



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA
DOUTORADO EM ECOLOGIA AQUÁTICA E PESCA**

TESE DE DOUTORADO

**INFLUÊNCIA DO AMBIENTE, ESPAÇO E DIMORFISMO SEXUAL NA
DIVERSIDADE DE PERCEVEJOS SEMIAQUÁTICOS (HEMIPTERA, HETEROPTERA,
GERROMORPHA), NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

ALANA PATRICIA MEGUY GUTERRES

Tese de doutorado apresentado ao Programa de Pós-graduação em Ecologia Aquática e Pesca, da Universidade Federal do Pará, como requisito parcial para obtenção do grau de doutora em Ecologia aquática.

Orientador: Dr. Leandro Juen

Co-orientador: Dr. Erlane José Rodrigues da Cunha

Belém, 2021

ALANA PATRICIA MEGUY GUTERRES

**INFLUÊNCIA DO AMBIENTE, ESPAÇO E DIMORFISMO SEXUAL NA
DIVERSIDADE DE PERCEVEJOS SEMIAQUÁTICOS (HEMIPTERA, HETEROPTERA,
GERROMORPHA), NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

ALANA PATRICIA MEGUY GUTERRES

Tese de doutorado apresentado ao Programa de Pós-graduação em Ecologia Aquática e Pesca, da Universidade Federal do Pará, como requisito parcial para obtenção do grau de doutora em Ecologia aquática.

Orientador: Dr. Leandro Juen

Co-orientador: Dr. Erlane José Cunha Rodrigues da Cunha

Belém, 2021

ALANA PATRICIA MEGUY GUTERRES

**INFLUÊNCIA DO AMBIENTE, ESPAÇO E DIMORFISMO SEXUAL NA
DIVERSIDADE DE PERCEVEJOS SEMIAQUÁTICOS (HEMIPTERA, HETEROPTERA,
GERROMORPHA), NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

Plano de Aula de doutoramento apresentado ao Programa de Pós-graduação em Ecologia Aquática e Pesca, da UFPA, como requisito parcial para obtenção do grau de doutora em Ecologia aquática, avaliada pela Comissão composta pelos doutores e doutoras:

Dr. Leandro Juen
Universidade Federal do Pará, Belém
(Orientador)

Dr. Bruno Spacek Godoy
Universidade Federal do Pará, Belém
(Membro-titular)

Dra. Barbara Dunk
Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém
(Membro-titular)

Dra. Karina Dias Silva
Universidade Federal do Pará, Altamira
(Membro-titular)

Dr. Diego Castro
Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte
(Membro-titular)

Dr. Leandro Brasil
Universidade Federal do Pará, Belém
(Membro-suplente)

Dr. Marcelo Andrade
Universidade Federal do Pará, Belém
(Membro-suplente)

Belém, 2021

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

M496i MEGUY GUTERRES, ALANA PATRICIA.
INFLUÊNCIA DO AMBIENTE, ESPAÇO E DIMORFISMO
SEXUAL NA DIVERSIDADE DE PERCEVEJOS
SEMIAQUÁTICOS (HEMIPTERA, HETEROPTERA,
GERROMORPHA), NA AMAZÔNIA ORIENTAL / ALANA
PATRICIA MEGUY GUTERRES. — 2021.
167 f. : il. color.

Orientador(a): Prof. Dr. Leandro Juen
Coorientador(a): Prof. Dr. Erlane José Rodrigues da Cunha
Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Pará, Instituto de
Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ecologia
Aquática e Pesca, Belém, 2021.

1. Insetos semiaquáticos. 2. Riachos. 3. Diversidade
funcional. 4. Impacto ambiental. 5. Uso da terra. I. Título.

CDD 301.3

“Eu sou o caminho, a verdade e a vida; ninguém vem ao Pai, senão por mim”

João 14:6

Agradecimentos

Primeiramente, agradeço à Deus por me auxiliar e proteger durante toda a minha vida e por colocar pessoas maravilhosas e competentes no meu caminho. Senhor, toda honra e toda glória sejam dadas a Ti.

À Universidade Federal do Pará, por sediar, financiar e permitir o desenvolvimento desse trabalho, mesmo em meio ao desmonte e corte de verbas, cada vez mais profundos e constantes desde o ano 2018.

Ao Programa de Pós-graduação em Ecologia Aquática e Pesca, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, pela bolsa de estudo.

Ao Laboratório de Ecologia e Conservação pela disponibilização do espaço físico e dos materiais necessários para execução desse trabalho.

Ao meu coorientador e amigo Dr. Erlane Cunha, por todo suporte, dedicação, paciência e auxílio. Agradeço por ouvir e responder meus questionamentos, mesmo em conversas que perduravam pela madrugada; por corrigir os erros e por saber motivar com suas palavras e exemplo.

Ao meu orientador Dr. Leandro Juen, pelos ensinamentos e dedicação na minha formação acadêmica, bem como na execução desse trabalho.

Aos meus pais, José Ribamar R. Guterres e Ivone Meguy M. Guterres, pelo amor, carinho, cuidado, ensino de valores, dedicação, correção e por todo suporte dado ao longo de toda minha vida.

À minha irmã, Louenne Victória M. Guterres, pelo amor, carinho e pela disponibilidade em ajudar em tudo que eu precisei.

À minha irmã, Marcia Priscila M. Guterres (em memória), por ser exemplo de força, coragem e fé, mesmo em meio a dificuldades.

Aos meus amigos do laboratório e do grupo “*Mutualistas*”, Ana Luisa F. Biondi, Erlane Cunha, Flavia Alessandra Silva, Fernando Geraldo Carvalho, Maria José. P. Anacleto e Naiara R. Torres, pelo companheirismo e amizade.

Aos meus familiares, amigos e à Primeira Igreja Batista do Pará, pelo suporte emocional e espiritual.

1	Sumário	
2	Resumo Geral.....	8
3	Introdução geral.....	10
4	Referências.....	14
5	Capítulo I.....	19
6	Tolerant semiaquatic bugs species (Heteroptera: Gerromorpha) are associated to	
7	pasture and conventional logging in the eastern Amazon.....	20
8	Capítulo II.....	59
9	Influência do dimorfismo sexual nas respostas funcionais de percevejos semiaquáticos	
10	(Hemiptera: Heteroptera: Gerromorpha) na Amazônia Oriental.....	60
11	Capítulo III.....	100
12	Padrões de diversidade beta de percevejos semiaquáticos (Hemiptera, Heteroptera,	
13	Gerromorpha) em áreas de planícies de inundação, na Amazônia Oriental.....	101
14	Conclusão geral.....	140
15	Apêndice 1.....	142
16	Apêndice 2.....	145
17	Apêndice 3.....	157
18		

19 **Resumo Geral**

20 A Amazônia é conhecida como uma das áreas de maior diversidade do mundo, porém
21 essa diversidade vem sendo constantemente ameaçada pelo avanço de atividades antrópicas,
22 como a extração madeireira convencional, pasto e mineração. Avaliar como essas alterações
23 antrópicas afetam a biodiversidade é de extrema importância para o planejamento mais eficiente
24 de medidas de mitigação de impacto. Da mesma forma, identificar os fatores que influenciam
25 nos padrões de diversidade da assembleia em ambientes com baixa perturbação antrópica é
26 essencial para os estudos de conservação. Nesse trabalho, portanto, nosso objetivo geral foi
27 identificar os fatores que afetam a diversidade (alfa, beta e funcional) da assembleia de
28 percevejos semiaquáticos (Ordem Hemiptera, infraordem Gerromorpha). Buscamos ainda
29 identificar os efeitos das atividades antrópicas no ambiente. Para isso, a tese foi dividida em
30 três capítulos: No primeiro verificamos que riachos com influência de extração madeireira
31 convencional possuem maior riqueza de espécies, porém essa alta riqueza está associada às
32 espécies tolerantes. Da mesma forma, o pasto também está associado às espécies tolerantes de
33 percevejos semiaquáticos e possuem baixa abundância. Também vimos que as áreas extração
34 madeireira de baixo impacto assemelham-se às áreas de florestas, em relação ao ambiente,
35 riqueza, abundância. No segundo capítulo verificamos que machos e fêmeas respondem de
36 maneiras distintas aos filtros ambientais, sendo que as fêmeas apresentam tamanho corporal
37 maior em riachos com maior porcentagem vegetação ripária. Verificamos, ainda, que a
38 diversidade beta funcional (βF) da assembleia é estruturada pela diferença de riqueza, sendo o
39 tratamento da mineração e pasto, respectivamente, com maior βF . Por outro lado, os riachos
40 das áreas de extração convencional possuem menor βF . Por fim, no terceiro capítulo
41 verificamos que a diversidade beta taxonômica é estruturada tanto pelo ambiente (variáveis
42 ambientais), quanto pelo espaço (padrão de distribuição espacial dos riachos), estando o
43 ambiente associado a substituição de espécies e abundância, e o espaço relacionado a diferença

44 de riqueza de espécies. A importância de cada amostra (riacho) para a diversidade beta da região
45 está relacionada ao ambiente, principalmente ao dossel. Portanto, vimos que a diversidade (alfa,
46 beta e funcional) de percevejos semiaquáticos é influenciada pela organização espacial das
47 amostras (riachos) e pelo ambiente, com destaque para vegetação ripária, tanto em ambientes
48 impactados quanto em áreas naturais.

49 Palavras-chave: Insetos semiaquáticos, riachos, diversidade funcional, impacto
50 ambiental, *uso da terra*.

51 **Introdução geral**

52 A Amazônia é a maior Floresta Tropical do mundo, abrigando aproximadamente 60%
53 das florestas tropicais remanescentes (Nair 2007). Além da extensão territorial, esse bioma
54 possui uma grande diversidade ambiental e biológica (Gentry 1982), sendo formada por
55 extensas áreas alagadas, como as planícies de inundação, e áreas de terra firme com vegetação
56 densa (Almeida et al. 2009; Behling & Costa 2000). A Amazônia dispõe de altas taxas de
57 endemismo (Brooks et al. 2006) e de serviços ecossistêmicos, que são essenciais para o
58 equilíbrio do planeta (Laurance et al. 2001; Sobral-Souza et al. 2018). A bacia Amazônica, que
59 possui a maior reserva de água doce superficial do planeta, é responsável por cerca de cerca de
60 25% da descarga de água doce mundial (Salati & Vose 1984). No entanto, apesar dessa
61 importância, vem apresentando altas taxas de perdas de áreas florestadas, devido à conversão
62 de áreas naturais para fins antrópicos (Barnes et al. 2014), como a exploração madeireira
63 (Fearnside 2002), pecuária e a mineração (Nepstad et al. 2008).

64 O desmatamento provocado por essas atividades atinge direta e indiretamente os
65 ecossistemas terrestres e aquáticos (Nepstad et al. 2008). Especificamente nos ecossistemas
66 aquáticos de água doce, a perda de vegetação nativa causa alterações nas características físicas
67 e/ou químicas nos rios e riachos (Dosskey et al. 2010; Giling et al. 2014), que ocorrem,
68 principalmente, pela entrada de sedimentos e de poluentes (e.g., adubos, inseticidas e
69 herbicidas), que são lixiviados para os corpos d'água (Knight et al. 2020). Devido ao avanço
70 do desmatamento, também há uma redução da vegetação circundante dos corpos d'água
71 (vegetação ripária), causando alterações estruturais (substratos, abrigos, variação poções e
72 corredeiras) (Juen et al. 2016) e limnológicas (e.g., temperatura d'água, condutividade,
73 oxigênio dissolvido, etc.) (Carpenter et al. 2011; Cunha et al. 2015) nos riachos. Todos esses
74 impactos causam mudanças na estrutura da assembleia, que podem causar alterações na
75 abundância (número de indivíduos), na riqueza (número de espécies), na composição

76 (identidade taxonômica das espécies) e na diversidade funcional da assembleia local (Leitão et
77 al. 2018; Gimenez & Higuti 2017). Isso ocorre, pois, as espécies são dependentes de recursos e
78 condições ambientais específicas, que são fornecidos pela vegetação ripária, como a matéria
79 orgânica que é uma fonte de carbono (Dosskey et al. 2010).

80 Na tentativa de amenizar os efeitos negativos do desmatamento, sobre o ambiente e na
81 biodiversidade aquática, buscando a conciliação da exploração dos recursos naturais com o
82 desenvolvimento sustentável, nas últimas décadas foi desenvolvida a exploração madeireira de
83 impacto reduzido (*Reduced Impact Logging* - RIL). O RIL é uma forma de extração que utiliza
84 um conjunto de técnicas pré e pós-extração, que buscam mitigar consideravelmente os danos
85 causados aos ambientes terrestres e aquáticos (Calvão et al. 2016; Cardoso et al. 2018; De
86 Castro et al. 2018). Diferente da exploração madeireira convencional (*Conventional Logging* -
87 CL), que muitas vezes não respeita a legislação ambiental (Lei federal 6938/ 1981- Política
88 Nacional do Meio ambiente), alguns trabalhos mostram que RIL permite a manutenção da
89 maior parte das características do ambiente florestal (Calvão et al. 2016; Cardoso et al. 2018).

90 Nesse ínterim, afim de compreender como as mudanças no ambiente afetam a
91 biodiversidade é de suma importância entender os mecanismos que influenciam a
92 biodiversidade local ao longo de gradientes de variação ambiental e espacial (Podani &
93 Schmera 2011). Nesse âmbito, Whittaker (1960) propôs estudar a biodiversidade avaliando a
94 variação da composição das espécies ao longo de um gradiente espacial (diversidade beta – β).
95 Posteriormente, alguns trabalhos propuseram a partição da diversidade β , dentre esses Baselga
96 (2010), cuja análise realiza uma comparação entre os pares de locais (amostra do estudo),
97 separando frações de dissimilaridade em substituição de espécies (*turnover*) e aninhamento
98 (*nestedness*) (Baselga 2010, 2012). Entretanto, esse método não contabiliza a diferença de
99 riqueza entre os locais e pode superestimar a substituição de espécies, devido a sobreposição

100 com a similaridade entre os pares (Cardoso et al. 2014). Podani & Schmera (2011), por outro
101 lado, propuseram uma decomposição da diversidade β em substituição (*replacement*) e
102 diferença de riqueza (*richness difference*) sem superestimar a substituição, que permite
103 distinguir melhor a importância de cada fração para a composição da β (Carvalho et al. 2011;
104 Cardoso et al. 2014). Essas abordagens podem ser utilizadas tanto para dados taxonômicos,
105 quanto para dados morfofuncionais (Cardoso et al. 2014). Legendre & De Cáceres (2013)
106 acrescentaram ao estudo da diversidade β a contribuição de cada amostra (ou local) para a
107 diversidade β total (β_T), bem como a decomposição desse índice em substituição de espécies e
108 diferença de riqueza de espécies (Legendre 2014). A utilização desses métodos permite avaliar
109 aspectos distintos da biodiversidade, que são importantes para estudos de conservação e
110 avaliações de impacto (Legendre 2014), tanto no ambiente terrestre quanto nos ecossistemas
111 aquáticos.

112 Dentre os organismos que compõe a biodiversidade aquática, os percevejos
113 semiaquáticos (Ordem Hemiptera, subordem Heteroptera, infraordem Gerromorpha) destacam-
114 se, pois têm sido apontados como bons bioindicadores (Dias-Silva et al, 2010; Giehl et al.,
115 2020; Guterres et al. 2021), tendo a sua diversidade principalmente estruturada pela variação
116 do ambiente (Cunha & Juen, 2020). Eles são insetos predadores, que forrageiam sob a superfície
117 da água (Andersen 1982), são importantes para a manutenção do equilíbrio do ambiente
118 aquático (Merrit & Cummins 1984) e possuem variada taxa de dispersão (Järvinen &
119 Vepsäläinen 1976; Andersen & Weir 2004; May et al. 2019). Além disso, apresentam alta
120 diversidade morfológica, apresentando dimorfismo sexual (machos e fêmeas de uma mesma
121 espécie com características físicas não sexuais marcadamente diferentes) (Andersen 1982). No
122 geral, os machos competem intraespecificamente pelo domínio de muitas fêmeas (Toubiana &
123 Khila 2019) e as fêmeas competem mais interespecificamente, principalmente, por recursos
124 (alimento e melhores ambientes para reprodução), com desenvolvimento de traços antagônicos,

125 a fim de evitar cópulas indesejáveis (Fairbairn 1993; Perry & Rowe 2018). Tais características
126 permitem que esse grupo seja ideal para trabalhos com abordagens de diversidade funcional,
127 diversidade β e avaliações de impacto.

128 Portanto, o objetivo principal dessa tese foi identificar os fatores que afetam a
129 diversidade (alfa, beta e funcional) das assembleias de percevejos semiaquáticos (Ordem
130 Hemiptera, infraordem Gerromorpha). Buscamos ainda identificar os efeitos das atividades
131 antrópicas no ambiente aquático. Desse modo, a tese está estruturada em três capítulos. No
132 primeiro capítulo, avaliamos os efeitos da extração madeireira (convencional e de baixo
133 impacto) e do pasto na abundância, riqueza e composição das espécies da assembleia. Além
134 disso, nesse capítulo também analisamos o nível de tolerância das espécies e a associação dessas
135 a um determinado tratamento. No segundo capítulo analisamos a diversidade funcional e beta
136 funcional (βF) em áreas de extração madeireira, pasto e mineração, considerando itens da
137 variação intraespecífica, como o dimorfismo sexual e a abundância. Por fim, no terceiro
138 capítulo avaliamos a diversidade beta taxonômica da assembleia em áreas de floresta em
139 planícies de inundação, analisando a heterogeneidade ambiental em duas bacias principais da
140 área. Os três capítulos estão formatados segundo as regras da *Journal of insect conservation*,
141 *Oecologia* e *Hydrobiologia*, respectivamente.

142

143 **Referências**

144 Almeida SS, Silva ASL, Silva ICB (2009) Cobertura vegetal. In: Monteiro MA, Coelho
145 MCN, Barbosa EJS (eds) Atlas Socioambiental: Municípios De Tomé Açú, Aurora Do Pará,
146 Ipixuna Do Pará Paragominas E Ulianópolis. Naea, Belém, Pará, pp 112-124.

147 Andersen NM (1982) The semiaquatic bugs (Hemiptera, Gerromorpha), phylogeny,
148 adaptations, biogeography and classification. Entomonograph 3:1-455.

149 Andersen NM, Weir TA (2004) Australian water bugs: their biology and identification
150 (Hemiptera-Heteroptera, Gerromorpha & Nepomorpha). Apollo Books, Melbourne.

151 Barnes AD, Jochum M, Mumme S, Haneda NF, Farajallah A, Widarto TH, U Brose
152 (2014) Consequences of tropical land use for multitrophic biodiversity and ecosystem
153 functioning. Nature communications 5: 1-7.

154 Baselga A (2010) Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity.
155 Global Ecology and Biogeography 19: 134-143.

156 Baselga A (2012) The relationship between species replacement, dissimilarity derived
157 from nestedness, and nestedness. Global Ecology and Biogeography 21: 1223-1232.

158 Behling H, da Costa ML (2000) Holocene environmental changes from the Rio Curuá
159 record in the Caxiuanã region, eastern Amazon Basin. Quaternary Research 53: 369-377.

160 Brooks TM, Mittermeier RA, Da Fonseca GAB, Gerlach J, Hoffmann M, Lamoreux J
161 F, Mittermeier CG, Pilgrim D, Rodrigues ASL (2006) Global biodiversity conservation
162 priorities: an expanded review. Science 313: 8-29.

163 Calvão LB, Nogueira DS, Montag LFA, Juen L (2016) Are Odonata communities
164 impacted by conventional or reduced impact logging. Forest Ecology and Management 382:
165 143-150.

166 Cardoso MN, Calvao LB, Montag LFA, Godoy BS, Juen L (2018) Reducing the
167 deleterious effects logging on ephemeroptera communities through reduced impact
168 management. *Hydrobiologia* 823: 191-203.

169 Cardoso P, Rigal F, Carvalho JC, Fortelius M, Borges PA, Podani J, Schmera D (2014)
170 Partitioning taxon, phylogenetic and functional beta diversity into replacement and richness
171 difference components. *Journal of Biogeography* 41: 749-761.

172 Carpenter SR, Stanley EH, Vander Zanden MJ (2011) State of the world's freshwater
173 ecosystems: physical, chemical, and biological changes. *Annual review of Environment and*
174 *Resources* 36: 75-99.

175 Carvalho JC, Cardoso P, Crespo LC, Henriques S, Carvalho R Gomes P (2011)
176 Determinants of beta diversity of spiders in coastal dunes along a gradient of mediterraneity.
177 *Diversity and Distributions* 17: 225-234.

178 Cunha EJ, Guterres APM, Godoy BS, Juen L (2020) Wing dimorphism in semiaquatic
179 bugs (Hemiptera, Heteroptera, Gerromorpha) as a tool for monitoring streams altered by oil
180 palm plantation in the Amazon. *Ecological Indicators* 117: 106707.

181 Cunha EJ, Montag LFA, Juen L (2015) Oil palm crops effects on environmental integrity
182 of Amazonian streams and Heteropteran (Hemiptera) species diversity. *Ecological Indicators*
183 52: 422-429.

184 De Castro DMP, Dolédec S, Callisto M (2018) Land cover disturbance homogenizes
185 aquatic insect functional structure in neotropical savanna streams. *Ecological Indicators*
186 84:573–582.

187 Dosskey MG, Vidon P, Gurwick NP, Allan CJ, Duval TP, Lowrance R (2010) The Role
188 of Riparian Vegetation in Protecting and Improving Chemical Water Quality in Streams.
189 Journal of the American Water Resources Association 46: 261-277.

190 Fairbairn DJ (1993) Costs of loading associated with mate-carrying in the waterstrider,
191 *Aquarius remigis*. Behavioral Ecology 4: 224-231. <https://doi.org/10.1007/BF00379098>

192 Fearnside PM (2002) Greenhouse gas emissions from a hydroelectric reservoir (Brazil's
193 Tucuruí Dam) and the energy policy implications. Water, Air, and Soil Pollution 133: 69-96.

194 Gentry AH (1982) Neotropical floristic diversity. Annals of the Missouri Botanical
195 Garden 69: 557-593.

196 Giehl SNF, Cabette HSR, Dias-Silva K, Juen L, Moreira FFF, Moreira FFF, De Castro
197 LA, Castro LA, Ferreira VRS, Batista JD (2020) Variation in the diversity of semiaquatic bugs
198 (Insecta: Heteroptera: Gerromorpha) in altered and preserved veredas. Hydrobiologia 847:
199 3497-3510.

200 Giling DP, Grace MR, Thomson JR, Mac Nally R, Thompson RM (2014) Effect of
201 native vegetation loss on stream ecosystem processes: dissolved organic matter composition
202 and export in agricultural landscapes. Ecosystems 17: 82-95.

203 Gimenez BC, Higuti J (2017) Land use effects on the functional structure of aquatic
204 insect communities in Neotropical streams. Inland Waters 7: 305-313.

205 Guterres APM, Cunha EJ, Juen L (2021) Tolerant semiaquatic bugs species
206 (Heteroptera: Gerromorpha) are associated to pasture and conventional logging in the Eastern
207 Amazon. Journal of Insect Conservation 1-13.

208 Järvinen O, Vepsäläinen K (1976) Wing dimorphism as an adaptive strategy in water-
209 striders (Gerris). Hereditas 84: 61-68.

210 Juen L, Cunha EJ, Carvalho FG, Ferreira MC, Begot TO, Andrade AL, Shimano Y,
211 Leão H, Pompeu OS, Montag LFA (2016) Effects of oil palm plantations on the habitat structure
212 and biota of streams in Eastern Amazon. *River Research and Applications* 32: 2081-2094.

