bacillariophytina, Bacillariophyceae, Fragilariophycidae, Thalassionematales, Thalassionemataceae	<i>Thalassionema nitzschioides</i> Grun.								X								R				X		R
Bacillariophyta, Bacillariophytina, Bacillariophyceae, Rhizosolenianae, Rhizosoleniales, Rhizosoleniaceae	<i>Rhizosolenia setigera</i> Bright.									X							R						-
Bacillariophyta, Bacillariophytina, Mediophyceae, Biddulphiophycidae, Biddulphiales, Biddulphiaceae	<i>Biddulphia pulchella</i> (S.F.Gray)				X												R						-
Bacillariophyta, Coscinodiscophytina, Coscinodiscophyceae, Aulacoseirales, Aulacoceiraceae	<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr) Simonsen	X			X	X							X				C M						-
Bacillariophyta, Coscinodiscophytina, Coscinodiscophyceae, Coscinodiscophycidae, Coscinodiscanae, Coscinodisciales, Coscinodiscaceae	<i>Coscinodiscus apiculatus</i> Ehrenb.											X					R						-
	<i>Melosira nummuloides</i> (C.Agardh)					X											R						-

Tabela S2. Tabela de classificação dos 18 riachos amostrados de acordo com os valores de Índice de integridade do habitat (IIH).

Ponto amostral	IIH	Classificação
PPN4	0.88	Íntegro
PPN3	0.87	Íntegro
PP52	0.92	Íntegro
PPN5	0.87	Íntegro
PPN6	0.90	Íntegro
PP20	0.72	Alterado
PP11	0.55	Alterado
PP1	0.66	Alterado
PP2	0.69	Alterado
PPN8	0.74	Alterado
PPN7	0.56	Alterado
PP21	0.68	Alterado
PF58	0.45	Alterado
PF1	0.67	Alterado
PFN6	0.31	Alterado
PFN5	0.44	Alterado
PFN2	0.31	Alterado
PF14	0.07	Alterado