

Contribuição dos táxons e locais para a singularidade das comunidades de invertebrados aquáticos em lagos de inundação

Giovanna de Oliveira, Mestranda- RENAC, UEG/CCET, oliveira.giovanna.2605@gmail.com
João Carlos Nabout, Doutor- Ciências Ambientais, UEG/CCET
Juliana Simião-Ferreira, Doutora- Ecologia e Evolução, UEG/CCET

Resumo:

As planícies de inundação abrigam elevada biodiversidade, mas vêm sofrendo crescentes impactos antrópicos que afetam as comunidades aquáticas, incluindo os macroinvertebrados, organismos sensíveis às alterações ambientais. Este estudo investigou os padrões de diversidade beta em lagos da planície de inundação do rio Araguaia, utilizando a abordagem conjunta de LCBD e SCBD e avaliando sua relação com variáveis ambientais. Considerando que a diversidade beta pode ser influenciada pela heterogeneidade ambiental e pela distribuição das espécies, hipotetizou-se que lagos com maior cobertura de vegetação natural apresentariam maior singularidade (LCBD), e que táxons mais abundantes iriam contribuir mais para a diversidade beta (SCBD). Os resultados indicaram que condutividade, transparência da água e cobertura de vegetação natural influenciam o LCBD, e que famílias amplamente distribuídas, como Culicidae e Chironomidae, apresentaram altos valores de SCBD. Os resultados auxiliam na seleção de áreas prioritárias e criação de ações voltadas a conservação de ecossistemas ameaçados.

Palavras-chave: Diversidade beta. Uso do solo. Heterogeinidade. Espécies-chave.

INTRODUÇÃO

As planícies de inundação são ecossistemas altamente dinâmicos, marcados por intensa variabilidade hidrológica e elevada heterogeneidade ambiental, o que favorece uma rica biodiversidade (Thomaz et al., 2006; Esteves, 2011). No entanto, esses ambientes têm experimentado desequilíbrio em frente a modificações provocadas pela ocupação humana ao longo de áreas úmidas, especialmente relacionadas a remoção da vegetação ripária, que altera as condições físico-químicas da água e afeta negativamente as comunidades aquáticas (Agostinho et al., 2004; Burcher et al., 2007). Entre os organismos mais sensíveis a essas alterações estão os macroinvertebrados aquáticos, cuja composição depende fortemente das características do habitat (Camana et al., 2024).

A diversidade beta expressa a variação na composição de espécies entre comunidades locais, sendo um componente essencial para entender padrões de diversidade em escala regional (Legendre et al., 2005). Legendre e Cáceres (2013) propuseram a decomposição desse componente em duas métricas complementares: a contribuição local para a diversidade beta (LCBD), que quantifica o grau de singularidade de cada ponto amostral, e a contribuição das espécies para a diversidade beta (SCBD), que indica a importância relativa de cada espécie para a diversidade total. Essa abordagem permite monitorar a variação da comunidade em uma região, identificando áreas prioritárias para conservação com base na singularidade biológica e na vulnerabilidade a impactos como a perda de habitat (Diniz-Filho et al., 2009).

Diante disso, este estudo teve como objetivos: (1) identificar pontos com maior singularidade das comunidades (LCBD), (2) identificar táxons com maior contribuição para a diversidade beta (SCBD), (3) avaliar a influência de variáveis ambientais e de paisagem sobre o LCBD, e (4) investigar como a abundância e a ocorrência dos táxons influenciam o SCBD. Hipotetizamos que lagos com maior cobertura de vegetação natural apresentam valores mais altos de LCBD (H1) e que táxons mais abundantes contribuem mais para o SCBD (H2).

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi conduzido em lagos da planície de inundação da bacia hidrográfica do rio Araguaia, localizada na região central do Brasil e abrangendo os biomas Cerrado e Amazônico. A área apresenta clima tropical, com uma estação chuvosa e outra seca, características típicas do bioma Cerrado.

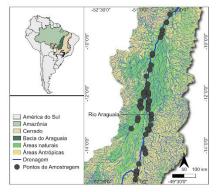


Figura 1. Pontos de coleta ao longo da bacia hidrográfica do Araguaia.