213 Knight AW, Bottorff RL (2020) The importance of riparian vegetation to stream
214 ecosystems. In *California Riparian Systems*. University of California Press, Berkeley,
215 California, pp 159-167.

216 Laurance WF, Cochrane MA, Bergen S, Fearnside PM, Delamônica P, Barber C,
217 Sammya D'Angelo, Tito F, Fernandes T (2001) The future of the Brazilian Amazon. *Science*
218 291: 438-439.

219 Legendre P (2014) Interpreting the replacement and richness difference components of
220 beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 23: 1324-1334.

221 Legendre P, De Cáceres M (2013) Beta diversity as the variance of community data:
222 dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology letters* 16: 951-963.

223 Lei 6.938 / 1981 Política Nacional Do Meio Ambiente Brasil. Presidência Da República
224 Casa Civil Subchefia Para Assuntos Jurídicos. Constituição Da República Federativa Do Brasil.
225 Disponível em: http://www.Planalto.Gov.Br/Ccivil_03/Constituicao/Constituicao.Htm.

226 Leitão RP, Zuanon J, Mouillot D, Leal CG, Hughes RM, Kaufmann PR, Villéger S,
227 Pompeu PS, Kasper D, de Paula FR, Ferraz SFB, Gardner TA (2018) Disentangling the
228 pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon
229 streams. *Ecography* 41: 219-232.

230 May ML (2019) Dispersal by Aquatic Insects. Em: Del-Claro K., Guillermo R. (eds)
231 *Aquatic Insects*. Springer, Cham.

232 Nair KS (2007) Tropical forest insect pests: ecology, impact, and management.
233 Cambridge University Press, Cambridge.

234 Nepstad DC, Stickler CM, Soares-Filho B, Merry F (2008) Interactions among Amazon
235 land use, forests and climate: prospects for a nearterm forest tipping point. *Philosophical*
236 *Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363:1737-1746.

237 Perry JC, Rowe L (2018) Sexual conflict in its ecological setting. *Philosophical*
238 *Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 373: 20170418.
239 <https://doi.org/10.1098/rstb.2017.0418>

240 Podani J, Schmera D (2011) A new conceptual and methodological framework for
241 exploring and explaining pattern in presence-absence data. *Oikos* 120: 1625-1638.

242 Salati E, Vose PB (1984) Amazon basin: a system in equilibrium. *Science* 225: 129-
243 138.

244 Sobral-Souza T, Vancine MH, Ribeiro MC, Lima-Ribeiro MS (2018) Efficiency of
245 protected areas in Amazon and Atlantic Forest conservation: A spatio-temporal view. *Acta*
246 *Oecologica* 87: 1-7.

247 Toubiana W, Khila A (2019) Fluctuating selection strength and intense male
248 competition underlie variation and exaggeration of a water strider's male weapon. *Proceedings*
249 *of the Royal Society* 286: 20182400.

250 Whittaker RH (1960) Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California.
251 *Ecological monographs* 30: 279-338.

Capítulo I

Doi: <https://doi.org/10.1007/s10841-021-00316-9>: <https://rdcu.be/ckAQT>

252

253 **Tolerant semiaquatic bugs species (Heteroptera: Gerromorpha) are associated to pasture**
254 **and conventional logging in the eastern Amazon**

255 ALANA PATRICIA MEGUY GUTERRES^{1,2*}, ERLANE JOSÉ CUNHA^{1,3}, LEANDRO
256 JUAN^{1,2,3}

257 ¹Laboratório de Ecologia e Conservação, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade
258 Federal do Pará, Belém, Pará, Brazil.

259 ²Programa de Pós-graduação em Ecologia Aquática e Pesca, Universidade Federal do Pará,
260 Belém, Pará, Brazil.

261 ³Programa de Pós-graduação em Ecologia, Universidade Federal do Pará, Belém, Pará, Brazil.

262

263 *Corresponding author: Alana Patricia M. Guterres, Avenida Perimetral, ZIP CODE 66075-
264 110, ICB, Belém, Pará, Brazil. Laboratório de Ecologia e Conservação. ²*E-mail address:*
265 alanapaticiaapmg@gmail.com

266 **Abstract**

267 The aim of the present study was to evaluate how environments modified by
268 conventional logging (CL), reduced-impacted logging (RIL), and pastures (PST) surrounding
269 streams affect environmental characteristics and semiaquatic bugs assemblages (Gerromorpha),
270 in the eastern Amazon. The following hypotheses were tested: (i) environmental heterogeneity
271 in streams is lower in areas with more intensive practices (e.g. CL and PST); (ii) species
272 richness and abundance are also lower in streams located in areas with more intensive practices,
273 while more preserved areas have higher richness and abundance; and (iii) species composition
274 shall be affected by changes in forestry practices, thus causing differences between treatments
275 according to species tolerances. We observed that although PST and CL have higher
276 environmental heterogeneity and alpha diversity, respectively, these treatments are associated
277 with the presence of tolerant species and are different from the forest regarding composition
278 (species identity) and species distribution pattern. On the other hand, forest and RIL areas did
279 not have differences regarding habitat characteristics, environmental heterogeneity, alpha
280 diversity, composition and differ in the species distribution pattern. This indicates that RIL can
281 maintain a considerable part of habitat integrity and Gerromorpha assemblage composition.

282 **Keywords** Reduced-Impact Logging, Conventional Logging, Pasture, Biological
283 Conservation, Freshwater.

284 **Implications for insect conservation**

285 Our results show that tolerant species of semiaquatic bugs are associated with
286 conventional logging (CL) and pasture (PST), the latter being the treatment with the lowest
287 abundance of semiaquatic bugs. Therefore, the conversion of land use, from forest to CL and
288 PST, implies changes in the alpha diversity and composition of the assembly of semiaquatic
289 bugs.

290 **Introduction**

291 Amazon is the tropical forest with the highest biodiversity in the planet (Miles et al.,
292 2004). However, this biodiversity has been constantly threatened by the growth of economic
293 activities without a sustainable base (Fearnside, 2002; Miles et al., 2004; Navarrete et al., 2016,
294 Leitão et al., 2018; Qin et al., 2019). Pasture and conventional logging are among the primary
295 activities responsible for increased deforestation in large extensions of the Amazon basin
296 (Fearnside, 2002; Monteiro, 2005; Nepstad et al., 2008; Navarrete et al., 2016). Considering
297 the Brazilian Amazon alone, pasture activities have been responsible for approximately 80% of
298 the deforestation over the last years (from 2000 to 2016) (Qin et al., 2019).

299 Regarding aquatic ecosystems, changes in land use cause disturbances that cascade,
300 starting with marginal disruption, increased sediment input to the channel, changes to water
301 physico-chemical conditions, and changes in energy entry and in stream hydrodynamics
302 (Calvao et al., 2016; Juen et al., 2016). Amazon headwater streams are quite dependent on
303 riparian vegetation and sensitive to changes due to altered land use (Mensing et al., 1998). Total
304 or partial removal of the riparian vegetation causes changes to habitats and local assemblages,
305 e.g. interruption of aquatic and terrestrial food chains and associated changes in species
306 distribution patterns (Goulart et al., 2002; Juen et al., 2016; Cardoso et al., 2018). Thus, changes
307 in these streams might trigger a chain reaction, with catastrophic results (Leitão et al., 2018).

308 One of the first steps in land use processes begins with logging activities, which are
309 often followed by increasingly damaging activities (Broabdent et al., 2008). To mitigate the
310 negative effects of deforestation and logging, forest management occurs through reduced-
311 impact logging (RIL), which has proven to be a reasonable alternative in the struggle to
312 reconcile economic growth and sustainability (sustainable development – Law 6.938 / 1981
313 National Environment Policy-Brazil). Unlike conventional logging (CL), which does not

314 employ any planning activity (Sabogal et al., 2000), RIL uses a set of pre- and post-logging
315 techniques, which considerably mitigate the damages caused to terrestrial and aquatic
316 environments (Calvao et al., 2016; De Castro Solar et al., 2016; Nogueira et al., 2016; Cardoso
317 et al., 2018).

318 One of the major biological consequences of the intensification and conversion of land
319 use is biotic homogenization, which can be defined as the decreased occurrence of specialist
320 species and increased occurrence of generalist and tolerant species (Olden et al., 2004; De
321 Castro et al., 2018; Carvalho et al., 2018). In addition, changes to the environment might lead
322 to the activity of environmental filters, which select species with similar traits (Lebrija-Trejos
323 et al., 2010) and change biological interactions such as intra- and interspecific competition at a
324 local scale (Webb et al., 2002). As a result of this homogenization, stream communities tend to
325 gradually become more similar over time (Petsch et al., 2016) as well as increasingly
326 susceptible to anthropogenic impacts (Leitão et al., 2018), since similar species tend to respond
327 similarly to a given environmental impact, increasing the likelihood of local extinction (Olden
328 et al., 2004; Petsch, 2016).

329 In general, aquatic insects are widely used as bioindicators of habitats affected by land
330 use (Merritt & Cummins, 1984; Hamada et al., 2014). Semiaquatic bugs (Hemiptera:
331 Heteroptera: Gerromorpha), are particularly efficient to evaluate impacts of these land uses on
332 the aquatic environment (Cunha et al., 2015; Juen et al., 2016; Cunha & Juen, 2017), as these
333 insects occupy a wide array of habitats (Hungerford, 1949) and display high morphological and
334 behavioral variation (Andersen, 1982), which is intimately related to stream characteristics
335 (Dias-Silva et al., 2010). These insects have unique traits related to life habits, predation, and
336 mating (Andersen, 1982). Since they are predatory insects, they directly affect the structuring
337 of aquatic ecosystems and control populations of other insects (Andersen & Weir, 2004), and

338 are the most successful group of aquatic insects fully adapted to explore the water surface
339 (Andersen, 1982).

340 This study aimed to evaluate how different forestry practices (conventional logging -
341 CL and reduced impact logging - RIL) and land use pasture (PST) around streams affect their
342 environmental characteristics and the semiaquatic bug diversity, considering streams draining
343 forest areas as a reference group. CL and PST are associated practices, as forest conversion into
344 PST occurs through logging, followed by burning of the remaining vegetation (Pedrinho et al.,
345 2019). Therefore, we predict that these two treatments also have higher anthropogenic
346 disturbance as they result in higher physical changes. The following hypotheses were tested:

347 (i) Streams draining through CL and PST shall have lower environmental
348 heterogeneity than less intensive practices (RIL-1 and RIL-2) and forest. On the other
349 hand, RIL-1 and RIL-2 shall differ from forest regarding environmental
350 heterogeneity, thus making it evident that there still are environmental differences
351 between areas despite a lower anthropogenic impact. Similarly, RIL-1, which has
352 undergone logging for a longer time, shall have higher environmental heterogeneity
353 than RIL-2, which has suffered impact more recently.

354 (ii) More degraded environments (CL and PST) shall have lower richness
355 and abundance, reflecting habitat degradation and changes to environmental quality;
356 while forest shall have the highest richness and abundance, followed by RIL-1 and
357 RIL-2 areas, respectively.

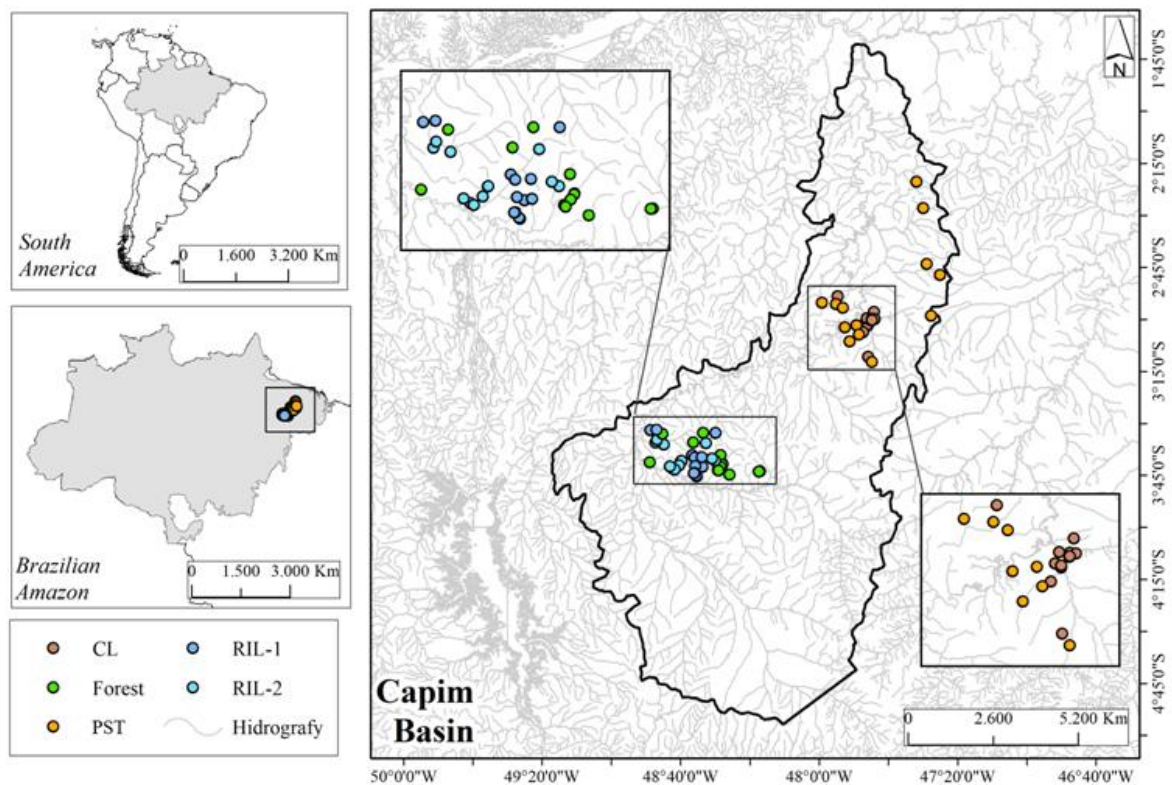
358 (iii) CL and PST shall be associated with the presence of generalist and
359 tolerant species, which persist in face of extreme environmental oscillations, such as
360 high temperature and conductivity measurements, and lower riparian vegetation
361 cover. On the other hand, forest shall be associated with the presence of specialist

362 species, and RIL treatments shall be associated with the presence of both generalist
363 and specialist species as they have a lower level of human impact.

364 **Method**

365 *Study area*

366 Our study was conducted in the municipalities of Paragominas and Ipixuna, located in
367 the northeastern region of the state of Pará, Brazil. According to Köppen-Geiger's classification
368 (Peel et al., 2007), climate in the area is tropical humid (*Af*). The region is classified as
369 Ombrophilous Terra-Firme forest (Almeida et al., 2009). Local hydrography comprises two
370 major basins, belonging to the Capim and Gurupi Rivers. Our samplings were concentrated on
371 the Capim River basin (Fig. 1). Capim River is of great importance to the municipality of
372 Paragominas, as the majority of industrial, mining, extraction, and farming activities are
373 concentrated in its vicinities (Lima & Pontes, 2012). The Capim River tributaries cover more
374 than half of the municipality of Paragominas (54%) (Pinto et al., 2009).



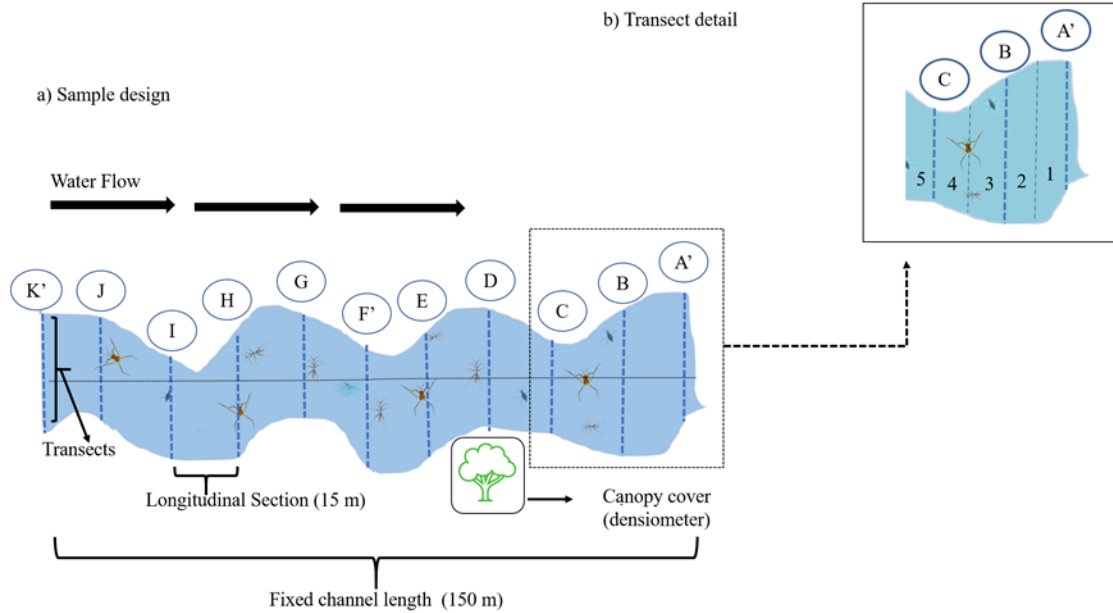
375 Fig.1 Location of the 63 streams sampled in the Capim River basin, in the municipalities of
376 Paragominas and Ipixuna – Pará, Brazil.

377 Our samplings were carried out in 63 streams from August to November 2001-2015. Of
378 those, 13 are located in forest (reference areas), which are our control points, collected between
379 the years 2007 a 2012. We collected from RIL areas between September and October 2012.
380 RIL samples were sub-divided in two groups, considering the period when logging occurred:
381 RIL-1 are areas in which logging occurred from 2001 to 2007 and RIL-2 are areas in which
382 logging occurred from 2008 to 2012. In these areas, we collected in 14 streams in RIL-1 and
383 12 streams in RIL-2. We also conducted samplings in 13 CL streams in September 2014. In
384 2015, we sampled 11 streams under the impact of PST areas between August and September.
385 To standardize the samplings, all stations were sampled in the same period of the year, during
386 the dry season, when rainfall in the region is relatively low. Forest and RIL streams are within
387 an area explored by company that has worked with Forest management and low-impact logging
388 for over 30 years. The productive area is called Forest Management Unit (FMU) and is divided
389 into Annual Production Units (APUs). Logging is carried out at a different APU each year, and
390 right after logging, the area is left for natural regeneration for 35 years. The CL sites are situated
391 in the vicinities of the management areas of this company. PST areas (non-natural pasture,
392 extensive and intensive livestock) were inside farms located in the rural area of Paragominas.
393 These farms have been operating in the region for 20 to 30 years (personal communication with
394 the landowners), a period similar to that of RIL logging. Some streams that drain through PST
395 areas completely lack riparian forests and have a high pollution index due to animal and human
396 waste (Leão et al., 2020).

397 *Sampling design and biological sampling*

398 We collected semiaquatic bugs from a 150 m stretch of each stream, divided into ten 15
399 m sections for the sampling of environmental variables (Kaufmann et al., 1999) (Fig. 2. a). For

400 biological sampling, we divided the longitudinal sections into two subsections of 7.5m each,
401 where we collected the semiaquatic bug specimens (Fig. 2. b).



402

403 Fig. 2 a) Sampling design: Diagram of the stretch sampled for the physical characterization of
404 habitats and sampling of aquatic organisms in stream sections (adapted from Peck et al., 2006).
405 The letters marked with (K', F', A') indicate sections where physico-chemical variables were
406 measured. b) Transect detail: Detail of the sampling design for Gerromorpha, where sections
407 are subdivided for the active sampling to be conducted.

408 For the sampling of semiaquatic bugs in each stream, we performed one hour (1 h) of
409 active collection at the water surface using a hand net with 18 centimeters (cm) diameter and 1
410 millimeter (mm) mesh size (for more details, see Cunha & Juen, 2017). Gerromorphans
411 collected were sorted in the field and identified in the laboratory using dichotomous keys to the
412 species level (e.g., Shaw, 1933; Kenaga, 1941; Nieser, 1994; Moreira et al., 2011; Floriano et
413 al., 2016; Magalhães et al., 2016; Floriano et al., 2017). The material is listed and deposited in
414 the scientific collection of Museu de Zoologia, Universidade Federal do Pará, Belém, Brazil.

415 *Measuring environmental variables*

416 We measured physical habitat and water physico-chemical data, represented by
417 dissolved oxygen, conductivity, hydrogen potential (pH), water temperature (T), canopy cover
418 above the stream, stream width, stream depth, mean woody debris in the stream (Wood), and
419 streamflow heterogeneity (FCRR). These were selected according to literature, which considers
420 them as important for Gerromorpha assemblage (Cunha et al., 2015; Cunha & Juen, 2017;
421 Guterres et al., 2020). To measure canopy cover (riparian vegetation), we used a concave forest
422 densiometer. Water physicochemical variables such as dissolved oxygen (mg/L), conductivity
423 ($\mu\text{S}/\text{m}$), hydrogen potential (pH), and temperature ($^{\circ}\text{C}$) were measured using a Horiba
424 multiparameter meter. For more details on the metrics and sampling pattern, see Kaufmann et
425 al., (1999).

426 *Statistical analyses*

427 We treated streams as our independent sampling units in all analyses. To test the
428 difference in environmental heterogeneity between treatments (hypothesis i), we performed a
429 Principal Coordinates Analysis (PCoA) based on an Euclidean distance matrix for standardized
430 environmental variables (Legendre & Legendre, 2012). Then, we ran a Multivariate Dispersion
431 Analysis (PERMDISP, Anderson, 2006) with the same distance matrix to analyze the difference
432 in the variance heterogeneity. PERMDISP calculates the distances between the ordered samples
433 and the centroid of their respective treatment, evaluating if there is a difference in the mean
434 distance between treatments using the Montecarlo test with 9.999 randomizations. Areas with
435 higher environmental heterogeneity will have the highest mean distances from the centroid of
436 their group.

437 In order to test the difference in species richness and abundance between treatments
438 (hypothesis ii), we performed a one-way Analysis of Variance (ANOVA) (Zar, 2010) using the

439 species richness and abundance as response variables since normality and variance
440 homogeneity assumptions were tested. To evaluate the differences between treatments, we used
441 the Honestly Significant Difference Tukey test (HSD-Tukey) (Zar, 2010).

442 In order to test the difference in species composition between treatments and evaluate
443 the effect of the environment on species (hypothesis iii), we performed a distance-based
444 Redundancy analysis (db-RDA) (Legendre & Anderson, 1999), using the Bray-Curtis
445 dissimilarity index for the log-transformed species abundance matrix (Bray & Curtis, 1957;
446 Ricotta & Podani, 2017). This method allows patterns in variables that might not be linear.
447 Additionally, we included spatial covariates in db-RDA to investigate a potential
448 autocorrelation of points, with the MEM feature (Legendre & Legendre, 2012), which
449 calculates the eigenvectors of a double centered spatial weighing of the data and relates them
450 to Moran spatial autocorrelation index. Non-calculated values (p-values) or very low r^2 values
451 related to the spatial structure indicate a lack of significant spatial autocorrelation of data based
452 on the proximity of our sampling points.

453 Prior to dbRDA, we selected the environmental variables using forward selection, and
454 at the end, we tested dbRDA significance using Anova (Zar, 2010). If there was an effect of the
455 interaction between space and the environment, an ordination would have also been performed
456 using a significance test to analyze the effect of space on species distribution, considering the
457 interaction between space and environmental variables.

458 To define the degree of species generalism and tolerance, we calculated the peripheral
459 Mean Index (OMI), with a standardized environmental matrix, and its refinement, WitOMI.
460 OMI calculates species ecological niche and places it in a two-dimensional space. Its
461 marginality is defined as the square Euclidean distance between mean species conditions and

462 mean environmental conditions (Dolédec et al., 2000; Karasiewicz & Karasiewicz, 2017). OMI
463 generates both general marginality values and values by species, tolerance, and residual
464 tolerance. Higher marginality index indicates that a given species occurs in less common
465 habitats compared to other species. Tolerance indicates variation in environmental conditions
466 used by the species and high values imply a certain generalist behavior (for more mathematical
467 details, see Dolédec et al., 2000). We classify species as a specific tolerant species when it has
468 a tolerance value greater than 1 ($Tol > 1$). WitOmi uses OMI's environmental space and adds
469 the division of niches and sub-niches to it based on environmental subsets (Calenge et al., 2005;
470 Karasiewicz & Karasiewicz, 2017). We obtained the marginality and tolerance index values,
471 considering all data subsets. The index was tested using Monte Carlo (Manly, 1991), with 999
472 permutations.

473 Finally, to indicate the association of a species with a given treatment, we use the
474 Indicator Value Analysis (IndVal) (Dufrene and Legendre 1997), considering maximum
475 association of 2 treatments. This index informs the fidelity and specificity of the species,
476 through the frequency of occurrence of this species in a given treatment in relation to the others
477 (Dufrene and Legendre 1997). The significance values were generated through the default of
478 the `multipatt` function (De Cáceres et al., 2010), with 999 permutations.

479 All analyses performed were run in the R software (R Development Core Team, 2020)
480 using the `vegan` (Oksanen et al., 2016), `indicspecies` (De Cáceres et al., 2010), `adespatial` (Dray
481 et al., 2018), `adegraphics` (Siberchicot et al., 2017), `ade4` (Dray & Dufour, 2007) and `subniche`
482 packages (Karasiewicz & Karasiewicz, 2017).

483 **Results**

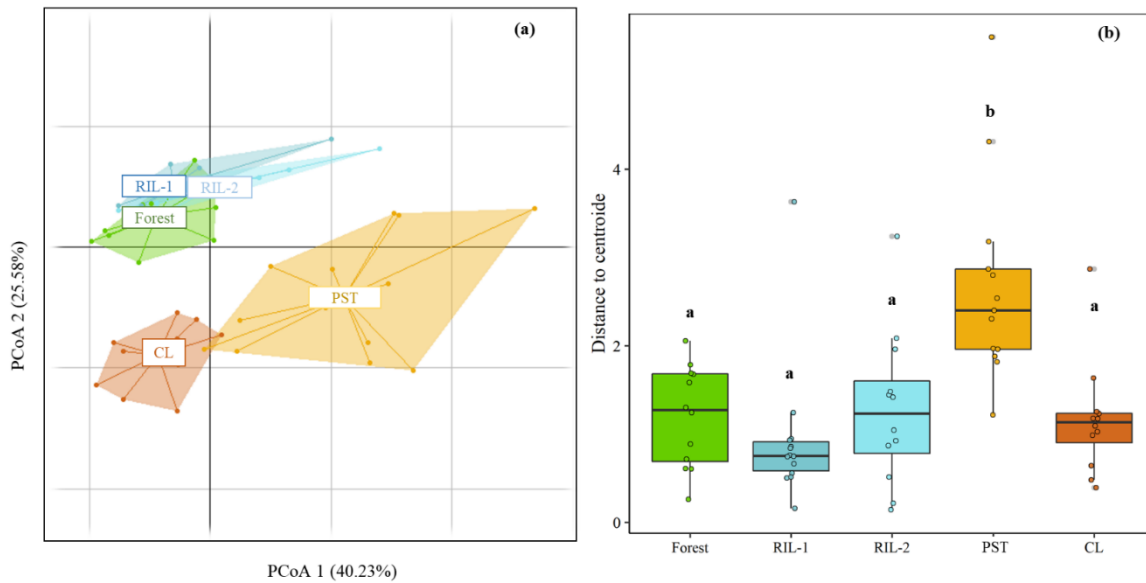
484 *Spatial autocorrelation*

485 The Gerromorpha assemblage showed association with the pure spatial structure (R^2 adj
486 = 0.057; $F_{(6,50)} = 1.928$; $p = 0.001$), indicating that the distance between points interferes with
487 species distribution in the area. However, the relationship found was low, approximately 6% of
488 explanation. On the other hand, there was a higher relationship between variation in
489 Gerromorpha assemblage and the environmental variables used after spatial structure effects
490 were removed (R^2 adj = 0.153; $p = 0.001$; $F_{(6,50)} = 3.488$). Considering environmental variables
491 without removing spatial structure effects, the explanation of the variation in Gerromorpha
492 assemblage increases to approximately 21% (R^2 adj = 0.217; $F = 7.069$; $p = 0.001$; Residues =
493 0.573).

494 *Environmental Heterogeneity*

495 There was difference in environmental heterogeneity between treatments (PERMDISP:
496 $F_{(4,58)} = 8.946$; $p < 0.001$). A pairwise comparison showed that only PST differed from the other
497 treatments regarding environmental heterogeneity ($p = 0.001$). Forest, RIL-1, and RIL-2 areas
498 did not differ regarding environmental heterogeneity (Supplementary Material).

499 PCoA ordination visually sorted treatments with more intensive forestry practices (CL)
500 and land use (PST). On the other hand, less intensive practices (RIL-1 and RIL-2) practically
501 overlapped with forest areas (Fig. 3).



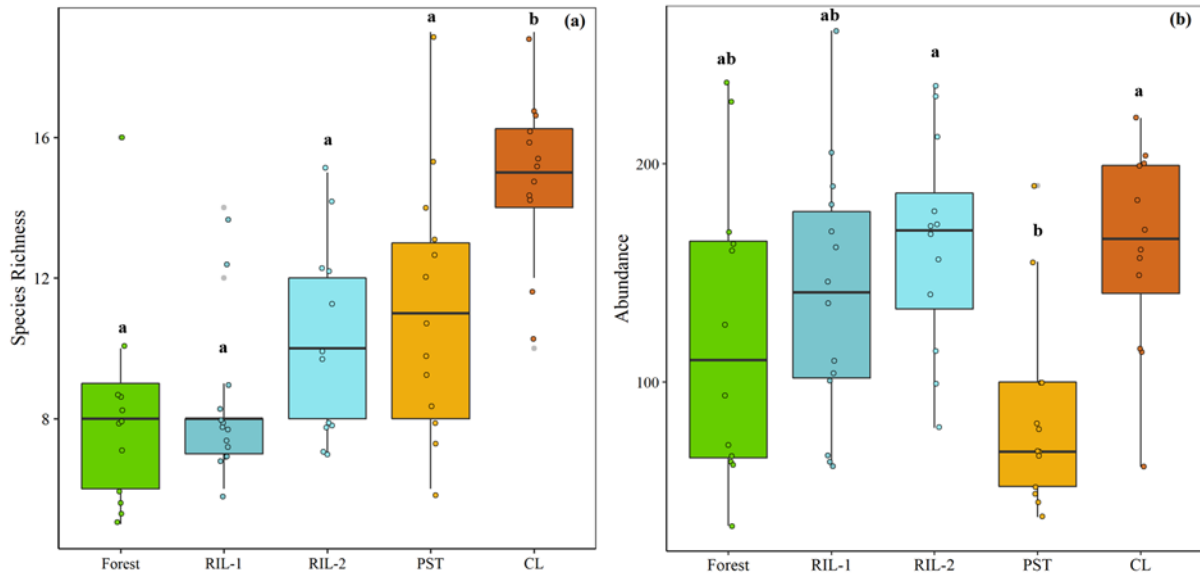
502
 503 Fig. 3 Principal Coordinate Analysis (PCoA) showing environmental structure (a) and
 504 box plot indicating the environmental heterogeneity; (b) differences among types of land use in
 505 the 63 streams sampled in the Capim River basin in the municipalities of Paragominas and
 506 Ipixuna – Pará, Brazil. Different letters represent treatments where there is difference in
 507 species richness or abundance (this figure is colored in the online version).

508 *Species richness and abundance*

509 A total of 8.408 individuals were collected, belonging to 52 species, 17 genera, and five
 510 families. The most abundant species was *Rhagovelia evidis*, with 1,981 individuals distributed
 511 along all treatments sampled.

512 There was significant difference in species richness ($F_{(4,58)}= 12.219$; $Gl= 58$;
 513 $p<0.001$)(Fig. 4. a) and abundance ($F_{(4,58)}= 4.550$; $Gl= 58$; $p=0.003$) among treatments (Fig. 4.
 514 b). An *a posteriori* comparison showed that only CL streams differed from other treatments
 515 regarding richness (Tukey: CL and Forest $p<0.001$; CL and RIL-1 $p<0.001$; CL and RIL-2:
 516 $p<0.001$; CL and PST $p=0,001$). (Fig. 4. a). On average, CL exhibits seven more species than
 517 forest and RIL-1; 5 and 4 more species than RIL-2 and PST, respectively. Regarding
 518 abundance, an *a posteriori* comparison showed that PST is different from CL and RIL-2
 519 (Tukey: PST and CL $p=0.007$ and PST and RIL-2 $p=0.040$). There were no differences in the

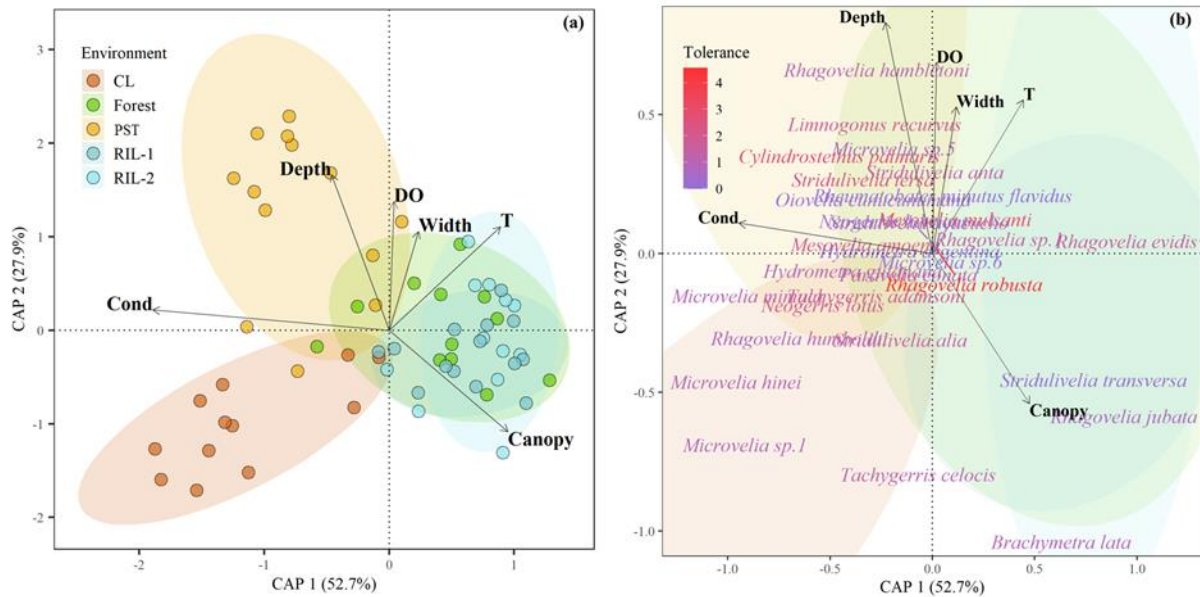
520 other treatments. On average, RIL-2 streams had 80 individuals more than PST, and CL had 81
521 individuals more than PST (Fig. 4. b).



522 Fig. 4 Box plot comparing species richness (a) and abundance (b) among the 63 streams, in the
523 four treatments located in the Capim River Basin, Pará-Brazil. Confidence interval is 95%.
524 Different letters represent treatments where there is difference in species richness or abundance
525 (this figure is colored in the online version).
526

527 *Community composition*

528 The *forward selection* selected 6 of the 9 environmental variables (T, Canopy, Cond,
529 OD, Depth, and Width). The dbRDA results showed that 24% of species variation is only
530 explained by environmental variation (total inertia: 26.488; $F_{(6.56)} = 3.310$; $p = 0.001$;
531 $R_{adj} = 0.153$). The first and the second axes represented 48.26% and 22.33%, respectively, of
532 the explained variation; there was a high correlation of both axes with environmental variables
533 (0.870 and 0.698, respectively). Considering environment without removing the space effect,
534 the first and second axes represented 52.07% and 27.95%, respectively, of the explained
535 variation (total inertia: 26.488; $F_{(6.56)} = 7.069$; $p = 0.001$; $R_{adj} = 0.217$). Similarly, the correlation
536 of the first and second axes with environmental variables was high: 0.907 and 0.869 for the first
537 and second axes, respectively (Fig. 5. a) (For more details, see supplementary material).



539
 540 Fig. 5 Graph representing dbRDA (environment without removing the spatial structure) (a),
 541 comparing Gerrormorpha species composition and species distribution and their respective
 542 degrees of tolerance (b), in the 63 streams within 5 treatments sampled in the Capim River
 543 Basin, Pará – Brazil.

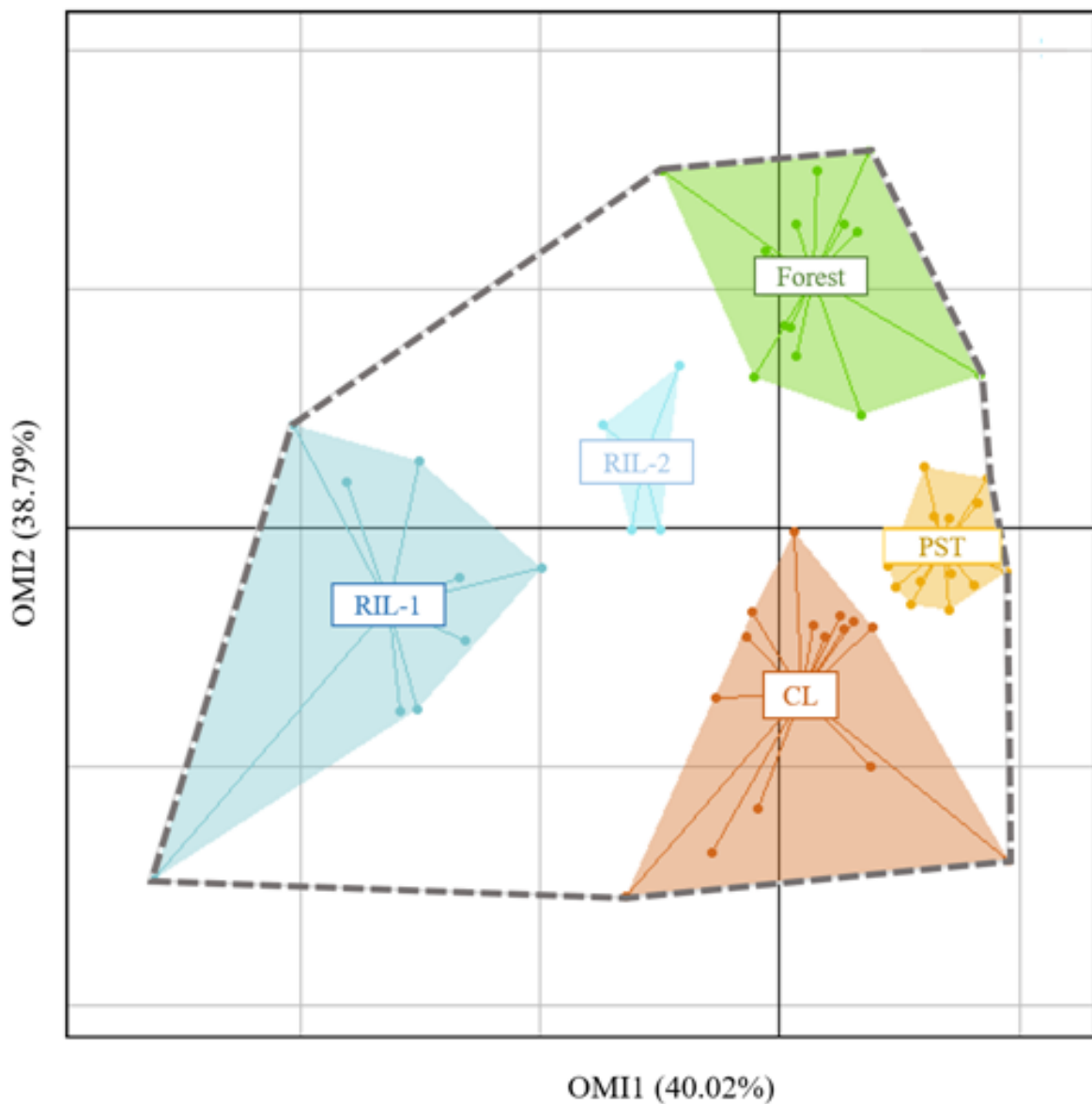
544

545 *Species generalism and specialization associated with treatments*

546 Mean species marginality was significant ($p=0.010$; Montecarlo 999 permutations), thus
 547 indicating an effect of environmental conditions on Gerrormorpha assemblage. The variables
 548 that most contributed with the formation of the first axis were: Cond, Depth, and Canopy (-
 549 0.49; -0.45, and 0.40; respectively). The variables that most contributed with the second axis
 550 were T and Cond (0.48 and 0.50, respectively). Out of the 52 species, or morphospecies,
 551 evaluated using the WitOMi analysis, 31 represented the mean niche marginality, which was
 552 significant ($p<0.050$), with 18 tolerant species (Tol >1) (Table 1) (Fig. 5. b). All treatments
 553 were statistically different from the realized environmental space (forest: $p<0,001$; RIL-1:

554 $p < 0,001$; RIL-2: $p < 0,001$; CL: $p < 0,001$; and PST: $p < 0,001$), ordinating the realized species
555 niche in a disjoint pattern (Fig. 6).

556 Of the 52 species collected, 14 were associated with one or two types of treatments
557 (Table 2). CL was the treatment with the highest number of species associations and no species
558 is associated with the environment of forest, RIL- and RIL-2. (Table 2).



559 Fig. 6 Graph representing WitOMI, indicating mean habitat conditions and realized species
560 niche in each treatment.
561

562 **Table 1:** Results of OMI and WitOMI analyses: Outlying Mean Index (OMI); tolerance (Tol); residual tolerance (Rtol), and p-values for each
 563 species. Bold lines indicate species with significant OMI.

<i>Species</i>	Inertia	OMI	Tol	Rtol	<i>p</i>
<i>Rhagovelia robusta</i>	32.487	20.897	4.553	7.038	0.011
<i>Mesovelia mulsanti</i>	29.543	23.307	3.233	3.002	0.003
<i>Microvelia</i> sp2	12.240	4.753	3.056	4.431	0.125
<i>Cylindrostethus palmaris</i>	11.626	2.511	2.820	6.295	0.003
<i>Stridulivelia tersa</i>	12.533	4.897	2.353	5.283	0.022
<i>Neogerris magnus</i>	8.602	2.374	2.164	4.064	0.066
<i>Mesovelia amoena</i>	11.048	2.300	2.034	6.714	0.01
<i>Tachygerris adamsoni</i>	9.799	3.641	1.915	4.244	0.028
<i>Neogerris lotus</i>	9.057	4.137	1.882	3.038	0.042
<i>Limnogonus recurvus</i>	17.115	9.242	1.856	6.017	0.001
<i>Rhagovelia evidis</i>	8.292	1.163	1.556	5.572	0.001
<i>Hebrus</i> sp	7.929	2.346	1.546	4.036	0.759
<i>Stridulivelia alia</i>	7.013	2.369	1.411	3.234	0.017
<i>Microvelia</i> sp3	7.143	1.094	1.379	4.669	0.371
<i>Rhagovelia</i> sp1	15.229	8.962	1.360	4.906	0.017
<i>Microvelia</i> sp4	12.023	7.349	1.330	3.344	0.128
<i>Brachymetra shawi</i>	10.330	7.440	1.307	1.582	0.183
<i>Paravelia bullialata</i>	7.037	1.922	1.266	3.849	0.033
<i>Stridulivelia anta</i>	33.734	25.532	1.222	6.980	0.001
<i>Paravelia conata</i>	9.166	1.647	1.153	6.367	0.021
<i>Tachygerris celocis</i>	6.414	1.792	1.140	3.482	0.001
<i>Microvelia mimuli</i>	9.951	3.240	1.098	5.612	0.008

<i>Microvelia hinei</i>	9.016	5.172	1.071	2.772	0.008
<i>Rhagovelia hambletoni</i>	26.367	19.550	1.051	5.766	0.001
<i>Rhagovelia elegans</i>	6.758	0.452	1.036	5.271	0.218
<i>Brachymetra lata</i>	6.193	0.495	0.932	4.766	0.001
<i>Microvelia sp1</i>	8.200	4.907	0.925	2.368	0.001
<i>Tachygerris opacus</i>	4.213	1.986	0.899	1.328	0.255
<i>Hydrometra guianana</i>	11.277	4.299	0.873	6.105	0.035
<i>Telmatometra retusa</i>	13.873	11.768	0.837	1.267	0.058
<i>Stridulivelia strigosa</i>	6.855	1.002	0.796	5.057	0.127
<i>Rhagovelia humboldti</i>	7.809	3.351	0.779	3.679	0.043
<i>Stridulivelia quadrispinosa</i>	6.944	3.091	0.765	3.088	0.434
<i>Rhagovelia jubata</i>	5.085	1.008	0.730	3.347	0.007
<i>Hydrometra comata</i>	6.904	0.636	0.655	5.612	0.322
<i>Microvelia sp5</i>	31.829	24.753	0.566	6.510	0.001
<i>Stridulivelia ayacucho</i>	15.801	11.019	0.432	4.349	0.008
<i>Oiovelia cunucunumana</i>	18.180	17.594	0.238	0.349	0.072
<i>Neogerris lubricus</i>	13.983	12.452	0.182	1.349	0.043
<i>Stridulivelia transversa</i>	3.934	2.100	0.148	1.686	0.008
<i>Telmatometra parva</i>	7.399	5.469	0.095	1.836	0.291
<i>Brachymetra albinervus</i>	4.268	2.229	0.090	1.949	0.041
<i>Rheumatobates minutus flavidus</i>	18.187	13.907	0.004	4.276	0.005
<i>Euvelia lata</i>	10.972	10.972	0.000	0.000	0.335
<i>Hydrometra argentina</i>	46.905	46.905	0.000	0.000	0.029
<i>Limnogonus profugus</i>	30.505	30.505	0.000	0.000	0.052
<i>Microvelia argentata</i>	18.229	18.229	0.000	0.000	0.096
<i>Microvelia sp6</i>	46.905	46.905	0.000	0.000	0.02
<i>Neogerris celeris</i>	11.369	11.369	0.000	0.000	0.278

<i>Platyvelia</i> sp	17.821	17.821	0.000	0.000	0.127
<i>Rhagovelia angustipes</i> complex 2	18.434	18.434	0.000	0.000	0.071
<i>Rhagovelia brunae</i>	2.443	2.443	0.000	0.000	0.958

564

565 **Table 2:** Association of semiaquatic bug species (Gerromorpha) with types of land use. Mean and standard deviation are related to species
 566 abundance per stream among all sampled points.