Amostragem de invertebrados

As amostragens foram realizadas entre janeiro e fevereiro de 2024, durante o período de cheia, em 50 pontos (Figura 1). As amostras foram obtidas em bancos de macrófitas em uma área delimitada por um quadrate de 2.500 cm². As raízes das macrófitas foram lavadas para desprender os organismos associados, que foram preservados em álcool 80% e posteriormente triados e identificados em laboratório sob estereomicroscópio. Os indivíduos da classe Insecta foram identificados até o nível de família, enquanto os demais grupos (moluscos, anelídeos, aracnídeos e crustáceos) foram identificados até níveis taxonômicos superiores.

Amostragem de variáveis ambientais

Em cada ponto de amostragem, foram mensurados parâmetros ambientais locais. Com o uso de uma sonda multiparâmetro (HORIBA), registraram-se: temperatura da água, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido (OD), saturação, potencial de oxirredução (ORP) e sólidos totais dissolvidos (TDS). A transparência da água foi estimada por meio de disco de Secchi, e a profundidade foi obtida com um medidor graduado (em metros).

As classes de uso do solo foram estimadas a partir de imagens de cobertura do solo disponibilizadas pelo projeto MapBiomas (resolução espacial de 30 m), com base em um buffer de 100 metros, delimitado a partir do perímetro de cada lago. As imagens foram reclassificadas em três categorias: Vegetação Natural, Agropecuária e Urbano/Outros. Posteriormente, foi calculada a porcentagem de cada classe dentro do buffer.

Análise de dados

A diversidade beta total (BDtotal) foi particionada em dois componentes: a contribuição local para a diversidade beta (LCBD) e a contribuição das espécies para a diversidade beta (SCBD). Os dados de abundância foram transformados utilizando a transformação de Hellinger. As variáveis ambientais locais (exceto pH) e de paisagem foram transformadas por logaritmo (log + 1) para atender aos pressupostos dos modelos. A relação entre LCBD e as variáveis ambientais foi avaliada por meio de modelos de regressão beta, com preditores limnológicos e de paisagem. Da mesma forma, a SCBD foi modelada considerando a abundância e a ocorrência das espécies. O cálculo do BDtotal, LCBD e SCBD foi realizado com a função *beta.div* do pacote "adespatial". Para os modelos de regressão beta, utilizou-se o pacote "betareg". Todas as análises estatísticas foram conduzidas no ambiente RStudio, versão 4.4.2 (R Core Team).

RESULTADOS

Um total de 4.010 indivíduos, representando 46 táxons de macroinvertebrados aquáticos, foram amostrados ao longo da bacia. Chironomidae, Culicidae e Hydrophilidae foram as famílias mais abundantes e amplamente distribuídas, com destaque para Chironomidae, que apresentou 2.366 indivíduos e ocorrência em todos os lagos.

Relação do LCBD com as variáveis ambientais

Os valores de LCBD variaram de 0,006 a 0,08, com média de 0,02, indicando diferenças na contribuição local à diversidade beta entre os lagos amostrados. Os maiores valores foram registrados nos lagos L13 (0,08), L48 (0,06) e L150 (0,039), sugerindo que esses locais possuem composições de invertebrados aquáticos mais distintas em relação aos demais. Por outro lado, os menores valores foram observados nos lagos L110 (0,008) e L111 (0,006).

A condutividade (β = 10,67; p = 0,002) e a transparência (β = 0,0054; p = 0,016) apresentaram efeitos significativos sobre os valores de LCBD (Figura 2), evidenciando que a heterogeneidade ambiental local contribui para a variação da diversidade beta entre os lagos. Além disso, a vegetação natural no entorno dos lagos também teve efeito significativo (β = -8,14; p = 0,011), sugerindo que áreas mais vegetadas estão associadas a menores valores de singularidade local. As demais variáveis analisadas não apresentaram relação estatisticamente significativa e foram consideradas preditoras fracas do LCBD.

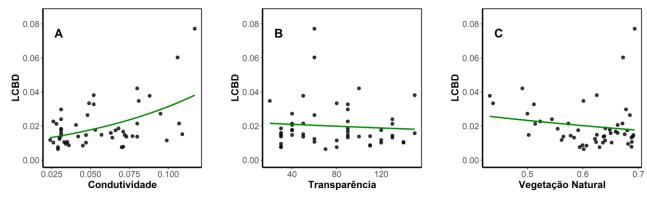


Figura 2. Relação entre a contribuição local da diversidade beta (LCBD) e variáveis ambientais de (a) condutividade, (b) transparência e (c) vegetação natural.