Associated environment(s)	Species	Index	Mean	Deviation	P
CL	<i>Microvelia</i> sp1	0.962	3.682	8.705	0.005
	<i>Microvelia hinei</i>	0.907	6.078	17.701	0.005
	<i>Rhagovelia humboldti</i>	0.856	1.459	4.320	0.005
	<i>Tachygerris adamsoni</i>	0.693	0.602	1.648	0.005
	<i>Neogerris lotus</i>	0.685	1.667	5.378	0.010
	<i>Neogerris magnus</i>	0.678	2.175	5.811	0.050
	<i>Brachymetra shawi</i>	0.612	0.316	1.761	0.005
	<i>Stridulivelia alia</i>	0.605	0.189	0.869	0.010
PST	<i>Limnogonus recurvus</i>	0.765	0.698	2.143	0.005
	<i>Stridulivelia tersa</i>	0.663	0.587	1.989	0.005
	<i>Rhagovelia hambletoni</i>	0.620	1.921	7.804	0.005
CL and PST	<i>Microvelia mimula</i>	0.862	2.016	4.822	0.005
	<i>Hydrometra guianana</i>	0.632	0.603	1.996	0.005
	<i>Cylindrostethus palmaris</i>	0.727	2.397	4.949	0.010

567

568 **Discussion**

569 Our results showed a different environmental heterogeneity pattern from what was
570 expected, as PST areas had higher environmental heterogeneity among streams, thus rebutting
571 our hypothesis i. However, this result must be seen with caution and cannot be analyzed
572 separately, as the anthropogenic effects of land use on habitat and assemblage depend on
573 multiple factors (Hawkins et al., 2015). CL was the area with the highest richness and had
574 abundance similar to the RIL and forest areas (which disproves hypothesis ii). However, CL
575 and PST are related to the occurrence of tolerant species. Forest and RIL (1 and 2) areas did not
576 have significant differences regarding habitat traits and environmental heterogeneity, rebutting
577 our hypotheses concerning the difference between RIL and forest. Nevertheless, all treatments
578 had differences regarding the occupation pattern of realized niches, thus emphasizing the
579 importance of analyzing the extent of anthropogenic impact beyond environmental
580 characteristics, partially validating our hypothesis iii.

581 Environmental heterogeneity is a common measurement to evaluate the integrity of
582 aquatic environments, and although this measure is generally associated with more intact
583 environments (Duflot et al., 2014; Cunha & Juen, 2017), it does not necessarily reflect local
584 integrity (Dala-Corte et al., 2020; Leão et al., 2020). Although PST showed a higher
585 environmental heterogeneity, this value represents the difference in characteristics among
586 streams in this treatment, which might have also been caused by the variety of disturbances in
587 this environment due to different intensities in PST and management in the area (Leão et al.,
588 2020). Some areas are more intensively used, with higher cattle density per area, which results
589 in even higher intensity channel trampling and management activities in the area. On the other
590 hand, there are more degraded areas, with the presence of a higher amount of secondary
591 vegetation. This variation in occupation intensity causes some PST streams, which are

592 surrounded by secondary forest areas, logging areas, and roads, to show differences in local
593 environmental conditions. All these specificities, either isolated or in synergies, might have
594 caused this higher variation in the environmental metrics evaluated (Leão et al., 2020).

595 It is worth noting that PST streams had the lowest abundance of individuals. In general,
596 decreased abundance is associated with lower availability of resources, such as food and
597 suitable sites for oviposition (Deacon et al., 2019). Usually, a lower resource availability in
598 streams is related to low riparian forest coverage (Juen et al., 2016), which is removed, either
599 totally or partially, to facilitate cattle access to the channel. The very presence of cattle causes
600 severe changes in these environments due to cattle overbrowsing and higher accumulation of
601 excrements (Lees & Peres, 2008; Juen et al., 2016). Thus, habitat degradation caused by the
602 presence of cattle causes Gerromorpha abundance to decrease as macroinvertebrates depend on
603 habitat integrity to remain in the environment (Resh, 2008). Similarly, Cunha et al., (2015) also
604 observed that the degradation of physical characteristics of oil palm streams also led to
605 decreased Gerromorpha abundance.

606 Studies have indicated the importance of riparian vegetation for the maintenance of
607 water quality (Neres-Lima et al., 2017), inasmuch that it is essential for the maintenance of
608 normal levels of erosion, surface outflow of sediments, and maintenance of current and stream
609 depth (Wenger et al., 2018). The presence of modified landscapes near streams leads to felling
610 of vegetation, and consequently, decreased water quality (Wenger et al., 2018). In our study,
611 the streams that drain through CL and PST areas had high conductivity values; the water of
612 streams that drain through PST areas was more acidic than in other streams. Increased water
613 pH is directly related to the lower deposition of allochthonous matter derived from riparian
614 vegetation (Goulart et al., 2002; Benstead et al., 2003), especially carbon, which maintains a

615 balanced acidity in streams (Benstead et al., 2003). It is also related to higher deposition of
616 other types of detritus, such as ash and other pollutants (Goulart et al., 2002).

617 Conductivity in streams is a nearly constant physicochemical parameter at preserved
618 sites, and therefore, high conductivity values indicate natural or anthropogenic disturbances (De
619 Castro et al., 2018). In CL areas, a frequent practice to cheapen the process for cleaning the area
620 is the burning of vegetation and timber remnants that are not used, which might result in high
621 conductivity since ashes are carried into water bodies (Goulart et al., 2002; Cosset & Edwards,
622 2017; Leitão et al., 2018). At PST sites, for instance, it is common to burn vegetation more than
623 once to remove the largest amount of timber possible, or to control the growth of secondary
624 vegetation (Navarrete et al., 2016). High conductivity can also indicate high concentrations of
625 ions such as chlorides, sulfides, carbonates, and phosphate, which might lead to decreased
626 dissolved oxygen in the water (Miller et al., 1988), which in turn is essential for the survival of
627 aquatic species.

628 Increased land use activities accelerate deforestation (Leitão et al., 2016, 2018; Juen et
629 al., 2016) and compromise not only water quality (Neres-Lima et al., 2017) but also
630 composition (Ríos-Touma et al., 2014), distribution pattern, and occupation of the niche of by
631 species in the Gerromorpha assemblage. This is because gerromorphans have a close
632 relationship with water quality (Cunha et al., 2015), and many species are sensitive to anthropic
633 impacts (Dias-Silva et al., 2010; Cunha et al., 2015; Cunha & Juen, 2017); therefore, we
634 detected differences in the occupation pattern of ecological niches when there are changes in
635 habitat. For that reason, we also believed that CL and PST areas would not maintain a higher
636 Gerromorpha species richness than streams that drain through forest or RIL areas. However,
637 although CL streams have higher richness than forest areas, they are associated with the
638 presence of generalist species (see the OMI result / tolerance and IndVal results) that are typical

639 of lentic environments, such as *Microvelia* sp1, *Microvelia hinei*, *Microvelia mimula*, *Neogerris*
640 *lotus* and *Rhagovelia humboldti*. Other generalist species, such as *Lminogonus recurvus*,
641 *Rhagovelia hambletoni* and *Cylindrostethus palmaris*, were associated with CL streams and/or
642 PST streams. In previous studies, species have also been associated with anthropized
643 environments (Taylor & McPherson, 2006; Dias-Silva et al., 2010; Guimarães, 2013). For
644 instance, Cunha et al., (2015) found higher *C. palmaris* abundance in oil palm areas. Dias-Silva
645 et al., (2010) also indicate *N. lotus* and *L. recurvus* as generalist species; the former can be
646 found in a wide array of areas, from preserved to open *Cerrado* areas, and the latter was only
647 found in very degraded areas.

648 Increased richness and abundance of generalist species and decreased specialist species
649 in aquatic ecosystems occur as a response to habitat degradation (Benstead et al., 2003; Petsch
650 et al., 2016; Carvalho et al., 2018), changes in riparian vegetation cover, and reduced water
651 quality (Petsch et al., 2016). Changes to the physical habitat and in water physicochemical
652 variables select species with specific habits (Duflot et al., 2014), prevent sensitive species from
653 remaining in the environment, and favor the proliferation of generalist and tolerant species
654 (Petsch et al., 2016). Gerromorpha species that are not adapted to these environmental changes,
655 i.e., species that are more sensitive to changes in water quality or habitat structure (Cunha et
656 al., 2015), are not capable of remaining in this environment. Therefore, the continuous change
657 in the environment will cause significant changes to the Gerromorpha assemblage, causing,
658 over time, changes to the functional structure and in the local food chain. Other studies have
659 also found similar results, showing the increased of generalist taxa in streams where vegetation
660 cover had been removed (Benstead et al., 2003; Arantes et al., 2018) and submitted to logging
661 (Cardoso et al., 2018).

662 Reduced impact logging areas, such as both RIL-1 and RIL-2, did not present
663 differences regarding environmental characteristics, heterogeneity, abundance, richness, and
664 composition when compared to forest (see Fig 3 and Fig 5.a). On the other hand, although we
665 did not find significant differences in these parameters, the realized species niche in RIL-2 was
666 considerably more restricted than that of RIL-1, thus indicating a potential activity of
667 interspecific interactions, which decrease niche breadth, e.g. competition (Hutchinson, 1959).
668 Similarly, we detected a difference in the occupation of realized niches between species in
669 Forest, RIL-1 and RIL-2, as well as in the other treatments, which have different sub-niche
670 occupation pattern. Therefore, although treatments RIL and Forest do not have significant
671 differences, further studies are required to identify the effect of selective logging on assemblage
672 formation in the medium and long terms.

673 Considering only environmental characteristics, less damaging forestry practices such
674 as RIL can be a viable form of exploitation that cause lower negative impacts on the aquatic
675 environment (Asner et al., 2006). It is likely that the maintenance of a higher proportion of
676 riparian vegetation allows the preservation of more natural microhabitats (Sabogal et al., 2000),
677 less changes to local microclimate (Broabdent et al., 2008), and thus it ensures the maintenance
678 of water quality (Juen et al., 2016) and Gerromorpha assemblage diversity (Cunha et al., 2015;
679 Cunha & Juen, 2017). Likewise, Calvao et al., (2016) and Cardoso et al., (2018) did not find
680 differences in richness and composition of Odonata and EPT species (Ephemeroptera,
681 Plecoptera, and Trichoptera) between RIL and forest streams, thus emphasizing that this
682 strategy enables the conservation of a large part of the aquatic fauna when conducted correctly.

683 **Conclusions**

684 Land uses affect the aquatic environment in many ways, from changes in habitat to
685 changes in local biodiversity. Changes in water quality and abundance of Gerromorpha were
686 even more prominent in PST streams, as a narrower riparian vegetation cover maximizes these
687 impacts. In addition, we also found that the environmental conditions, richness, abundance, and
688 community composition in RIL areas (1 and 2) were similar to those of forested areas. This
689 indicates that RIL can maintain a considerable part of the integrity of the habitat. We
690 recommend that a monitoring process with samplings over time using the same protocol of our
691 study should be conducted on an ongoing basis to assess the long-term effects of RIL on aquatic
692 communities.

693 **Conflict of interest**

694 The authors declare that there is no conflict of interest.

695 **Author Contributions**

696 Project design: APMG, EJC. Data Collection: EJC, APMG. Data Analysis: APMG,
697 EJC. Writing of the manuscript: APMG, EJC, LJ.

698 **Data availability statement**

699 The data that supports the findings of this study are available in the supplementary
700 material of this article or may be requested from authors.

701 **Acknowledgments**

702 We are grateful to 33 Forest, Cikel LTDA, and IFT Brazil for their help in field logistics.
703 We also thank PROPESP/UFPa (Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação da Universidade
704 Federal do Pará), for providing for the translation of this paper through PAPQ (Programa de
705 Apoio à publicação qualificada) public notice 01/2018. Thanks are due to CAPES
706 (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior), for granting a PhD
707 scholarship to APMG (process 1747544/2017-9) and to Conselho Nacional de
708 Desenvolvimento Científico e Tecnológico (Conselho Nacional de Pesquisa - CNPq), for
709 funding the project “Re Resilience time of aquatic communities after selective logging in
710 Eastern Amazonia” under Universal tender 14/2011 (process 481015/2011-6) and for granting
711 the PhD scholarship to EJC (process 165908/2014-9), and productivity scholarship to LJ
712 (process 304710/2019-9). We also thank all the team that participated in the field data sampling.

713

714 **References**

715 Almeida SS, Silva ASL, Silva ICB (2009) Cobertura Vegetal. In: Monteiro, MA,
716 Coelho, MCN, Barbosa, EJS (Eds), Atlas Socioambiental: Municípios De Tomé Açú, Aurora
717 Do Pará, Ipixuna Do Pará, Paragominas E Ulianópolis. Belém Pará, Naea, 112-124.

718 Andersen NM (1982) The Semiaquatic Bugs (Hemiptera, Gerrmorpha), Phylogeny,
719 Adaptations, Biogeography And Classification. Entomono 3:1-455.

720 Andersen NM, Weir TA (2004) Australian water bugs: their biology and identification
721 (Hemiptera-Heteroptera, Gerromorpha & Nepomorpha). Apollo Books, Melbourne, Austrália.

722 Anderson MJ (2006) Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions.
723 Biometrics 62: 245-253.

724 Arantes CC, Winemiller KO, Petrere M, Castello L, Hess LL, Freitas CEC (2018)
725 Relationships Between Forest Cover And Fish Diversity In The Amazon River Floodplain. J
726 Appl Ecol 55: 386-395.

727 Asner GP, Broabdent EN, Oliveira PJC, Keller M, Knapp DE, Silva JNM (2006)
728 Condition And Fate Of Logged Forests In The Brazilian Amazon. PNAS 103: 12947-12950.

729 Benstead JP, Douglas MM, Pringle CM (2003) Relationships Of Stream Invertebrate
730 Communities To Deforestation In Eastern Madagascar. Ecol Appl 13: 1473-1490.

731 Bray JR, Curtis JT (1957). An ordination of the upland forest communities of southern
732 Wisconsin. Ecol. Monogr 27: 326-349.

733 Broabdent E, Asner G, Keller M, Knapp D, Oliveira P, Silva J (2008) Forest
734 Fragmentation And Edge Effects From Deforestation And Selective Logging In The Brazilian
735 Amazon. Biol Conserv 141: 1745-1757.

736 Calenge C, Dufour AB, Maillard D (2005) K-select analysis: a new method to analyse
737 habitat selection in radio-tracking studies. *Ecol Model* 186:143–153.
738 <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.12.005>

739 Calvao LB, Nogueira DS, Montag LFA, Juen L (2016) Are Odonata Communities
740 Impacted By Conventional Or Reduced Impact Logging. *Forest Ecol Manag* 382: 143-150.

741 Cardoso MN, Calvao LB, Montag LFA, Godoy BS, Juen L (2018) Reducing The
742 Deleterious Effects Logging On Ephemeroptera Communities Through Reduced Impact
743 Management. *Hydrobiologia*. <https://doi.org/10.1007/S10750-018-3705-X>

744 Carvalho FG, Roque FO, Barbosa L, Montag LFA, Juen L (2018) Oil palm plantation
745 is not a suitable environment for most forest specialist species of Odonata in Amazonia. *Anim*
746 *Conserv* 21: 526-533.

747 Cosset CP, Edwards DP, (2017) Effects Of Restoring Logged Tropical Forest On Avian
748 Phylogenetic And Functional Diversity. *Ecol Appl* 27: 1932-1945.

749 Cunha EJ, Juen L (2017) Impacts Of Oil Palm Plantations On Changes In
750 Environmental Heterogeneity And Heteroptera (Gerromorpha And Nepomorpha) Diversity. *J*
751 *Insect Conserv* 21: 111-119.

752 Cunha EJ, Montag LFA, Juen L (2015) Oil Palm Crops Effects On Environmental
753 Integrity Of Amazonian Streams And Heteropteran (Hemiptera) Species Diversity. *Ecol Indic*
754 52: 422-429.

755 Dala-Corte RB, Melo AS, Siqueira T, Bini L M, Martins RT, Cunico AM, et al., (2020).
756 Limiões de biodiversidade de água doce em resposta à perda de vegetação ribeirinha na região
757 Neotropical. *J Appl Ecol* 57: 1391-1402.

758 De Cáceres M, Legendre P, Moretti M (2010) Improving Indicators Species Analysis
759 By Combining Groups Of Sites. *Oikos* 119: 1674-1984.

760 De Castro DMP, Dolédec S, Callisto M (2018). Land cover disturbance homogenizes
761 aquatic insect functional structure in neotropical savanna streams. *Ecol Indic* 84: 573-582.

762 De Castro Solar RR, Barlow J, Andersen AN, Schoereder JH, Berenguer E, Ferreira JN,
763 Gardner TA (2016) Biodiversity consequences of land-use change and forest disturbance in the
764 Amazon: a multi-scale assessment using ant communities. *Biol Conserv* 197: 98–107.

765 Deacon C, Samways M, Pryke JS (2019) Aquatic insects decline in abundance and
766 occupy low-quality artificial habitats to survive hydrological droughts. *Freshw Biol* 64: 1643-
767 1654.

768 Dias-Silva K, Cabette HSR, Juen L, De Marco P (2010) The Influence Of Habitat
769 Integrity And Physical-Chemical Water Variables On The Structure Of Aquatic Ad Semi-
770 Aquatic Heteroptera. *Zoologia* 27: 918-930.

771 Dolédec S, Chessel D, Gimaret-Carpentier CME (2000) Niche separation in community
772 analysis: a new method. *Ecology* 81: 2914-2927.

773 Dray S, Bauman D, Blanchet GM, Borcard D, Sylvie C, Guenard G, Jombart T,
774 Larocque G, Legendre P, Madi N, Wagner HH (2018) Adespatial: Multivariate Multiscale
775 Spatial Analysis. <https://Cran>R-Project.Org/Package=Adespatial>. Accessed On: 12/12/2018.

776 Dray S, Dufour AB (2007). The ade4 package: implementing the duality diagram for
777 ecologists. *J. Stat. Softw* 22: 1-20. Available on: <https://Cran.R-project.org/package=ade4>.
778 Accessed On: 18/09/2020.

779 Duflot R, Georges R, Ernoult A, Aviron S, Burel F (2014). Landscape heterogeneity as
780 an ecological filter of species traits. *Acta Oecol* 56: 19-26.

781 Dufrene M, Legendre Pierre (1997). Species assemblages and indicator species: The
782 need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol Monogr* 67: 345-366.
783 [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1997\)067\[0345:SAAIST\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1997)067[0345:SAAIST]2.0.CO;2)

784 Fearnside PM (2002) Greenhouse gas emissions from a hydroelectric reservoir (Brazil's
785 Tucuruí dam) and the energy policy implications. *Water Air Soil Poll* 133: 69-96.

786 Floriano C F B, Paladini A, Cavichioli R R (2016) Systematics of the South American
787 species of *Cylindrostethus* Mayr, 1865 (Hemiptera: Heteroptera: Gerridae), with a new species
788 from Amazonian Brazil and Peru. *Invertebr. Syst* 30: 431-462.

789 Floriano CFB, Moreira FFF, Bispo PC (2017) South American Species Of *Stridulivelia*
790 (Hemiptera: Heteroptera: Veliidae): Identification Key, Diagnoses, Illustrations Ans Updated
791 Distribution. *P Entomol Soc Wash* 199: 24-46.

792 Goulart M, De Melo AL, Callisto M (2002) Qual a relação entre variáveis ambientais e
793 a diversidade de heterópteos aquáticos em nascentes de altitude?. *Bios* 10: 63-76.

794 Guimarães TFS (2013) Heteroptera Aquáticos E Semi-Aquáticos Como Indicadores De
795 Qualidade Ambiental Na Fazenda Baía Grande, Pantanal De Miranda-Aquidauana, Mato
796 Grosso Do Sul. Available in: [http://Pgsskroton-](http://Pgsskroton-Dissertacoes.S3.Amazonaws.Com/3e8ad517003ee41f28ddee253040211b.Pdf)
797 [Dissertacoes.S3.Amazonaws.Com/3e8ad517003ee41f28ddee253040211b.Pdf](http://Pgsskroton-Dissertacoes.S3.Amazonaws.Com/3e8ad517003ee41f28ddee253040211b.Pdf).

798 Guterres AP, Cunha EJ, Godoy BS, Silva RR, Juen L (2020). Co-occurrence patterns
799 and morphological similarity of semiaquatic bugs (Hemiptera: Gerromorpha) in streams of
800 Eastern Amazonia. *Ecol Entomol* 45: 155-166. <https://doi.org/10.1111/een.12785>

801 Hamada N, Nessimian J L, Querino, R. B (2014). *Insetos aquáticos na Amazônia*
802 *brasileira: taxonomia, biologia e ecologia*. Editora do INPA, Manaus, Brasil.

803 Hawkins CP, Mykrä H, Oksanen J, Vander Laan JJ (2015) Environmental disturbance
804 can increase beta diversity of stream macroinvertebrate assemblages. *Glob Ecol Biogeogr* 24:
805 483-494.

806 Hungerford HB (1949) The Corixidae Of The Western Hemisphere (Hemiptera). *Ann*
807 *Entomol Soc Am.* 42: 1-47.

808 Hutchinson GE (1959) Homage to Santa Rosalia or why are there so many kinds of
809 animals?. *Am Nat* 93: 145-159.

810 Juen L, Cunha EJ, Carvalho FG, Ferreira MC, Begot TO, Andrade AL, Shimano Y,
811 Leão H, Pompeu OS, Montag LFA (2016) Effects Of Oil Palm Plantations On The Habitat
812 Structure And Biota Of Streams In Eastern Amazon. *River Res Appl* 32: 2081-2094.

813 Karasiewicz S, Karasiewicz MS (2017). Package ‘subniche’. Available on:
814 <https://Cran.R-project.org/package=subniche>. Accessed On: 18/09/2020.

815 Kaufmann PR, Levine P, Robison EG, Seeliger C, Peck DV (1999) Quantifying
816 Physical Habitat in Wadeable Streams. Environmental Protection, Washington, DC.

817 Kenaga EE (1941) The Genus *Telmatometra* Bergroth (Hemiptera-Gerridae).
818 University of Kansas SB 27: 169-183.

819 Law 6.938 / 1981 Política Nacional Do Meio Ambiente Brasil. Presidência Da
820 República Casa Civil Subchefia Para Assuntos Jurídicos. Constituição Da República Federativa
821 Do Brasil. Available on:
822 http://www.Planalto.Gov.Br/Ccivil_03/Constituicao/Constituicao.Htm. Accessed On:
823 20/07/2018.

824 Leão H, Siqueira T, Torres NR, Montag ALF (2020). Ecological uniqueness of fish
825 communities from streams in modified landscapes of Eastern Amazonia. *Ecol Indic* 111,
826 106039.

827 Lebrija-Trejos E, Pérez-García EA, Meave JA, Bongers F, Poorter L. (2010). Functional
828 traits and environmental filtering drive community assembly in a species-rich tropical
829 system. *Ecology* 91: 386-398.

830 Lees AC, Peres CA (2008) Conservation value of remnant riparian forest corridors of
831 varying quality for Amazonian birds and mammals. *Conserv Biol* 22: 439-449.

832 Legendre P, Anderson MJ (1999). Distance-based redundancy analysis: testing
833 multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecol. Monogr* 69: 1-24.

834 Legendre P, Legendre L (2012) *Numerical Ecology*. Elsevier, New York, United States.

835 Leitão RP, Zuanon J, Mouillot D, Leal CG, Hughes RM, Kaufmann PR, Villéger S,
836 Pompeu PS, Kasper D, de Paula FR, Ferraz SFB, Gardner TA (2018) Disentangling the
837 pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon
838 streams. *Ecography* 41: 219-232. <https://doi.org/10.1111/ecog.02845>

839 Leitão RP, Zuanon J, Villéger S, Williams SE, Baraloto C, Fortunel C, Mendonça FP,
840 Mouillot D (2016) Rare species contribute disproportionately to the functional structure of
841 species assemblages. *Proc Biol Sci* 283: 20160084. <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.0084>

842 Lima AMM, Pontes XP (2012) O Comportamento Biológico da Bacia do Rio Capim-
843 Pará e sua Influência como condicionante da paisagem. *RBGF* 1: 127-142.

844 Magalhães OM, Moreira FFF, Galvão C (2016) A New Species Of *Rhagovelia* Mayr,
845 1865 (Hemiptera: Heteroptera: Veliidae) Form Pará State, With Na Updated Key To Brazilian
846 Species Of The Robusta Group. *Zootaxa* 4171: 586-594.

847 Manly BFJ (1991) *Randomization and Monte Carlo Methods in Biology*. Chapman &
848 Hall. London, United Kingdom.

849 Mensing DM, Galatowitsch SM, Tester JR (1998) Anthropogenic effects on the
850 biodiversity of riparian wetlands of a northern temperate landscape. *Australas. J Environ Manag*
851 53: 349-377.

852 Merritt RW, Cummins KW (1984) *An Introduction to the Aquatic Insects of North*
853 *America*. Kendall/Hunt Publishing Company. Dubuque, United States.

854 Miles L, Grainger A, Phillips O (2004). The impact of global climate change on tropical
855 forest biodiversity in Amazonia. *Glob. Ecol. Biogeogr* 13: 553-565.

856 Miller RL, Bradfort WL, Peters NE (1988) Specific Conductance: Theoretical
857 Considerations And Application To Analytical Quality Control. Us. Geological Survey Water-
858 Supply Paper, US Government Printing Office.

859 Monteiro MA (2005) Meio século de Mineração Industrial na Amazônia e suas
860 Implicações para o Desenvolvimento Regional. *Estud Av* 19: 187-207.

861 Moreira FFF, P Alecrim V, Ribeiro JRI, Nessimian JL (2011) Identification Key To The
862 Gerridae (Insecta: Heteroptera: Gerromorpha) From The Amazon River Floodplain, Brazil,
863 With New Records For The Brazilian Amazon. *Zoologia* 28: 269-279.

864 Navarrete D, Stich S, Aragão LEOC, Pedroni L, Duque A (2016) Conversion From
865 Forests To Pasture In The Colombian Amazon Leads To Differences In Dead Wood Dynamics
866 Depending On Land Management Practices. *Glob. Change Biol* 22: 3503-3517.

867 Nepstad DC, Stickler CM, Soares-Filho B, Merry F (2008) Interactions among Amazon
868 land use, forests and climate: prospects for a near-term forest tipping point. *Philos T R Soc B*
869 363: 1737-1746.

870 Neres-Lima V, Machado-Silva F, Baptista DF, Oliveira RBS, Andrade PM, Oliveira
871 AF, Sasada-Sato CY, Silva Junior EF, Feijó-Lima R, Camargo RAPB, Moulton TP (2017)
872 Allochthonous and autochthonous carbon flows in food webs of tropical forest streams. *Freshw*
873 *Biol* 62: 1012-1023.

874 Nieser N (1994) A New Species And A New Status In *Neogerris* Matsumura
875 (Heteroptera: Gerridae) With A Key To American Species. *Storkia* 3: 27-37.

876 Nogueira DS, Calvao LB, Montag LFA, Juen L, De-Marco P (2016) Little Effects Of
877 Reduced-Impact Logging On Insect Communities In Eastern Amazonia. *Environ Monit Assess*
878 188: 1-20.

879 Oksanen J, Blanchet FG, Friendly M, Kindt R, Legendre P, Mcglinn D, Minchin PR,
880 O'hara RB, Simpson GL, Solymos P, Stevens MHH, Szoecs E, Wagner H (2016) Vegan:
881 Community Ecology Package. R Package Version 2. 4-0. Available in: [https://Cran.R-](https://Cran.R-project.org/Package=Vegan)
882 [project.org/Package=Vegan](https://Cran.R-project.org/Package=Vegan). Accessed On: 20/06/2018.

883 Olden JD, Poff NL, Douglas MR, Douglas ME, Fausch KD (2004) Ecological and
884 evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends Ecol Evol*.
885 <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2003.09.010>

886 Peck DV, Herlihy AT, Hill BH, Hughes RM, Kaufmann PR, Klemm DJ, Lazorchak JM,
887 McCormick FH, Peterson SA, Ringold PL, Magee T, Cappaert MR (2006) Environmental
888 Monitoring And Assessment Program-Surface Waters: Western Pilot Study Field Operations
889 Manual For Wadeable Streams. Environmental Monitoring And Assessment Program: Field
890 Operations Manual For Wadeable Streams. Epa 600/R-06/003. Us Environmental Protection
891 Agency, Office Of Research And Development. Whashington, Dc.

892 Pedrinho A, Mendes LW, Merloti LF, da Fonseca MDC, Cannavan FDS, Tsai SM
893 (2019). Forest-to-pasture conversion and recovery based on assessment of microbial
894 communities in Eastern Amazon rainforest. *FEMS Microbiol Ecol* 95: fiy236.
895 <https://doi.org/10.1093/femsec/fiy236>

896 Peel MC, Finlayson BL, McMahon TA (2007) Updated World Map Of The Köppen-
897 Geiger Climate Classification. *HESS* 11: 1633-1644.

898 Petsch DK (2016) Causes And Consequences Of Biotic Homogenization In Freshwater
899 Ecosystems. *Int Rev Hydrobiol* 101: 113-122.

900 Pinto A, Amaral P, Souza-Junior C, Veríssimo A, Salomão R, Gomes G, Balieiro C.
901 (2009) Diagnóstico Socioeconômico E Florestal Do Município De Paragominas. Relatório
902 Técnico. Belém/Pa: Instituto Do Homem E Meio Ambiente Da Amazônia- Imazon. 65p.

903 Qin Y, XiaoX, Dong J, Zhang Y, Wu X, Shimabukuro Y, Arai E, Biradar C, Wang J,
904 Zou W, Liu F, Shi Z, Doughty R, Moore B (2019) Improved estimates of forest cover and loss
905 in the Brazilian Amazon in 2000–2017. *Nature* 2: 764-772.

906 R Development Core Team. (2020) R: A Language And Environment For Statistical
907 Computing. R Foundation For Statistical Computing, Vienna.

908 Resh VH (2008) Which Group Is Best? Attributes Of Different Biological Assemblages
909 Used In Freshwater Biomonitoring Programs. *Environ Monit Assess* 138: 131-138.

910 Ricotta C, Podani, J (2017). On some properties of the Bray-Curtis dissimilarity and
911 their ecological meaning. *Ecol Complex* 31: 201-205.

912 Ríos-Touma BP, Acosta R, Fornells NP (2014) The Andean Biotic Index (ABI): revised
913 tolerance to pollution values for macroinvertebrate families and index performance evaluation.
914 *Rev Biol Trop* 62: 249-273.

915 Sabogal C, Silva JNM, Zweede J, Pereira-Junior R, Barreto P, Guerreiro CA (2000)
916 Diretrizes Técnicas Para Exploração De Impacto Reduzido Em Operações Florestais De Terra
917 Firme Na Amazônia Brasileira. Embrapa Amazônia Oriental, Belém, Brazil.

918 Shaw JG (1933) A Study Of The Genus *Brachymetra* (Hemiptera: Gerridae). *KU* 21:
919 221-233.

920 Siberchicot A, Julien-Lafferrière A, Dufour AB, Thioulouse J, Dray S (2017)
921 Adegraphics: An S4 Lattice-Based Package for the Representation of Multivariate Data. *R*
922 *Journal* 9: 1-15.

923 Taylor SJ, McPherson JE (2006) Gerromorpha (Hemiptera: Heteroptera) In Southern
924 Illinois: Species Assemblages And Habitats. *Great Lakes entomol* 39: 1-26.

925 Webb CO, Ackerly DD, McPeck MA, Donoghue MJ (2002). Phylogenies and
926 community ecology. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst* 33: 475-505.

927 Wenger AS, Atkinson S, Santini T, Falinski K, Hutley N, Albert S, Horning N, Watson
928 JEM, Mumby PJ, Jupiter SD (2018) Prever o impacto das atividades madeireiras na erosão do
929 solo e na qualidade da água em ilhas tropicais arborizadas e íngremes. *Environ Res Lett* 13: 1-
930 12.

931 Zar JH (2010) *Biostatistical Analysis*. Pearson, New Jersey, United States.

Capítulo II

932 **Influência do dimorfismo sexual nas respostas funcionais de percevejos**
933 **semiaquáticos (Hemiptera: Heteroptera: Gerromorpha) na Amazônia Oriental**

934 ALANA PATRICIA MEGUY GUTERRES^{1,2*}, ERLANE JOSÉ CUNHA^{1,3}, FELIPE
935 FERRAZ FIGUEIREDO MOREIRA⁴, NAIARA RAIOL TORRES^{1,2}, LEANDRO
936 JUVEN^{1,2, 3}

937 ¹Laboratório de Ecologia e Conservação, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade
938 Federal do Pará, Belém, Pará, Brasil.

939 ²Programa de Pós-graduação em Ecologia Aquática e Pesca, Universidade Federal do
940 Pará, Belém, Pará, Brasil.

941 ³Programa de Pós-graduação em Ecologia, Universidade Federal do Pará, Belém, Pará,
942 Brasil.

943 ⁴Laboratório de Biodiversidade Entomológica, Instituto Oswaldo Cruz, Fundação
944 Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil.

945

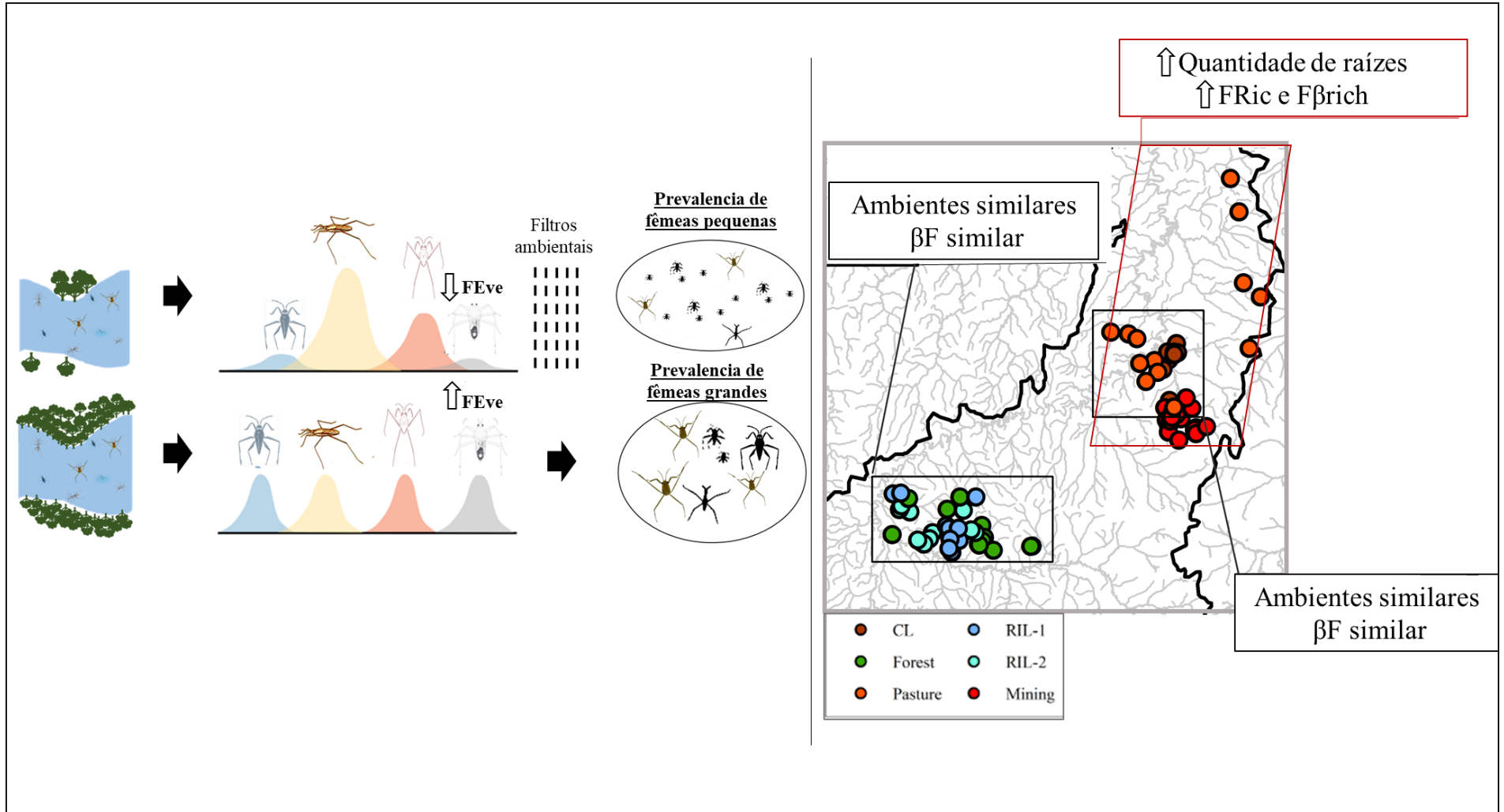
946 *Autor para correspondência: Alana Patricia M. Guterres, Avenida Perimetral, CEP
947 66075-110, ICB, Belém, Pará, Brasil. Laboratório de Ecologia e Conservação. ²*E-mail*:
948 alanapaticiaapmg@gmail.com

949

Resumo

950 Nesse trabalho avaliamos o efeito das atividades de extração madeireira
951 (convencional e de baixo impacto- CL e RIL, respectivamente), pasto (PST) e mineração
952 na estrutura física dos riachos, na qualidade da água e na diversidade (funcional e beta
953 funcional) de percevejos semiaquáticos (Gerromorpha); no qual testamos as hipóteses: (i)
954 a perda de habitat natural reduz a diversidade de Gerromorpha; (ii) espécies maiores estão
955 associadas a riachos com maior porção de vegetação ripária, e aquelas com locomoção
956 mais lenta estão relacionadas a áreas com menor cobertura florestal; (iii) a diversidade
957 beta funcional (βF) dos machos é influenciada pela diferença de riqueza nas
958 características funcionais, enquanto as fêmeas são estruturadas pela substituição dessas
959 características. Nas análises funcionais consideramos o dimorfismo sexual da assembleia
960 e analisamos machos e fêmeas separadamente. Nós coletamos em 77 riachos, na bacia do
961 Rio Capim, de 2001 à 2017. Observamos que a diminuição da cobertura florestal afeta
962 negativamente a diversidade (alfa e funcional) de Gerromorpha. A vegetação ripária está
963 associada a maior regularidade funcional (FEve) e ao menor impacto agrícola (IPIA). A
964 riqueza funcional (FRic) está positivamente associada a IPIA e à Condutividade, que são
965 variáveis associadas a ambientes antropizados. Filtros ambientais atuaram somente sobre
966 a composição taxonômica nos machos, mas as fêmeas apresentam tamanho corporal e
967 pernas maiores no ambiente de floresta e apresentaram diferenças significativas na βF
968 entre os tratamentos. Nossos resultados evidenciam a importância de manter uma maior
969 porção de vegetação ripária e a importância de avaliar as múltiplas facetas da diversidade,
970 incluindo a variação intraespecífica, em avaliações de impacto.

971 Palavras chave: Diversidade funcional, traços morfofuncionais, variação
972 intraespecífica, pasto, corte madeireiro, mineração.



974 **Introdução**

975 Estudos sobre os padrões de distribuição de espécies e montagem de assembleias
976 são temas centrais em Ecologia de comunidades (Ulrich et al. 2017). Comumente,
977 abordagens *trait-based* (baseada em traços) são usadas para avaliar as forças que moldam
978 as comunidades buscando associar as características das espécies às variáveis ambientais
979 (Cianciaruso et al. 2009; Pavoine et al. 2009; Mouillot et al. 2013). Recentemente, houve
980 um aumento no interesse de incorporar nessas métricas o peso ou efeito da variação
981 intraespecífica (ITV) (Lepš et al. 2011; Albert et al. 2011; De Bello et al. 2021), uma vez
982 que a maior parte dos estudos se baseiam apenas nas diferenças interespecíficas (McGill
983 et al. 2006). Essa questão torna-se especialmente importante quando as espécies possuem
984 dimorfismo sexual muito aparente (machos e fêmeas de uma espécie apresentam
985 diferenças conspícuas em características morfológicas não sexuais), pois as diferenças
986 entre os sexos podem determinar padrões de organização na assembleia, que talvez não
987 sejam detectados nos métodos tradicionais (Violle et al. 2012).

988 Nesse contexto, abordagens *trait-based* em ecologia de comunidades têm se
989 mostrado essenciais para avaliar os impactos antrópicos decorrentes das atividades de uso
990 e cobertura do solo, como a retirada de madeira, pasto e mineração (Vandewalle et al.
991 2010; De Castro et al. 2018). Tais técnicas conseguem associar as características das
992 espécies (morfológicas, fisiológicas ou comportamentais) a um determinado componente
993 do ambiente (Mouillot et al. 2013). Esses empreendimentos, que modificam o uso da
994 terra, estão entre as principais ameaças à biodiversidade mundial (Barnes et al. 2014;
995 Leitão et al. 2018) e, em especial na Amazônia, são responsáveis por aproximadamente
996 90% de todo o desmatamento e perda de biodiversidade registrado no bioma (Qin et al.
997 2019). Para o ambiente aquático, essas atividades causam severas alterações no hábitat

998 físico (remoção total ou parcial da vegetação ripária), destruição dos substratos (Juen et
999 al. 2016), quebra da conectividade entre o sistema de drenagem, aumento da entrada de
1000 sedimentos no canal e alterações na qualidade da água (Dosskey et al. 2010; Shi et al.
1001 2017). Esse cenário se agrava quando não há o cumprimento da legislação ambiental
1002 (desenvolvimento sustentável – Lei 6.938 / 1981 Política Nacional do Meio ambiente
1003 Brasil), que determina uma porcentagem mínima de 30 metros vegetação no entorno dos
1004 riachos, em ambas as margens (vegetação ripária).

1005 Por outro lado, assim como os traços podem ser utilizados para o cálculo de
1006 métricas funcionais (Pavoine et al. 2009), esses também podem ser usados para
1007 contabilizar a diversidade beta funcional (βF) (Schmera et al. 2020). Nesse caso, ao invés
1008 de mensurar a mudança taxonômica no tempo e/ou no espaço, a βF contabiliza as
1009 mudanças dos traços das espécies entre comunidades no espaço funcional (Cardoso et al.
1010 2014). Além disso, também é possível decompor a βF , contabilizando a importância da
1011 substituição dos componentes funcionais entre as comunidades ($\beta F_{replacement}$ - βF_{Subs})
1012 e da diferença de riqueza dos componentes funcionais existentes entre as comunidades
1013 ($\beta F_{richness\ difference}$ - βF_{DifRiq}) (Cardoso et al. 2014).

1014 Um grupo taxonômico interessante para avaliar essas abordagens são os
1015 percevejos aquáticos, uma vez que são sensíveis aos impactos antrópicos (Cunha et al.
1016 2015; Juen et al. 2016) e são essenciais para o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos
1017 (Andersen 1982). Os percevejos semiaquáticos (infraordem Gerromorpha) são altamente
1018 adequados como um grupo modelo para as abordagens baseadas em traços (Múrria et al.
1019 2018), pois são bons bioindicadores (Godoy et al. 2019; Cunha et al. 2020), apresentam
1020 alta diversidade, seja morfológica ou comportamental (Andersen 1982), e possuem
1021 características ecológicas e fisiológicas adaptadas para conseguirem colonizar diferentes

1022 tipos de habitats nos ambientes de água doce (Nieser e Mello 1997; Dias-Silva et al.
1023 2013). Machos e fêmeas de percevejos semiaquáticos, por sua vez, também possuem
1024 diferenças importantes, relacionadas aos traços morfofuncionais e comportamentais
1025 (Andersen 1982; Toubiana e Khila 2019). Enquanto machos, em geral, competem uns
1026 com outros pelo domínio de muitas fêmeas (Toubiana e Khila 2019) as fêmeas competem
1027 principalmente por recursos (alimento e melhores ambientes para reprodução) e também
1028 desenvolvem traços antagônicos, a fim de evitar cópulas indesejáveis (Fairbairn 1993;
1029 Perry e Rowe 2018). Essa diferença de objetivos ou de investimento em energia e
1030 recursos, pode fazer com que os serviços ecossistêmicos executados por machos e fêmeas
1031 sejam diferentes dentro dos ecossistemas aquáticos.

1032 Desse modo, considerando a importância dos riachos amazônicos para o equilíbrio
1033 de toda a bacia hidrográfica (Nessimian et al. 2008) e dos percevejos semiaquáticos para
1034 a biodiversidade aquática local, nosso objetivo é avaliar como os usos da terra (extração
1035 madeireira convencional, extração madeireira de baixo impacto, pasto e mineração)
1036 afetam a estrutura física dos riachos (hábitat físico e variáveis limnológicas) e a
1037 diversidade de percevejos semiaquáticos. Analisamos a diversidade funcional, alfa e beta,
1038 considerando o dimorfismo sexual e abundância. Desse modo, testamos a seguintes
1039 hipóteses:

1040 (i) A perda de habitat natural afeta a diversidade alfa e funcional alfa,
1041 causando redução na riqueza (número de espécies); abundância
1042 (número de indivíduos), na riqueza funcional (FRic) e redundância
1043 funcional (FEve). Esperamos que variáveis ambientais, como o
1044 índice de impacto humano agrícola (IPIA), temperatura (T) e a

1045 condutividade (Cond), tenham um efeito negativo sobre a
1046 diversidade alfa (taxonômica e funcional).

1047 (ii) Espécies de maior tamanho corporal estão associadas a riachos
1048 com maior porção de vegetação ripária, pois habitats mais estáveis
1049 tendem a ter maior quantidade de recursos, possibilitando um
1050 aumento do tamanho corporal (Fairbairn 1984; Perry e Rowe
1051 2018). As espécies com menor capacidade de dispersão ou com
1052 locomoção mais limitada estão relacionadas a riachos com menor
1053 cobertura florestal, devido à diminuição da correnteza nesses locais
1054 e aumento da poluição e da temperatura, que dificultam a
1055 locomoção (Madden et al. 2013).

1056 (iii) Os diferentes níveis de impacto antrópico impõem uma variação na
1057 composição beta funcional da assembleia de Gerromorpha. Com
1058 base na competição sexual intraespecífica, esperamos que os
1059 machos sejam influenciados principalmente pela diferença de
1060 riqueza nas características funcionais, enquanto nas fêmeas a
1061 substituição dessas características (rotatividade interespecífica)
1062 deve estruturar a assembleia, devido à competição interespecífica
1063 por recursos alimentares e sítios apropriados para a oviposição.