Relação do SCBD com abundância e ocorrência

Os valores de SCBD variaram de 0,0004 a 0,15, com média de 0,022. A contribuição das espécies para a diversidade beta apresentou relação positiva significativa com a abundância (β = 0,23; p = 0,016) e com a ocorrência (β = 0,69; p < 0,001), indicando que táxons mais abundantes e amplamente distribuídos contribuem de forma mais expressiva para a diversidade beta total.

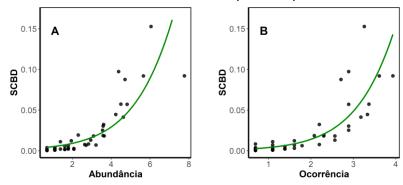


Figura 3. Contribuição dos táxons para diversidade beta (SCBD) de invertebrados aquáticos e sua relação com a abundância (a) e ocorrência (b).

Táxons com baixa abundância e ocorrência, como *Amphipterygidae* (SCBD = 0,0004), *Dicteriadidae* (SCBD = 0,0004) e *Haliplidae* (SCBD = 0,0008), apresentaram as menores contribuições para a diversidade beta. Já os seguintes táxons: *Culicidae* (SCBD = 0,1527), *Notonectidae* (SCBD = 0,0973), *Chironomidae* (SCBD = 0,0921), *Ceratopogonidae* (SCBD = 0,0920) e *Polycentropodidae* (SCBD = 0,0877), foram os principais contribuintes para a diversidade beta total.

DISCUSSÃO

Entre as variáveis ambientais, a condutividade foi o principal preditor positivo de LCBD, indicando que a sua variação afeta a composição das comunidades aquáticas. A transparência da água também teve efeito positivo sobre o LCBD, sugerindo que ambientes com baixa turbidez favorecem a formação de comunidades distintas (Santana et al., 2023). Esse padrão é consistente com estudos que apontam a qualidade da água como fator determinante da singularidade composicional (Heino & Bini, 2015). Em contraste, a porcentagem de vegetação natural ao redor dos lagos apresentou efeito negativo sobre o LCBD, ao contrário da nossa hipótese inicial. Esse resultado indica que áreas mais alteradas podem apresentar maior dissimilaridade entre comunidades, possivelmente devido à ação de filtros ambientais mais intensos, que levam a uma composição biótica mais dissimilar (Leão et al., 2020; Schneck et al., 2022).

Observamos que táxons com alta abundância e ampla distribuição tendem a contribuir mais significativamente para a diversidade beta regional. Essa tendência foi evidenciada pela relação positiva entre os valores de SCBD e a abundância e ocupação dos táxons. Esse resultado corrobora nossa hipótese inicial e está em concordância com achados de outros estudos (Santos et al., 2021; Costa et al., 2024), sugerindo que a manutenção da biodiversidade em escala regional pode depender da disponibilidade de condições ambientais que permitam às espécies manter populações amplas e bem distribuídas. A combinação entre ampla distribuição e alta abundância tende a aumentar a influência dos táxons nos padrões de substituição entre locais (Legendre & De Cáceres, 2013).

Embora não tenham sido incluídas diretamente como variáveis explicativas neste estudo, é provável que as macrófitas aquáticas também possam ter contribuído para a heterogeneidade local, influenciando os padrões observados nas comunidades de macroinvertebrados. A diversidade estrutural do habitat é reconhecida como um fator chave na organização dessas comunidades, e as macrófitas desempenham um papel central nesse processo (Thomaz & Cunha, 2010; Thomaz et al., 2008). Ao aumentarem a complexidade estrutural do ambiente, fornecendo substrato, abrigo e micro-hábitats, essas plantas criam condições favoráveis para a colonização de diversos organismos, promovendo maior diversidade, abundância e distribuição dos macroinvertebrados aquáticos (Rezende, 2019; Bendary et al., 2023). Assim, mesmo sem terem sido diretamente mensuradas, as macrófitas provavelmente exerceram influência importante sobre os padrões de diversidade observados.