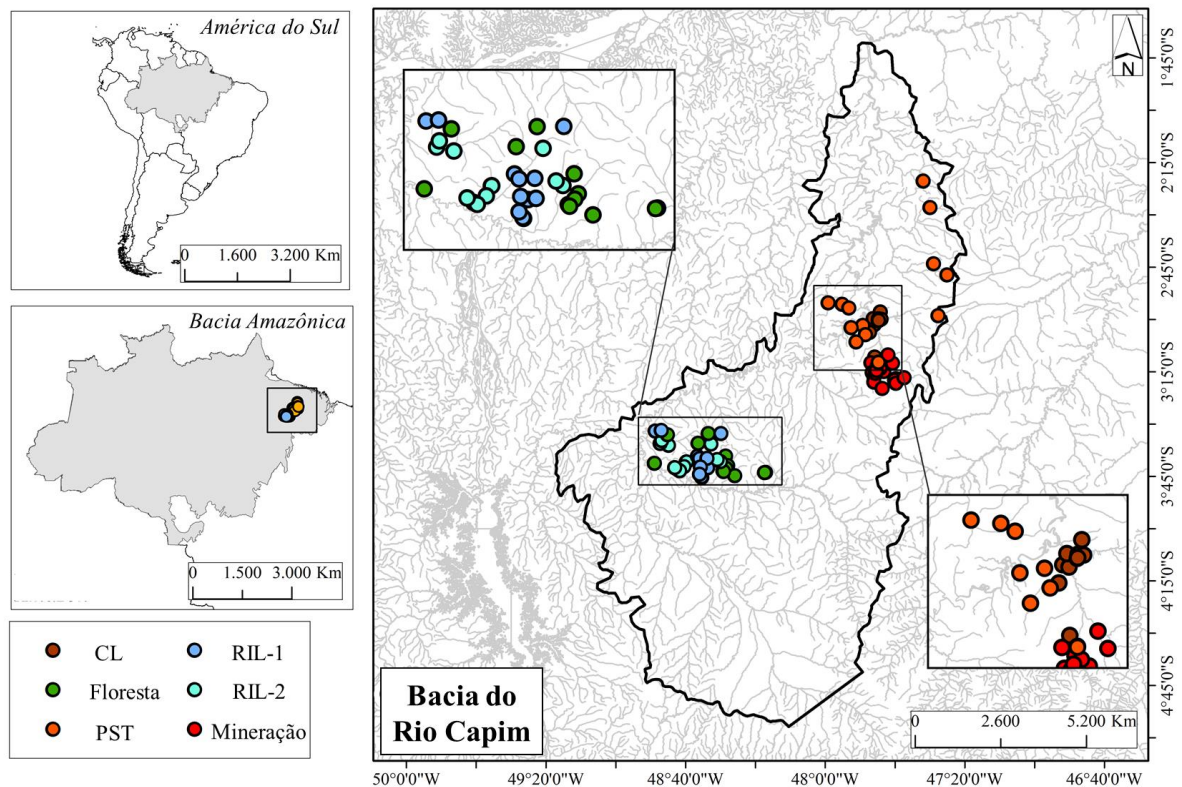
1064

1065 **Métodos**

1066 *Área de estudo*

1067 Nosso estudo foi realizado nos municípios de Paragominas e Ipixuna, localizados
1068 na região nordeste do estado do Pará, Brasil. Coletamos na bacia do rio Capim, que
1069 concentra a maior parte das atividades econômicas da região (Pinto et al. 2009). O clima
1070 da área é classificado como tropical úmido (Peel et al. 2007) e a vegetação é
1071 predominantemente constituída por Floresta ombrófila de Terra-Firme (Almeida et al.
1072 2009).

1073 Nós coletamos em 77 riachos, entre os anos de 2001 e 2017, sempre no período
1074 de menor precipitação, entre os meses de agosto a dezembro, para padronização das
1075 amostras. Os 77 riachos estão inseridos em áreas de floresta (13), pasto (11- PST),
1076 mineração (16), extração de madeira convencional (10- CL), que utiliza métodos de
1077 extração não sustentáveis, como “correntão”, e extração madeireira de baixo impacto
1078 (RIL), que utiliza métodos sustentáveis de extração (Fig. 1). Como a comunidade aquática
1079 pode responder diferentemente ao longo do tempo em que ocorreu o impacto, separamos
1080 as áreas de RIL em duas categorias, de acordo com o período de extração de madeira:
1081 RIL-1 (14 riachos), de 2001 a 2007, e RIL-2, de 2008 a 2012 (12 riachos) (Fig. 1).



1082

1083 **Fig.1** Localização dos 77 riachos amostrados na bacia do rio Capim, nos municípios de
 1084 Paragominas e Ipixuna - Pará, Brasil.

1085

1086 *Desenho amostral e amostragem biológica*

1087 Para coleta biológica, seguimos a metodologia utilizada em Cunha e Juen (2017).

1088 Os percevejos semiaquáticos coletados foram triados em campo e posteriormente levados

1089 ao laboratório, onde identificados ao nível de espécie, através de chaves dicotômicas

1090 (Shaw 1933; Kenaga 1941; Nieser 1994; Moreira et al. 2011; Floriano et al. 2016;

1091 Magalhães et al. 2016; Floriano et al. 2017). O material testemunho está listado e

1092 depositado na coleção científica do Museu de Zoologia da Universidade Federal do Pará

1093 (UFPA).

1094 *Mensuração das variáveis ambientais*

1095 Descritores de hábitat físico foram caracterizados ao longo de cada transecto, de
1096 acordo com a metodologia de avaliação de fluxo de Peck et al. (2006). Os detalhes da
1097 caracterização físico-química da água e da estrutura física do habitat já foram
1098 apresentados em outros estudos (Paiva et al. 2021; Calvão et al. 2016; Juen et al. 2016).

1099 Nós mensuramos 15 variáveis ambientais relacionadas ao hábitat físico, qualidade
1100 da água, correnteza e vegetação: profundidade média do riacho, altura média do leito
1101 sazonal, largura média do riacho, quantidade de madeira dentro do riacho, quantidade de
1102 raízes (Raiz), banco de folhas (BF), heterogeneidade de fluxo (FACARARI), dossel,
1103 média de abrigo, índice de impacto humano não agrícola (IPINA), índice de Impacto
1104 humano agrícola (IPIA), temperatura da água (T), potencial hidrogeniônico (pH),
1105 condutividade (Cond) e oxigênio dissolvido (OD).

1106 Além disso, coletamos dados de porcentagem de vegetação com imagens baixadas
1107 e processadas no ArcGIS 10.3 Desktop Software, Esri Inc. 2015 (Esri 2000). A
1108 porcentagem de floresta primária foi definida e calculada em um buffer com raio de 500m.
1109 Os buffers foram interpostos com *TerraClass* (*TerraClass* 223/61 e 223/62 em 2014), e
1110 para a validação da reclassificação *TerraClass*, as imagens foram baixadas do satélite
1111 Sentinel-2a em 2 de novembro de 2017 (escala 1/25000 com resolução de 30m). A
1112 quantidade de cobertura vegetal para cada um dos buffers classificados foi gerada em
1113 metros quadrados (ver material suplementar- apêndice 2).

1114 Para selecionar as variáveis ambientais que seriam utilizadas nas análises
1115 estatísticas, realizamos uma análise de correlação de Pearson, para retirar as variáveis
1116 correlacionadas. Quando detectado uma correlação superior a 70%, apenas uma variável
1117 foi mantida. Subsequentemente, após a etapa da correlação as variáveis ambientais

1118 restantes foram selecionadas pelo procedimento *forward selection* (Blanchet et al. 2008),
1119 com base na matriz abundância de indivíduos. Ao final, as variáveis utilizadas nas
1120 análises foram: Raiz, FACARARI, IPIA, T, Cond, OD e floresta% (ver material
1121 suplementar- apêndice 2). Essas variáveis já foram previamente relatadas como
1122 importantes para a distribuição de Gerromorpha na Amazônia (Cunha et al. 2015; Juen et
1123 al. 2016; Guterres et al. 2020).

1124 *Seleção de traços*

1125 Selecionamos três traços (morfológicos e funcionais) para machos e fêmeas. De
1126 acordo com a literatura, essas características são importantes para a assembleia de
1127 percevejos semiaquáticos e refletem a funcionalidade da espécie no ambiente (Tabela 1).
1128 Os traços foram classificados em quantitativos ou categóricos. O tamanho das pernas
1129 médias foi dividido pelo tamanho do corpo e, ao final, os traços morfológicos foram
1130 ponderados pela abundância da respectiva espécie. Nós medimos indivíduos distribuídos
1131 entre todos os pontos e ao menos 3 indivíduos por espécie. Em seguida, essas métricas
1132 foram utilizadas para gerar os índices funcionais (ver material suplementar- apêndice 2).

1133

1134 **Tabela 01** Traços morfofuncionais e suas respectivas funções no ambiente dos percevejos

1135 semiaquáticos, coletados na bacia do Rio Capim, Pará, Brasil.

Traços	Tipo de traço	Variação de categoria	Função
Comprimento do corpo	Quantitativo	-	Importante para o dimorfismo sexual e relações entre competidores dominantes e inferiores (Fairbairn 1984; Ditrich 2016).
Comprimento das pernas medias	Quantitativo	-	Importante para a forma de locomoção (Crumière et al. 2016).
Tipo de movimento	Catagórico	<i>Rowing</i> (remo) / <i>Tripod</i> (tripé)	Modo de locomoção, que influencia na ocupação do nicho (Crumière et al. 2016).

1136

1137

1138 *Diversidade funcional*

1139 Para calcular a diversidade funcional utilizamos os índices de riqueza funcional
1140 (FRic) e equitabilidade funcional (FEve) (Mouillot et al. 2013). O FRic está relacionado
1141 a ocupação do espaço funcional, sendo maior quando há maior quantidade de espaço
1142 funcional utilizado por mais grupos funcionais ou espécies (Villéger et al. 2008). FEve
1143 representa a regularidade de ocupação do espaço funcional, com base na abundância das
1144 espécies e a utilização efetiva da gama de recursos disponíveis (Mouillot et al. 2013).

1145 Os índices foram calculados seguindo a metodologia utilizada por Pavoine et al.
1146 (2009), que baseia-se na construção prévia de uma matriz de distância funcional (função
1147 *ktab.list.df*, pacote *ade4*- Dray et al. 2007; função *hclust*, pacote *ape*- Paradis et al. 2019)
1148 (ver material suplementar- apêndice 2).

1149 Calculamos a βF utilizando as matrizes de abundância de indivíduos e os
1150 dendrogramas funcionais de machos e fêmeas, com coeficiente de Sorensen. Em seguida,
1151 realizamos a decomposição da βF , com base na decomposição sugerida por Podani &
1152 Schmera (2011), que separa a βF em substituição de espécies (βF_{Subs}) e diferença de
1153 riqueza (βF_{DifAb}), por meio da função *beta.multi* - pacote *BAT* (Cardoso et al. 2018a).
1154 Considerando o dimorfismo sexual das espécies, analisamos machos e fêmeas
1155 separadamente, em todas as análises envolvendo os traços.

1156 *Análises estatísticas*

1157 Utilizamos uma análise de componentes principais (PCA) para avaliar a variação
1158 das variáveis ambientais ao longo dos tratamentos e do gradiente de impacto. Todas as
1159 variáveis ambientais foram previamente padronizadas, gerando uma matriz de distância
1160 euclidiana. Utilizamos o critério de seleção de eixos de Kaiser-Guttman (Jackson 1993),

1161 que determina que os eixos com autovalores maiores que 1 devem ser usados para
1162 representar a variação multidimensional dos dados. Em sequência, para verificar a
1163 diferença e a heterogeneidade dos tratamentos, respectivamente, usamos uma Análise de
1164 Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA- função *adonis*, pacote *vegan*)
1165 (Anderson 2014) e uma Análise Permutacional de dispersões Multivariadas
1166 (PERMDISP- função *betadisper*, pacote *vegan*) (Anderson 2006; Oksanen et al. 2012),
1167 considerando uma matriz de distância euclidiana e as variáveis ambientais padronizadas.
1168 Fizemos a análise com 999 permutações e em seguida utilizamos um teste pareado.

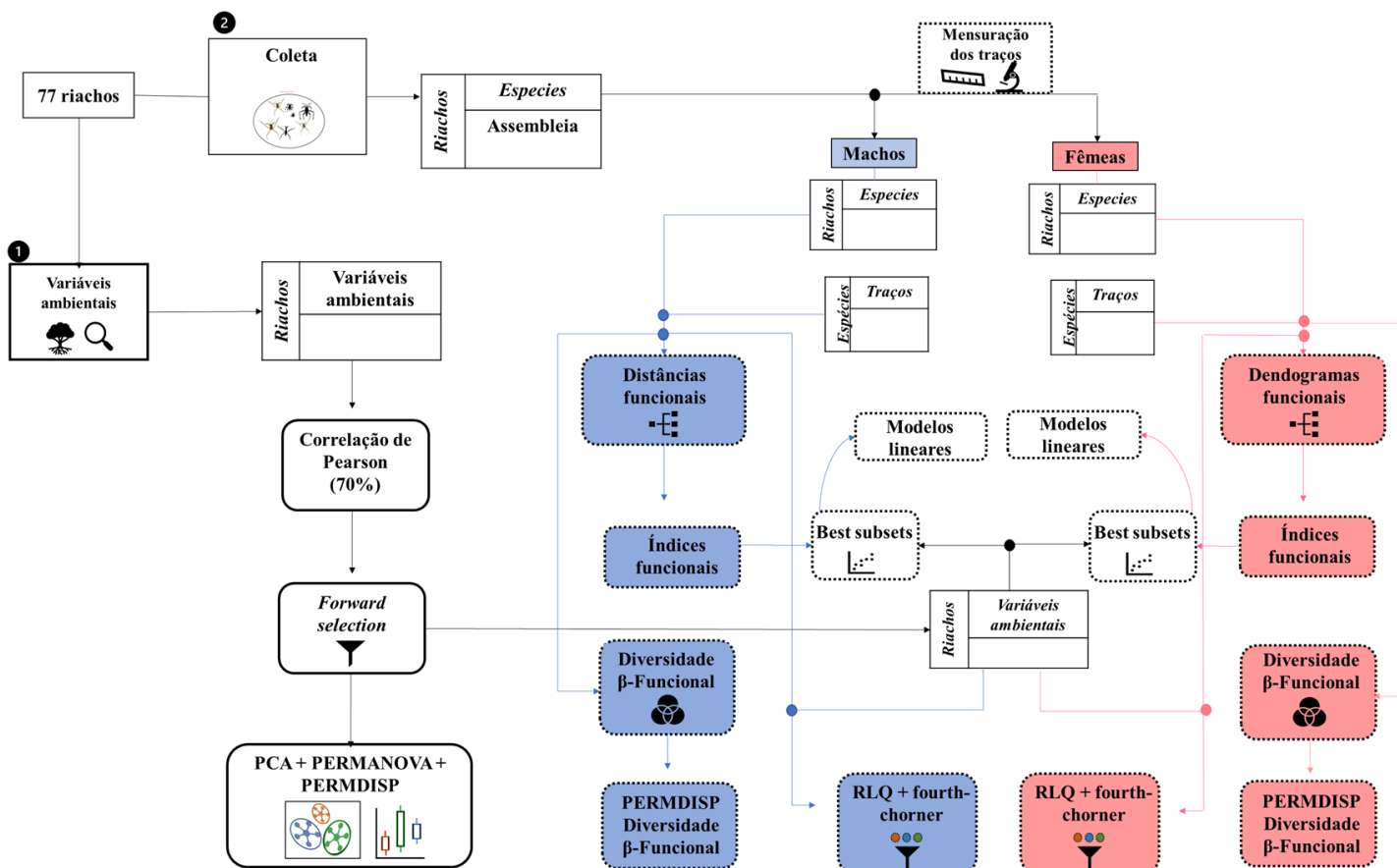
1169 Subsequentemente, para avaliar a hipótese i, utilizamos o método melhor
1170 regressão de subconjuntos (*bestsubsets regressions*), com base no critério de seleção de
1171 Akaike de segunda ordem (AICc para pequenas amostras) (Burnham e Anderson 2004),
1172 que compara todos os possíveis modelos entre as variáveis preditoras (Raiz, FACARARI,
1173 IPIA, T, Cond, OD e Floresta-%) e as variáveis resposta (Riqueza, abundância, FRic e
1174 FEve) e ao final identifica o modelo mais parcimonioso com base no critério de parada
1175 escolhido (AICc). Em seguida, de acordo com AICc, selecionamos os melhores modelos
1176 (o menor valor de AICc) e os testamos com modelos lineares para avaliar os efeitos
1177 estimados das variáveis (Burnham e Anderson 2004).

1178 Para testar a hipótese ii, verificamos a ação de filtros ambientais através da análise
1179 de RLQ (Dray et al. 2014) (pacote *ade4*), que é uma ordenação multivariada, que analisa
1180 três matrizes em conjunto: uma matriz de variáveis ambientais vs. amostra (R), uma
1181 matriz de ocorrência ou abundância vs. amostra (L) e uma matriz de traços vs. espécie
1182 (Q) e testa a relação entre elas (pacote *ade4*). Em seguida, utilizamos a função *fourth-*
1183 *corner*, que testa um traço e uma variável ambiental por vez, fazendo uma espécie de
1184 ajuste no resultado da RLQ, gerando ao final do teste um valor de significância (Dray et

1185 al. 2014). Aqui nós utilizamos o modelo 6, que executa dois testes separados usando o
1186 modelo 2 (que considera a composição taxonômica) e o modelo 4 (que considera a
1187 composição funcional) e combina os resultados deles.

1188 Por fim, para testar a hipótese iii, calculamos a βF utilizando as matrizes de
1189 abundância junto com os dendrogramas funcionais de machos e fêmeas. Usamos o
1190 coeficiente de Sorensen e decomposemos a βF (Podani e Schmera 2011). Em seguida,
1191 obtivemos um único valor representativo de βF , βF_{Subs} e βF_{DifRiq} , utilizando o
1192 PERMDISP, para calcular a distância média dos riachos ao centroide do seu grupo
1193 (tratamentos) (Anderson et al. 2006). Nesse caso, utilizamos a distância de Bray-Curtis
1194 por ser mais adequada para dados bióticos (Ricotta e Podani 2017). Posteriormente,
1195 testamos as diferenças entre os tratamentos com uma ANOVA, seguida de um teste
1196 pareado (*Tukey's Honest Significant Difference test*), com 999 permutações.

1197 Todas as análises foram realizadas no programa R (R Development Core Team
1198 2020) considerando cada riacho como uma única amostra e um intervalo de confiança de
1199 95% (Fig. 2).



1200

1201 **Fig. 2** Diagrama explicativo das análises estatísticas realizadas nesse estudo. Os itens 1 e
 1202 2 representam as tabelas de dados brutos das variáveis ambientais e da assembleia de
 1203 percevejos semiaquáticos, respectivamente. As tabelas representam a estrutura dos dados
 1204 para cada uma das análises. Os quadros pontilhados representam análises que estão
 1205 relacionadas a estrutura funcional da assembleia. Os demais quadros representam as
 1206 demais análises estatísticas realizadas.

1207 **Resultados**

1208 Nós coletamos um total de 8203 indivíduos, dos quais 5431 são fêmeas e 2772
1209 são machos, pertencentes a cinco famílias e 51 espécies (ver material suplementar-
1210 apêndice 2). A espécie mais abundante foi *Brachymetra lata*, com 665 indivíduos e as
1211 menos abundantes foram *Hydrometra argentina*, *Lminogonus profugus*, *Microvelia*
1212 *argentata*, *Euvelia lata*, *Stridulivelia astralis* e *Neogerris sp.*, todas com apenas um
1213 indivíduo. Medimos um total de 1096 indivíduos, sendo 651 fêmeas e 445 machos (ver
1214 material suplementar- apêndice 2).

1215 A *forward selection* selecionou 7 das 10 variáveis ambientais (Cond, OD, T, Raiz,
1216 FACARARI, IPIA e Floresta) ($p= 0,040$). Os dois primeiros eixos da PCA representaram
1217 64.46% da variação ambiental encontrada nos riachos. As variáveis que mais
1218 contribuíram para a formação dos eixos foram: Raiz e FACARARI, que estão
1219 positivamente relacionadas com o primeiro eixo e com o PST; Cond e IPIA, que estão
1220 relacionadas positivamente com o segundo eixo, sendo Floresta e RIL os tratamentos que
1221 apresentaram menor condutividade e a IPIA está associada a CL (Fig. 3). A
1222 PERMANOVA confirmou o padrão observado na ordenação ($F=21,388$; $p=0,001$). O
1223 teste pareado mostrou que somente RIL-1 e RIL-2 não diferiram em relação à floresta
1224 ($p=1,000$; $p=1,000$, respectivamente). Quanto a heterogeneidade ambiental o PERMDISP
1225 mostrou que também há diferença entre os tratamentos ($F=10,807$; $p=0,001$). O teste
1226 pareado entre os tratamentos mostrou que RIL-1, RIL-2 e CL não diferiram em relação à
1227 Floresta ($p_{HSD}=0,659$; $p_{HSD}=0,339$; $p_{HSD}= 0.593$; respectivamente), para heterogeneidade
1228 ambiental. O tratamento de Floresta diferiu significativamente de PST ($p_{HSD}=0.031$) e
1229 Mineração ($p_{HSD}<0.001$), sendo esse último o tratamento mais heterogêneo, possuindo

1230 desde riachos com menos de 10% de vegetação até riachos com mais de 70% de floresta
1231 (ver material suplementar- apêndice 2).

1232 Considerando os melhores modelos (Tabela 03 a), os resultados dos modelos
1233 lineares confirmam parcialmente a hipótese (i), na qual FEve está positivamente
1234 associada à floresta, tanto para machos quanto para fêmeas, porém FRic está
1235 positivamente associada a Cond e IPIA (Tabela 03 b).

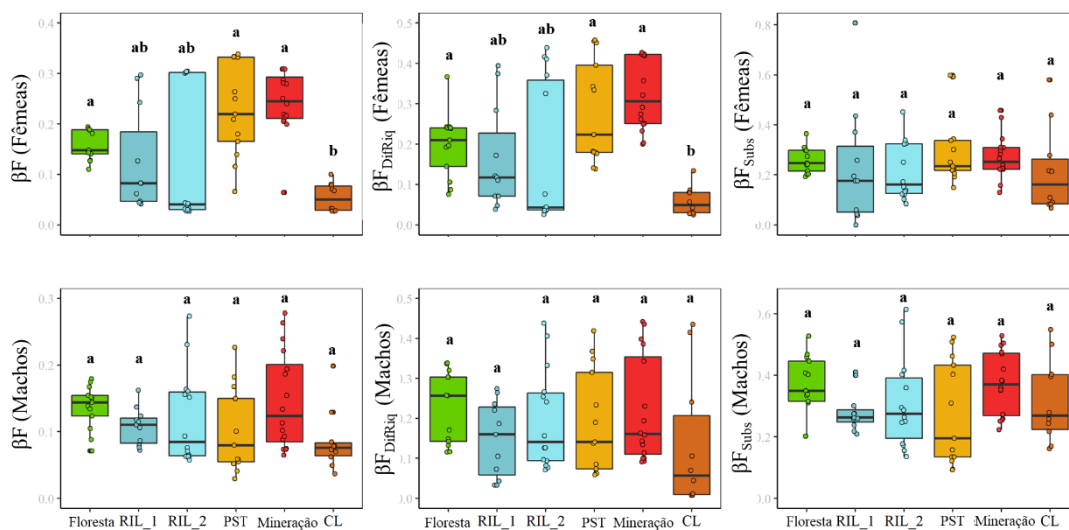
1236 A análise de RLQ para as fêmeas, evidenciou uma associação global significativa
1237 entre os traços e as variáveis ambientais (teste de Monte-Carlo, *fourth-chorner* $p=0,003$).
1238 Os dois primeiros eixos da RLQ preservaram a variância das ordenações dos traços e das
1239 variáveis ambientais ($\text{corrQ}= 96\%$, $\text{corrR}= 95\%$, respectivamente) (Tabela 02, b). A
1240 combinação *fourth-chorner* (p modelo 2 $<0,001$; p modelo 4= 0,002) evidenciou uma
1241 relação negativa entre os traços morfológicos (corpo e pernas médias) com as variáveis
1242 ambientais Cond e Raiz e uma associação positiva desses traços com floresta% (Fig. 4).
1243 Da mesma forma, esses traços estão associados positivamente com o primeiro eixo da
1244 ordenação (Fig. 4). Em relação aos machos, apesar da distribuição taxonômica deles estar
1245 relacionada às características ambientais (modelo 2) a RLQ+ *fourth-chorner* não foi
1246 significativa ($p_{\text{modelo 2}}<0,001$; $p_{\text{modelo 4}}=0,181$) (Tabela 02, c). Tais resultados corroboram
1247 a nossa hipótese (ii) somente para as fêmeas.

	<i>Cond</i>	<i>Floresta(%)</i>	<i>OD</i>	<i>Raiz</i>	<i>T</i>	<i>IPIA</i>	<i>FACARARI</i>
Corpo	-	+		-			
PMD	-	+		-			
PME	-	+		-			
<i>Rowing</i>							
<i>Tripod</i>							

1248
1249
1250
1251
1252
1253

Fig. 4. Relação dos traços com as variáveis ambientais na ordenação RLQ + *fourth-corner*, para as 44 espécies (fêmeas) amostradas nos 77 riachos da bacia do Rio Capim, estado do Pará, Brasil. As células vermelhas indicam uma relação negativa e as células pretas indicam uma relação positiva, entre os traços e as variáveis ambientais. As células brancas indicam relações não significativas entre variáveis ambientais e os traços.

1254 Por fim, a diversidade βF evidenciou que a assembleia é predominantemente
 1255 estruturada pela diferença de riqueza de traços (βF_{DifRiq}), tanto para as fêmeas
 1256 ($\beta F=36,900\%$; $\beta F_{Subs}=0,800\%$; $\beta F_{DifRiq}=36,100\%$) quanto para os machos ($\beta F=15,800\%$;
 1257 $\beta F_{Subs}=2,800\%$; $\beta F_{DifRiq}=12,900\%$), refutando a nossa hipótese (iii). Os componentes da
 1258 diversidade βF não diferiram significativamente entre os tratamentos para os machos
 1259 ($p_{\beta F}=0,096$; $p_{\beta F_{Subs}}=0,201$; $p_{\beta F_{DifRiq}}=0,395$). No entanto, para as fêmeas a diversidade
 1260 βF foi significativamente diferente ($p<0,001$) e para o componente de βF_{DifRiq} ($p<0,001$),
 1261 mas não diferiu em relação à βF_{Subs} ($p=0,622$) (Fig. 5).
 1262



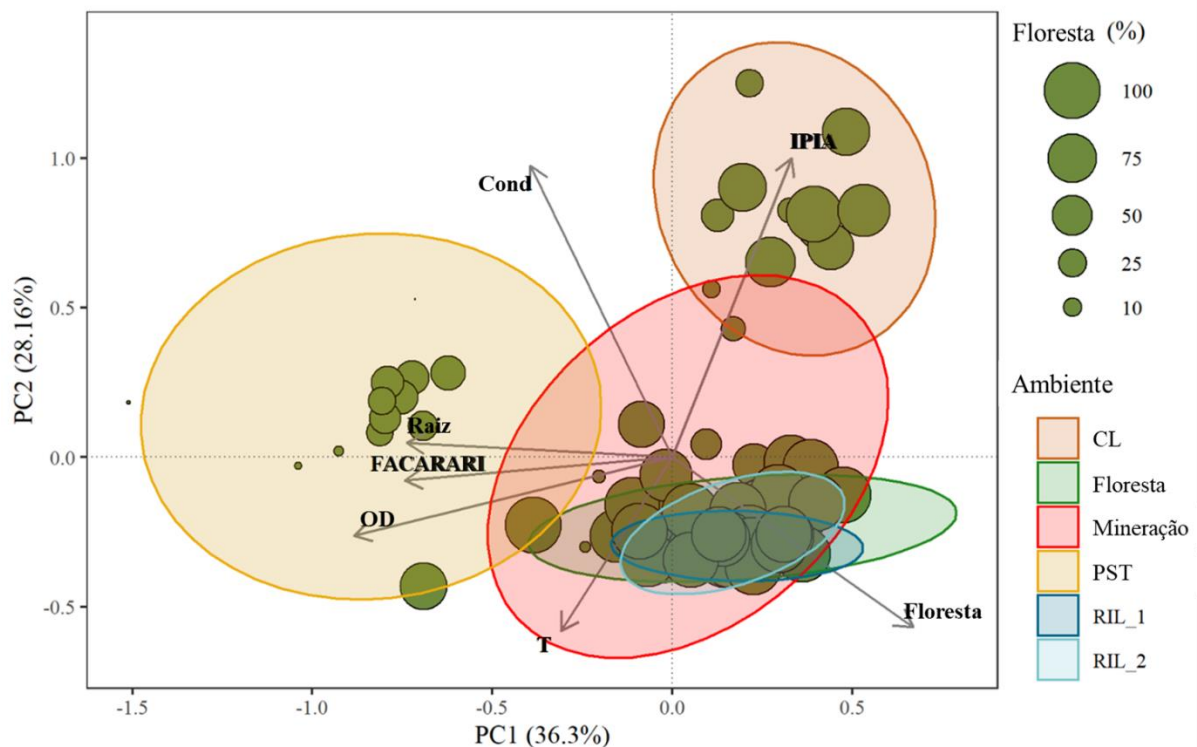
1263 **Fig. 5.** Box plot representativo da diversidade β funcional, de machos e fêmeas, da
 1264 assembleia de percevejos semiaquáticos, amostradas em 77 riachos, na Bacia do Rio
 1265 Capim, estado do Pará, Brasil. Intervalo de confiança é de 95%. Letras diferentes
 1266 representam tratamentos significativamente diferentes.

1267 **Tabela 02.** Métricas que descrevem as condições ambientais dos 77 riachos amostrados
 1268 no Rio Capim, Estado do Pará, Brasil. As correlações dessas métricas são mostradas para
 1269 o primeiro (PC 1) e segundo eixo (PC 2) da Análise de Componentes Principais (PCA)
 1270 (a), RLQ (fêmeas) (b) e RLQ (machos) (c), respectivamente. A parte inferior da tabela
 1271 mostra as explicações, autovalores e os valores (observados) para os modelos das análises
 1272 de RLQ, respectivamente.

Variáveis	(a)		(b)		(c)	
	PCA		RLQ (fêmeas)		RLQ (machos)	
	PC 1	PC 2	PC 1	PC 2	PC 1	PC 2
Cond	0,384	0,834	0,813	-0,027	0,539	-0,0359
Floresta (%)	-0,648	-0,486	-0,679	-0,072	-0,431	-0,063
OD	0,860	-0,223	-0,082	0,022	0,007	0,093
Raiz	0,716	0,041	0,483	0,027	0,377	0,040
T	0,300	-0,496	-0,268	0,001	0,037	0,015
IPIA	-0,320	0,857	0,662	-0,061	0,440	-0,115
FACARARI	0,722	-0,067	0,105	0,028	0,191	0,145
Explicação (%)	36,300	28,160	49,000	0,097	38,200	13,500
Autovalor	2,540	1,970	1,889	0,012	0,852	0,049
Modelo 2 (RLQ)	-	-	1,902	-	0,901	-
Modelo 4 (RLQ)	-	-	1,902	-	0,901	-

1273

1274



1276 **Fig. 3.** Análise dos Componentes Principais (PCA) das variáveis ambientais dos 77
 1277 riachos amostrados na bacia do Capim, estado do Pará, Brasil. O tamanho dos pontos
 1278 representa a quantidade de cobertura de vegetação primária ao redor dos riachos
 1279 (Floresta%) dentro de um buffer de 500m.

1280

1281 **Tabela 03.** Resultados da seleção do modelo com base na teoria da informação, para as
 1282 variáveis ambientais locais, métricas de diversidade funcional, riqueza e abundância de
 1283 espécies, para machos e fêmeas. Apresentamos apenas os modelos com valores de $\Delta AICc$
 1284 = 0 (a) e as regressões lineares (b). Os valores de p significativos estão em negrito.

1286	Variáveis resposta	Variáveis preditoras	(a)		(b)			
			Modelos <i>Best subset</i>		Regressões lineares			
			AICc	R ² _{ajd}	Variáveis	β	R ² _{ajd}	<i>p</i>
Machos	FRic	Cond + DO + Floresta%	-160,353	28,400	Cond	0,425	0,170	<0,001
					OD	-0,280	0,064	0,014
					Floresta%	-0,030	-0,013	0,826
	FEve	IPIA + Cond + Floresta%	-22,900	23,400	IPIA	0,008	-0,012	0,941
					Cond	0,012	-0,012	0,915
Floresta%					0,374	0,127	0,007	
Abundância	FACARARI + Cond + Floresta%	710,701	18,800	FACARARI	-0,310	0,084	0,006	
				Cond	0,140	0,006	0,224	
				Floresta%	0,225	0,037	0,049	
Riqueza	T	488,563	0,500	T	0,136	0,004	0,237	
Fêmeas	FRic	IPIA + Cond + Floresta%	-144,775	15,500	IPIA	0,358	0,115	0,001
					Cond	0,359	0,116	0,001
					Floresta%	-0,060	-0,008	0,590
	FEve	T + Floresta%	-53,786	14,400	T	-0,170	0,016	0,131
					Floresta%	0,392	0,141	<0,001
	Abundância	FACARARI + OD + Floresta%	800,393	26,400	FACARARI	-0,310	0,037	0,049
					OD	-0,150	0,008	0,190
					Floresta%	0,476	0,084	0,006
Riqueza	Cond + OD + Floresta%	368,068	31,400	Cond	0,497	0,236	<0,001	
				OD	-0,180	0,018	0,118	
				Floresta%	-0,060	-0,010	0,619	

1287 **Discussão**

1288 Nesse trabalho observamos que a diminuição da cobertura florestal afeta negativamente
1289 a diversidade da assembleia de Gerromorpha, tanto na diversidade alfa, quanto para diversidade
1290 funcional. FEve está positivamente relacionado ao aumento de florestas e negativamente
1291 relacionado ao aumento de IPIA, enquanto FRic está positivamente associada com a IPIA e a
1292 Cond, que são variáveis associadas a ambientes antropizados. Machos e fêmeas responderam
1293 de maneiras distintas ao filtro ambiental imposto pelo impacto antrópico. Filtros ambientais
1294 atuaram somente sobre a composição taxonômica nos machos, mas as fêmeas apresentam
1295 tamanho corporal e pernas maiores no ambiente de Floresta. Por fim, a diferença de riqueza (de
1296 traços) foi a força preponderante para a variação da composição da βF na assembleia de
1297 percevejos semiaquáticos, tanto para machos como para fêmeas, mas somente as fêmeas
1298 apresentaram diferenças significativas na βF entre os tratamentos.

1299 A relação de espécies sensíveis de percevejos semiaquáticos com as características
1300 pristinas dos riachos foi previamente documentada na literatura (Dias-Silva et al. 2010; Cunha
1301 et al. 2015), porém a influência dos impactos antrópicos na composição funcional e nos traços
1302 dessa assembleia não é muito conhecida. Em avaliações puramente taxonômicas envolvendo
1303 percevejos semiaquáticos, os mesmos respondem de forma similar ao padrão geral da
1304 comunidade em ambos os sexos. Entretanto, o mesmo pode não ocorrer em avaliações
1305 funcionais, uma vez que machos e fêmeas possuem alguns traços morfofuncionais distintos.
1306 Nesse âmbito, considerar machos e fêmeas separadamente mostrou resultados distintos e que
1307 os traços morfofuncionais desses são afetados pela variação ambiental de maneiras diferentes.

1308 Estudos anteriores já mencionaram diferenças morfofuncionais entre machos e fêmeas
1309 de percevejos semiaquáticos, impulsionadas principalmente pelo antagonismo sexual

1310 (coevolução de traços antagônicos, que facilitam a cópula para os machos e dificultam a cópula
1311 para as fêmeas) (Fairbairn 1993; Perry e Rowe 2018; Crumière et al. 2019). Em geral, a cópula
1312 tem um custo maior para as fêmeas, pois elas carregam os machos durante o ato copulatório,
1313 ficando mais visíveis à predadores, diminuindo a mobilidade (Fairbairn 1993) e são forçadas a
1314 diminuir o forrageamento (Rowe et al. 1994). Algumas espécies de hemípteros, por exemplo,
1315 podem demorar horas no ato copulatório, levando ao gasto de maior de energia o que as deixa
1316 ainda mais vulneráveis (Arnqvist 1989). Por esse motivo é comum que as fêmeas evitem os
1317 machos e desenvolvam mecanismos que dificultam o acasalamento (Rowe et al. 1994). Desse
1318 modo, o aumento do tamanho do corpo e das pernas confere às fêmeas uma possível
1319 superioridade competitiva em relação aos machos, tornando-as mais resistentes e velozes. Algo
1320 similar ocorre na ordem Odonata, as fêmeas se fingem de mortas para evitar a cópula, pois a
1321 perseguição dos machos também aumenta o risco de predação e diminui a sobrevivência delas
1322 (Khelifa et al. 2017).

1323 Por outro lado, essa distinção morfológica das fêmeas pode ser benéfica para toda a
1324 assembleia. Em geral, fêmeas maiores são menos suscetíveis a ação de predadores e podem
1325 nutrir e carregar ao mesmo tempo uma maior quantidade de ovos (Fairbairn 1993). Embora haja
1326 um limiar de tamanho que possibilita a sobrevivência desse indivíduo e a manutenção da
1327 espécie no ambiente (Toubiana e Khila 2019), a longo prazo essa seleção pode beneficiar toda
1328 a população, permitindo a prevalência desses indivíduos no ambiente. Nesse âmbito, a
1329 estabilidade ambiental e maior disponibilidade de recursos alimentares na floresta permite que
1330 as fêmeas invistam mais no próprio desenvolvimento corpóreo (Perry e Rowe 2018).

1331 Nesse trabalho também detectamos respostas diferentes para a βF entre machos e fêmeas
1332 de percevejos semiaquáticos. Enquanto para os machos não há diferença significativa entre os
1333 tratamentos, houve para a diversidade βF das fêmeas, sendo impulsionada principalmente pela

1334 diferença de riqueza de traços, com a substituição pouco relevante para a composição βF da
1335 assembleia. Esse resultado indica que nos locais com alta βF_{total} as fêmeas possuem traços
1336 únicos, que caracterizam a diferença βF entre as áreas estudadas. Considerando que os locais
1337 que apresentaram alta diversidade βF são os locais antropizados (Mineração e PST), que são
1338 comprovadamente associados a espécies generalistas e tolerantes de percevejos semiaquáticos
1339 (Guterres et al. 2021; Spyra et al. 2021), esse resultado indica que fêmeas tolerantes e com alta
1340 distinção funcional estão compondo o espaço funcional dessas áreas. Nesse âmbito,
1341 principalmente em PST e mineração, é provável que ao invés de simples substituição funcional
1342 a assembleia de percevejos semiaquáticos esteja passando pelo estágio de adição de espécies
1343 generalistas e tolerantes.

1344 Da mesma forma, áreas com maior βF também apresentaram maior heterogeneidade
1345 ambiental (Mineração e PST) (ver material suplementar- apêndice 2). Similar a López-Delgado
1346 et al. (2019), que verificou que a diversidade β taxonômica está relacionada a ambientes com
1347 alta heterogeneidade ambiental, vimos que a diversidade βF mostra-se associada a altos valores
1348 de heterogeneidade ambiental. No entanto, precisamos considerar que, apesar de a
1349 heterogeneidade ambiental estar comumente associada a locais prístinos, essa variável deve ser
1350 avaliada com cautela e em conjunto com demais análises (Leão et al. 2019). Em ambientes
1351 influenciados por múltiplas fontes de impactos antrópicos a diferença de heterogeneidade
1352 encontrada pode ser reflexo da variedade e da intensidade dos distúrbios, potencializando a
1353 diferença em relação as áreas de referência (Leão et al. 2019). Embora os riachos estejam
1354 categorizados, muitos desses sofrem influência conjunta de impactos diversos, como extração
1355 de madeira de subsistência, extração ilegal, pasto e mineração. Desse modo, em áreas
1356 complexas como a bacia do Rio Capim é comum encontrar padrões que se diferenciam de áreas

1357 com impactos mais homogêneos (Leão et al. 2019), como áreas de Palma (Cunha et al. 2015) e
1358 Eucalipto (Martello et al. 2018).

1359 Em contrapartida, embora Guterres et al. (2020) tenham encontrado evidências de
1360 competição interespecífica nos machos de percevejos semiaquáticos e a relação da distribuição
1361 desses com o ambiente (em riachos pouco antropizados), em nosso estudo não detectamos ação
1362 direta de filtros ambientais nos traços dos machos ou a distinção βF desses entre os tratamentos.
1363 Nesse ínterim, é provável que na assembleia estudada os machos invistam mais na competição
1364 intraespecífica sexual, que não foi objeto de estudo nesse trabalho. Além disso, é possível que
1365 a seleção sexual feita pelas fêmeas (Toubiana et al. 2020) imponha aos machos uma seleção
1366 direcionada para os traços relacionados ao acasalamento, como aqueles observados nas antenas
1367 (Khila et al. 2012) e espinhos das pernas (Crumière et al. 2019), que não foram aqui medidos
1368 ou quantificados.

1369 Ademais, embora tenhamos encontrado maior riqueza funcional em riachos mais
1370 antropizados, apesar de menos comum, também pode ser indicativo de adição de espécies
1371 generalistas (Barbosa et al. 2020) ou especialistas de ambiente antropizado, aptas a explorar um
1372 novo nicho disponível (Petsch et al. 2016). No caso de percevejos semiaquáticos, por exemplo,
1373 riachos com baixa densidade florestal e maior condutividade, também podem estar relacionados
1374 ao aumento do número de espécies generalistas e pequenas, como *Microvelia* e *Euvelia*, em
1375 detrimento de espécies maiores, como *Neogerris*. Ademais, essas áreas com menor cobertura
1376 florestal e maior impacto agrícola também possuem baixo FEve. Tal padrão indica que, apesar
1377 da alta riqueza funcional nesses riachos, o espaço funcional não é regularmente ocupado
1378 (Mouillot et al. 2013). Desse modo, a retirada total ou parcial da vegetação causa modificações
1379 no espaço funcional da assembleia, tornando-a mais sensível às perturbações antrópicas ao
1380 longo do tempo (De Castro et al. 2018).

1381 Vimos que os impactos antrópicos causam efeitos diferentes entre os machos e fêmeas
1382 na assembleia de percevejos semiaquáticos, com a ação de filtros ambientais ocorrendo somente
1383 sobre os traços das fêmeas. Para Gerromorpha, machos e fêmeas podem não apresentar
1384 diferenças em trabalhos que avaliem apenas a riqueza ou abundância, no entanto, vimos que
1385 esses respondem funcionalmente de maneiras distintas. Tal seleção de espécies com traços
1386 específicos em parte da assembleia pode favorecer a prevalência de certas espécies em
1387 detrimento de outras. Nossos resultados também mostram a importância de manter uma maior
1388 porção de vegetação ripária associada a uma matriz de qualidade e a importância de avaliar as
1389 múltiplas facetas da diversidade. Por fim, em trabalhos de avaliações de impacto é importante
1390 incluir abordagens baseadas em traços (*trait-based*), que incluam alguma forma de ITV, pois
1391 fornecem informações únicas para a preservação das comunidades.

1392 **Agradecimentos**

1393 Agradecemos à 33 Forest, Cikel LTDA e IFT Brasil por sua ajuda na logística de campo.
1394 Agradecemos também à PROPESP / UFPa (Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação da
1395 Universidade Federal do Pará), por viabilizar o processo de tradução deste artigo por meio do
1396 edital PAPQ 01/2020. Agradecemos à CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal
1397 de Nível Superior), pela concessão de bolsa de doutorado à APMG (processo 1747544 / 2017-
1398 9) e NRT (processo 88882.460087 / 2019-01). Agradecemos também ao Conselho Nacional de
1399 Desenvolvimento Científico e Tecnológico, pelo financiamento do projeto “*Resilience time of*
1400 *aquatic communities after selective logging in Eastern Amazonia*” através do edital universal
1401 14/2011 (processo 481015 / 2011- 6) e pela a concessão de bolsa de doutorado para EJC
1402 (processo 165908 / 2014-9), bolsa de produtividade para LJ (processo 304710 / 2019-9) e FFFM
1403 (301942 / 2019-6). Por fim, agradecemos também à Fundação de Amparo a Pesquisa do Rio de
1404 Janeiro, pela bolsa de produtividade para FFFM (E-26 / 203.207 / 2017).

1405 **Conflitos de interesses**

1406 Os autores declaram não haver conflito de interesses.

1407 **Contribuição dos autores**

1408 Desing do pro projeto: APMG, EJC. Coleta de dados: EJC, APMG. Análises
1409 estatísticas: APMG. Dados das imagens de satélite: NRT. Definição dos traços: APMG, FFFM.
1410 Aferição dos traços: APMG. Escrita do manuscrito: APMG. Revisão e validação do manuscrito
1411 e projeto: FFFM, EJC, LJ.

1412 **Disponibilidade de dados**

1413 Os dados que embasam os achados deste estudo estão disponíveis no material
1414 suplementar deste artigo ou podem ser solicitados aos autores (ver material suplementar-
1415 apêndice 2).

1416

1417 **Referências**

1418 Albert C H, Grassein F, Schurr FM, Vieilledent G, Violle C (2011) When and how
1419 should intraspecific variability be considered in trait-based plant ecology?. PPEES 13: 217-
1420 225. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2011.04.003>

1421 Almeida SS, Silva ASL, Silva ICB (2009) Cobertura Vegetal. In: Monteiro, MA,
1422 Coelho, MCN, Barbosa, EJS (Eds), Atlas Socioambiental: Municípios De Tomé Açú, Aurora
1423 Do Pará, Ipixuna Do Pará, Paragominas E Ulianópolis. Belém, Pará, Naea, 112-124.

1424 Andersen NM (1982) The Semiaquatic Bugs (Hemiptera, Gerrmorpha), Phylogeny,
1425 Adaptations, Biogeography and Classification. Brill Academic, Netherlands.

1426 Andersen NM, Weir TA (2004) Australian water bugs: their biology and identification
1427 (Hemiptera-Heteroptera, Gerromorpha & Nepomorpha). Apollo Books, Melbourne, Australia.

1428 Anderson MJ (2006) Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions.
1429 Biometrics 62: 245-253.

1430 Anderson MJ (2014) Permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA).
1431 Wiley StatsRef: StatsRef 1-15. <https://doi.org/10.1002/9781118445112.stat07841>

1432 Arnqvist G, 1989. Multiple mating in a water strider: mutual benefits or intersexual
1433 conflict?. Anim Behav 38: 749-756.

1434 Barbosa AS, Pires MM, Schulz UH (2020). Influence of land-use classes on the
1435 functional structure of fish communities in Southern Brazilian headwater streams. Environ
1436 Manage 1-12. <https://doi.org/10.1007/s00267-020-01274-9>

1437 Blanchet FG, Legendre P, Borcard D (2008). Forward selection of explanatory
1438 variables. Ecology 89: 2623-2632. <https://doi.org/10.1890/07-0986.18>

1439 Burnham KP, Anderson DR (2004) Multimodel inference: Understanding AIC and BIC
1440 in model selection. *Sociol Methods Res* 33: 261-304.