CONCLUSÕES

Nosso estudo evidencia que a singularidade composicional das comunidades de macroinvertebrados aquáticos nos lagos da planície de inundação do Rio Araguaia é moldada por variáveis ambientais locais, especialmente a condutividade e transparência da água. Observamos que a vegetação natural ao redor dos lagos se relaciona negativamente com a contribuição local para a diversidade beta (LCBD), sugerindo que sua alteração pode aumentar a variabilidade da composição entre comunidades. Além disso, famílias amplamente distribuídas e abundantes, como Culicidae e Chironomidae, foram as principais responsáveis pelos padrões de contribuição das espécies (SCBD). A abordagem integrada de LCBD e SCBD



permitiu identificar tanto lagos ecologicamente singulares quanto espécies-chave para a estruturação da diversidade beta. Esses resultados reforçam a importância de considerar múltiplas escalas e componentes da biodiversidade para desenvolvimento de estratégias de conservação em ecossistemas ameaçados.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Projeto "Araguaia Vivo", financiado pela FAPEG e gerido pela TWRA.

REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. *International Journal of Ecohydrology & Hydrobiology*, v. 4, n. 3, p. 267-280, 2004.

BENDARY, R. E. et al. Taxonomic and functional diversity of macroinvertebrates in sediment and macrophyte habitats: A case study, the Ibrahimia Canal, Nile River, Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, v. 49, p. 129–135, 2023.

BURCHER, C. L.; VALETT, H. M.; BENFIELD, E. F. The land-cover cascade: relationships coupling land and water. *Ecology*, v. 88, n. 1, p. 228–242, 2007.

CAMANA, M. et al. A global meta-analysis of the effects of land use on the diversity of stream fish and macroinvertebrates. *Aquatic Sciences*, v. 86, n. 3, 2024.

DA COSTA, J. H. A. et al. Exploring local and species contributions to beta diversity in a bay fish community: A baseline assessment of the Ubatumirim Bay. *Ocean and Coastal Research*, v. 72, 2024. DINIZ-FILHO, J. A. F. et al. Macroecologia, biogeografia e áreas prioritárias para conservação no Cerrado. *Oecologia Brasiliensis*, v. 13, p. 470-497, 2009.

ESTEVES, F. D. Fundamentos de limnologia. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência: Finep, 2011.

HEINO, J.; MELO, A. S.; BINI, L. M. Reconceptualising the beta diversity-environmental heterogeneity relationship in running water systems. *Freshwater Biology*, v. 60, n. 2, p. 223–235, 2015.

LEÃO, H. et al. Ecological uniqueness of fish communities from streams in modified landscapes of Eastern Amazonia. *Ecological Indicators*, v. 111, 106039, 2020.

LEGENDRE, P.; BORCARD, D.; PERES-NETO, P. R. Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs*, v. 75, n. 4, 2005.

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

MAPBIOMAS. Projeto MapBiomas – Coleção 8 da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura da Terra do Brasil, 2023. Disponível em: https://mapbiomas.org.

MARTIN, S. et al. Structural controls on the hydrogeological functioning of a floodplain. *Hydrogeology Journal*, v. 28, p. 2675-2696, 2020.

R CORE TEAM. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2024. Disponível em: https://www.r-project.org/.

REZENDE, R. S. et al. Macroinvertebrate associated with macrophyte beds in a cerrado stream. *Limnology*, v. 38, n. 2, p. 639–652, 2019.

SANTANA, E. F. C. et al. Turbidity shapes shallow Southwestern Atlantic benthic reef communities. *Marine Environmental Research*, v. 183, 2023.

SANTOS, F. et al. Site and species contribution to β-diversity in terrestrial mammal communities: Evidence from multiple Neotropical forest sites. *Science of the Total Environment*, v. 789, 147946, 2021. SCHNECK, F. et al. Catchment scale deforestation increases the uniqueness of subtropical stream

SCHNECK, F. et al. Catchment scale deforestation increases the uniqueness of subtropical stream communities. *Oecologia*, v. 199, n. 3, p. 671–683, 2022.

THOMAZ, S. M. et al. Influence of aquatic macrophyte habitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical lagoons. *Freshwater Biology*, v. 53, n. 2, p. 358–367, 2008.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M.; BOZELLI, R. L. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia*, v. 579, n. 1, p. 1–13, 2007.