1441 Calvão LB, Nogueira DS, de Assis Montag LF, Lopes MA, Juen L (2016) Are Odonata
1442 communities impacted by conventional or reduced impact logging?. *Forest Ecol Manag* 382:
1443 143-150. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.013>

1444 Cardoso MN, Calvão LB, de Assis Montag LF, Godoy BS, Juen L (2018) Reducing the
1445 deleterious effects of logging on Ephemeroptera communities through reduced impact
1446 management. *Hydrobiologia* 823: 191-203. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3705-x>

1447 Cardoso P, Rigal F, Carvalho JC, Cardoso MP (2018a) Package “BAT”: Biodiversity
1448 Assessment Tools. R package version 2.5.0. IBAT. [https://CRAN.R-](https://CRAN.R-project.org/package=BAT)
1449 [project.org/package=BAT](https://CRAN.R-project.org/package=BAT). Accessed Mar 2021

1450 Cardoso P, Rigal F, Carvalho JC, Fortelius M, Borges PA, Podani J, Schmera D (2014)
1451 Partitioning taxon, phylogenetic and functional beta diversity into replacement and richness
1452 difference components. *J Biogeogr* 41: 749-761. <https://doi.org/10.1111/jbi.12239>

1453 Cianciaruso MV, Batalha MA, Gaston KJ, Petchey OL (2009) Including intraspecific
1454 variability in functional diversity. *Ecology* 90: 81-89. <https://doi.org/10.1890/07-1864.1>

1455 Crumière AJJ, Armisen D, Vargas-Lowman A, Kubarakos M, Moreira FFF, Khila A
1456 (2019) Escalation and morphological constraints of antagonistic armaments in water striders.
1457 *Front Ecol Evol* 7: 215. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00215>

1458 Crumière AJJ, Santos ME, Sémon M, Armisen D, Moreira FF, Khila A (2016) Diversity
1459 in morphology and locomotory behavior is associated with niche expansion in the semi-aquatic
1460 bugs. *Curr Biol* 26: 3336-3342. <https://dx.doi.org/10.1016/j.cub.2016.09.061>

1461 Cunha EJ, Guterres APM, Godoy BS, Juen L (2020) Wing dimorphism in semiaquatic
1462 bugs (Hemiptera, Heteroptera, Gerromorpha) as a tool for monitoring streams altered by oil
1463 palm plantation in the Amazon. *Ecol Indic* 117: 106707.

1464 Cunha EJ, Juen L (2017) Impacts of oil palm plantations on changes in environmental
1465 heterogeneity and Heteroptera (Gerromorpha and Nepomorpha) diversity. *J Insect Conserv* 21:
1466 111-119. <https://doi.org/10.1007/s10841-017-9959-1>

1467 Cunha EJ, Montag LFA, Juen L (2015) Oil Palm Crops Effects On Environmental
1468 Integrity Of Amazonian Streams And Heteropteran (Hemiptera) Species Diversity. *Ecol Indic*
1469 52: 422-429.

1470 De Bello F, Carmona CP, Dias AT, Götzenberger L, Moretti M, Berg MP (2021)
1471 Handbook of trait-based ecology: from theory to R tools. Cambridge, Massachusetts,
1472 Cambridge University Press.

1473 De Castro DMP, Dolédec S, Callisto M (2018) Land cover disturbance homogenizes
1474 aquatic insect functional structure in neotropical savanna streams. *Ecol Indic* 84: 573-582.
1475 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.09.030>

1476 Dias-Silva K, Cabette HS, Juen L (2010) The influence of habitat integrity and physical-
1477 chemical water variables on the structure of aquatic and semi-aquatic Heteroptera. *Zoologia*
1478 (Curitiba) 27: 918-930. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702010000600013>

1479 Dias-Silva K, Cabette HSR, da Silva Giehl NF, Juen L (2013) Distribuição de
1480 Heteroptera aquáticos (Insecta) em diferentes tipos de substratos de córregos do Cerrado
1481 Matogrossense. *EntomoBrasilis* 6: 132-140. <https://doi.org/10.12741/ebrasilis.v6i2.302>

1482 Ditrich T, Papáček M (2016) Differences in prey capture in semiaquatic bugs (H
1483 eteroptera: Gerromorpha). Entomol Sci 19: 34-41. <https://doi.org/10.1111/ens.12165>

1484 Dosskey MG, Vidon P, Gurwick NP, Allan CJ, Duval TP, Lowrance R (2010) The Role
1485 of Riparian Vegetation in Protecting and Improving Chemical Water Quality in Streams. J Am
1486 Water Resour Assoc 46: 261-277. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2010.00419.x>

1487 Dray S, Choler P, Dolédec S, Peres-Neto PR, Thuiller W, Pavoine S, ter Braak C J
1488 (2014) Combining the fourth-corner and the RLQ methods for assessing trait responses to
1489 environmental variation. Ecology 95: 14-21. <https://doi.org/10.1890/13-0196.1>

1490 Dray S, Dufour AB (2007) Package “ade4”: Analysis of Ecological Data: Exploratory
1491 and Euclidean Methods in Environmental Sciences. R package version 1.7-16.
1492 <https://CRAN.R-project.org/package=ade4>. Accessed Mar 2021

1493 Esri (2000) World Administrative Units. Available from:[https://www.esri.com/pt-](https://www.esri.com/pt-br/home)
1494 [br/home](https://www.esri.com/pt-br/home) . Accessed December 2014.

1495 Fairbairn DJ (1984) Microgeographic variation in body size and development time in
1496 the waterstrider, *Limnopus notabilis*. Oecologia 61: 126-133.
1497 <https://doi.org/10.1007/BF00379098>

1498 Fairbairn DJ (1993) Costs of loading associated with mate-carrying in the waterstrider,
1499 *Aquarius remigis*. Behav Ecol 4: 224-231. <https://doi.org/10.1007/BF00379098>

1500 Floriano CFB, Moreira FFF, Bispo PC (2017) South American Species Of Stridulivelia
1501 (Hemiptera: Heteroptera: Veliidae): Identification Key, Diagnoses, Illustrations And Updated
1502 Distribution. P Entomol Soc Wash 199: 24-46. <https://doi.org/10.4289/0013-8797.119.1.24>

1503 Floriano CFB, Paladini A, Cavichioli RR (2016) Systematics of the South American
1504 species of *Cylindrostethus* Mayr, 1865 (Hemiptera: Heteroptera: Gerridae), with a new species
1505 from Amazonian Brazil and Peru. *Invertebr Syst* 30: 431-462. <https://doi.org/10.1071/IS14059>

1506 Godoy BS, Faria APJ, Juen L, Sara L, Oliveira LG (2019) Taxonomic sufficiency and
1507 effects of environmental and spatial drivers on aquatic insect community. *Ecol Indic* 107:
1508 105624. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105624>

1509 Guterres AP, Cunha EJ, Godoy BS, Silva RR, Juen L (2020) Co-occurrence patterns
1510 and morphological similarity of semiaquatic insects (Hemiptera: Gerromorpha) in streams of
1511 Eastern Amazonia. *Ecol Entomol* 45: 155-166. <https://doi.org/10.1111/een.12785>

1512 Guterres APM, Cunha EJ, Juen L (2021) Tolerant semiaquatic bugs species
1513 (Heteroptera: Gerromorpha) are associated to pasture and conventional logging in the Eastern
1514 Amazon. *J Insect Conserv*. <https://doi.org/10.1007/s10841-021-00316-9>

1515 Jackson DA (1993) Stopping rules in principal components analysis: a comparison of
1516 heuristical and statistical approaches. *Ecology* 74: 2204-2214. <https://doi.org/10.2307/1939574>

1517 Juen L, Cunha EJ, Carvalho FG, Ferreira MC, Begot TO, Andrade AL, Shimano Y,
1518 Leão H, Pompeu PS, Montag LFA (2016) Effects of oil palm plantations on the habitat structure
1519 and biota of streams in Eastern Amazon. *River Res Appl* 32: 2081-2094.
1520 <https://doi.org/10.1002/rra.3050>

1521 Kenaga EE (1941) The Genus *Telmatometra* Bergroth (Hemiptera-Gerridae).
1522 University of Kansas. *SB* 27: 169-183.

1523 Khelifa R (2017) Faking death to avoid male coercion: extreme sexual conflict
1524 resolution in a 2 dragonfly 3. In: Spatiotemporal Pattern of Phenology across Geographic
1525 Gradients in Insects, pp 86. Zurich, University of Zurich.

1526 Khila A, Abouheif E, Rowe L (2012) Function, Developmental Genetics, and Fitness
1527 Consequences of Sexually Antagonistic Trait. *Science* 336: 585.
1528 <https://doi.org/10.1126/science.1217258>

1529 Leão H, Siqueira T, Torres NR, de Assis Montag LF (2020) Ecological uniqueness of
1530 fish communities from streams in modified landscapes of Eastern Amazonia. *Ecol Indic* 111:
1531 106039. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.106039>

1532 Lei 6.938 / 1981 Política Nacional Do Meio Ambiente Brasil. Presidência Da República
1533 Casa Civil Subchefia Para Assuntos Jurídicos. Constituição Da República Federativa Do Brasil.
1534 Available in: http://www.Planalto.Gov.Br/Ccivil_03/Constituicao/Constituicao.Htm.
1535 Accessed: Mar 2021

1536 Leitão RP, Zuanon J, Mouillot D, Leal CG, Hughes RM, Kaufmann PR et al (2018)
1537 Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages
1538 in Amazon streams. *Ecography* 41: 219-232. <https://doi.org/10.1111/ecog.02845>

1539 Lepš J, De Bello F, Šmilauer P, Doležal J (2011) Community trait response to
1540 environment: disentangling species turnover vs intraspecific trait variability effects. *Ecography*
1541 34: 856-863. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.06904.x>

1542 López-Delgado EO, Winemiller KO, Villa-Navarro FA (2020) Local environmental
1543 factors influence beta-diversity patterns of tropical fish assemblages more than spatial
1544 factors. *Ecology* 101: e02940. <https://doi.org/10.1002/ecy.2940>

1545 Madden N, Lewis A, Davis M (2013) Thermal effluent from the power sector: an
1546 analysis of once-through cooling system impacts on surface water temperature. *Environ Res*
1547 *Lett* 8: 035006.

1548 Magalhães OM, Moreira FFF, Galvão C (2016) A new Rhagovelia (Hemiptera:
1549 Heteroptera: Veliidae) from the Brazilian Amazon, with a key to species of the robusta group
1550 known from the country. *Zootaxa* 4171: 586-594. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3790.4.8>

1551 Martello F, De Bello F, de Castro Morini MS, Silva RR, de Souza-Campana DR, Ribeiro
1552 MC, Carmona CP (2018) Homogenization and impoverishment of taxonomic and functional
1553 diversity of ants in Eucalyptus plantations. *Scientific reports* 8: 1-11.

1554 McGill BJ, Enquist BJ, Weiher E, Westoby M (2006) Rebuilding community ecology
1555 from functional traits. *Trends Ecol Evol* 21: 178-185.
1556 <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.02.002>

1557 Moreira FFF, P Alecrim V, Ribeiro JRI, Nessimian JL (2011) Identification Key To The
1558 Gerridae (Insecta: Heteroptera: Gerromorpha) From The Amazon River Floodplain, Brazil,
1559 With New Records For The Brazilian Amazon. *Zoologia* 28: 269-279.
1560 <https://doi.org/10.1590/S1984-46702011000200018>

1561 Mouillot D, Graham NAJ, Villéger S, Mason NWH, Bellwood DR (2013) A functional
1562 approach reveals community responses to disturbances. *Trends Ecol Evol* 28: 167-177.
1563 <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.004>

1564 Múrria C, Dolédec S, Papadopoulou A, Vogler AP, Bonada N (2018) Ecological
1565 constraints from incumbent clades drive trait evolution across the tree-of-life of freshwater
1566 macroinvertebrates. *Ecography* 41: 1049-1063. <https://doi.org/10.1111/ecog.02886>

1567 Nessimian JL, Venticinque EM, Zuanon J, De Marco P, Gordo M, Fidelis L, et al (2008)
1568 Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams.
1569 *Hydrobiologia* 614: 117-131.

1570 Nieser N (1994) A New Species And A New Status In *Neogerris* Matsumura
1571 (Heteroptera: Gerridae) With A Key To American Species. *Storkia* 3: 27-37.

1572 Nieser N, Melo AL (1997) Os heterópteros aquáticos de Minas Gerais: guia introdutório
1573 com chave de identificação para as espécies de *Nepomorpha* e *Gerromorpha*. Belo Horizonte,
1574 Minas Gerais, Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil.

1575 Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., Mcglinn, D.,
1576 Minchin, P. R., O'hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., &
1577 H. Wagner, 2016. *Vegan: Community Ecology Package*. R Package Version 2. 4-0.
1578 <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. Accessed: Nov 2020

1579 Paiva CKS, Faria APJ, Calvão LB, Juen L (2021) The anthropic gradient determines the
1580 taxonomic diversity of aquatic insects in Amazonian streams. *Hydrobiologia* 848: 1073-1085.
1581 <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04515-y>

1582 Paradis E, Blomberg S, Bolker B, Brown J, Claude J, Cuong H S, et al (2019) Package
1583 “ape”: Analyses of Phylogenetics and Evolution. R Package Version 5.5. [https://CRAN.R-](https://CRAN.R-project.org/package=ape)
1584 [project.org/package=ape](https://CRAN.R-project.org/package=ape). Accessed: Dez 2020

1585 Pavoine S, Vallet J, Dufour AB, Gachet S, Daniel H (2009) On the challenge of treating
1586 various types of variables: application for improving the measurement of functional diversity.
1587 *Oikos* 118: 391-402. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2008.16668.x>

1588 Peck DV, Herlihy AT, Hill BH, Hughes RM, Kaufmann PR,
1589 Klemm DJ et al. (2006) Environmental Monitoring and Assessment
1590 Program-Surface Waters: Western Pilot Study Field Operations Manual for Wadeable Streams.
1591 Washington, DC, Environmental Protection Agency.

1592 Peel MC, Finlayson BL, McMahon TA (2007) Updated World Map Of The Köppen-
1593 Geiger Climate Classification. *Hydrol Earth Syst Sci* 11: 1633-1644.
1594 <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>

1595 Perry JC, Rowe L (2018) Sexual conflict in its ecological setting. *Phil Trans R Soc B*
1596 373: 20170418. <https://doi.org/10.1098/rstb.2017.0418>

1597 Petsch DK (2016) Causes And Consequences Of Biotic Homogenization In Freshwater
1598 Ecosystems. *Int Rev Hydrobiol* 101: 113-122. <https://doi.org/10.1002/iroh.201601850>

1599 Pinto A, Amaral P, Souza-Junior C, Veríssimo A, Salomão R, Gomes G, Balieiro C
1600 (2009) Diagnóstico Socioeconômico E Florestal Do Município De Paragominas. Relatório
1601 Técnico. Belém/Pa: Instituto Do Homem E Meio Ambiente Da Amazônia- Imazon. Imazon,
1602 Brazil.

1603 Podani J, Schmera D (2011) A new conceptual and methodological framework for
1604 exploring and explaining pattern in presence-absence data. *Oikos* 120: 1625-1638.
1605 <https://doi:10.1111/j.1600-0706.2011.19451.x>

1606 Qin Y, Xiao X, Dong J, Zhang Y, Wu X, Shimabukuro Y, Arai E, Biradar C, Wang J,
1607 Zou W, Liu F, Shi Z, Doughty R, Moore B (2019) Improved estimates of forest cover and loss
1608 in the Brazilian Amazon in 2000–2017. *Nature* 2: 764-772. [https://doi.org/10.1038/s41893-](https://doi.org/10.1038/s41893-019-0336-9)
1609 019-0336-9

1610 R Development Core Team (2020) R: a language and environment for statistical
1611 computing. R Foundation for Statistical Computing. Version 4.0.2. [https://CRAN.R-](https://CRAN.R-project.org/src/base-prerelease/)
1612 [project.org/src/base-prerelease/](https://CRAN.R-project.org/src/base-prerelease/)

1613 Ricotta C, Podani, J (2017). On some properties of the Bray-Curtis dissimilarity and
1614 their ecological meaning. *Ecol Complex* 31: 201-205.
1615 <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2017.07.003>

1616 Rowe L, Arnqvist G, Sih A, Krupa JJ (1994) Sexual conflict and the evolutionary
1617 ecology of mating patterns: water striders as a model system. *Trends Ecol Evol* 9: 289-293.
1618 [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(94\)90032-9](https://doi.org/10.1016/0169-5347(94)90032-9)

1619 Schmera D, Podani J, Legendre P (2020) What do beta diversity components reveal
1620 from presence-absence community data? Let us connect every indicator to an
1621 indicandum!. *Ecol Indic* 117: 106540. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106540>

1622 Shaw JG (1933) A Study Of The Genus *Brachymetra* (Hemiptera: Gerridae). *University*
1623 *of Kansas* 21: 221-233.

1624 Shi P, Zhang Y, Li Z, Li P, Xu G (2017) Influence of land use and land cover patterns
1625 on seasonal water quality at multi-spatial scales. *Catena* 151: 182-190.
1626 <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.12.017>

1627 Spyra A, Cieplok A, Kaszyca-Taszakowska N (2021) From Extremely Acidic to
1628 Alkaline–Diversity of Aquatic Invertebrates in Forest Mining Lakes Under the Pressure of
1629 Acidification. *Phys Rev* 47: 777-780. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.12.017Get>

1630 Toubiana W, Armisén D, Dechaud C, Arbore R, Khila A (2020) Impact of trait
1631 exaggeration on sex-biased gene expression and genome architecture in a water
1632 strider. *BioRxiv*. <https://doi.org/10.1101/2020.01.10.901322>

1633 Toubiana W, Khila A (2019) Fluctuating selection strength and intense male
1634 competition underlie variation and exaggeration of a water strider's male weapon. *Proc Royal*
1635 *Soc* 286: 20182400.

1636 Ulrich W, Kryszewski W, Sewerniak P, Puchalka R, Strona G, Gotelli NJ (2017) A
1637 comprehensive framework for the study of species co-occurrences, nestedness and turnover.
1638 *Oikos* 126: 1607-1616. <https://doi.org/10.1111/oik.04166>

1639 Vandewalle M, De Bello F, Berg MP, Bolger T, Doledec S, Dubs F, et al (2010)
1640 Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems
1641 and organisms. *Biodivers Conserv* 19: 2921-2947. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9798-9>

1642 Villéger S, Mason N W, Mouillot D (2008) New multidimensional functional diversity
1643 indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89: 2290-2301.
1644 <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>

1645 Violle C, Enquist BJ, McGill BJ, Jiang LIN, Albert C H, Hulshof C et al (2012) The
1646 return of the variance: intraspecific variability in community ecology. *Trends Ecol*
1647 *Evol* 27: 244-252. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.11.014>

Capítulo III

1648 **Padrões de diversidade beta de percevejos semiaquáticos (Hemiptera, Heteroptera,**
1649 **Gerromorpha) em áreas de planícies de inundação, na Amazônia Oriental**

1650 ALANA PATRICIA MEGUY GUTERRES^{1,2*}, ERLANE JOSÉ CUNHA^{1,3}, LEANDRO

1651 JUEN^{1,2,3}

1652 ¹Laboratório de Ecologia e Conservação, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade
1653 Federal do Pará, Belém, Pará, Brasil.

1654 ²Programa de Pós-graduação em Ecologia Aquática e Pesca, Universidade Federal do
1655 Pará, Belém, Pará, Brasil.

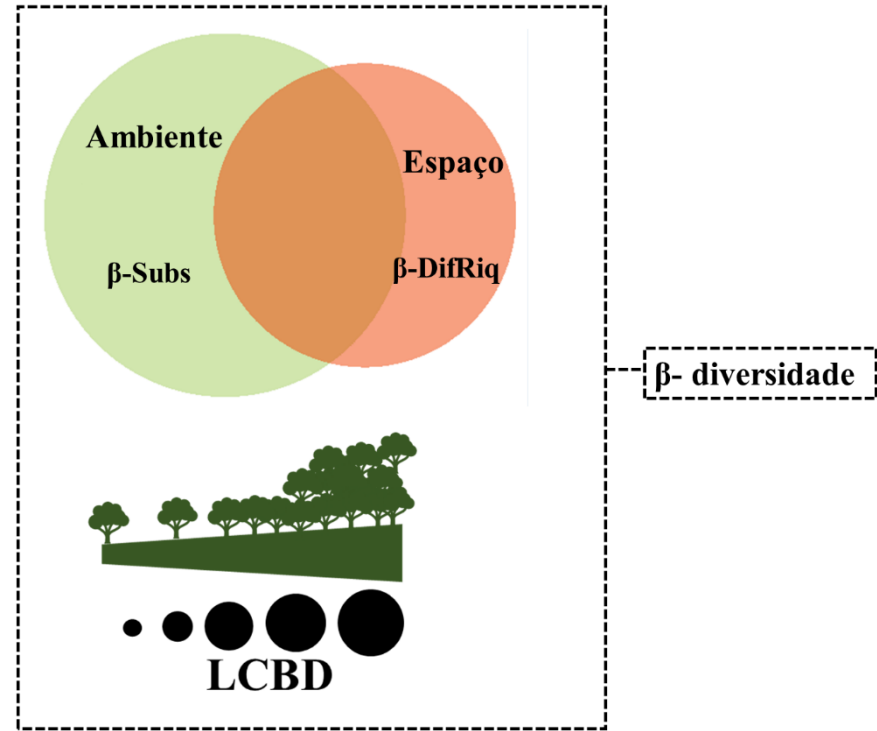
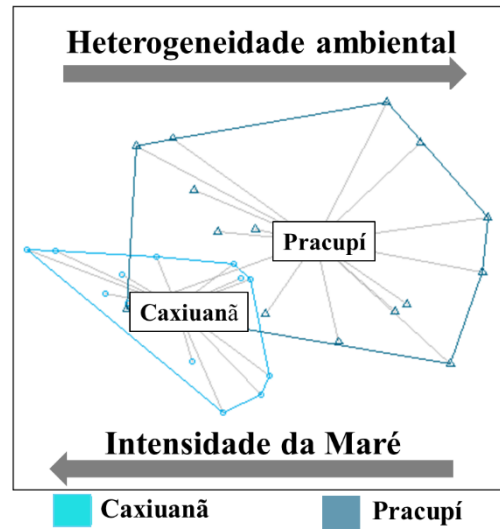
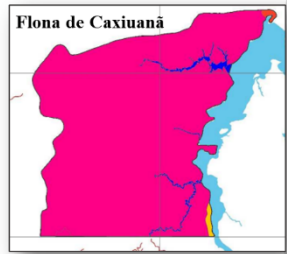
1656 ³Programa de Pós-graduação em Ecologia, Universidade Federal do Pará, Belém, Pará,
1657 Brasil.

1658 *Autor para correspondência: Alana Patricia M. Guterres, Avenida Perimetral, CEP
1659 66075-110, ICB, Belém, Pará, Brasil. Laboratório de Ecologia e Conservação. ²*E-mail*:
1660 alanapaticiaapmg@gmail.com

1661 **Resumo**

1662 O objetivo desse trabalho foi identificar os padrões de diversidade beta (β)
1663 taxonômica em planícies de inundação, na Floresta Nacional de Caxiuanã, em 29 riachos
1664 localizados bacias do rio Pracupí e Caxiuanã. Para isso, extraímos os componentes de
1665 dissimilaridade (substituição de espécies e diferença de riqueza/abundância- β_{Subs} e
1666 $\beta_{\text{DifRiq/DifAb}}$, respectivamente), a importância de cada riacho para a β regional (índice
1667 LCBD), considerando incidência e abundância e analisando os dados em cada bacia. Com
1668 isso, testamos as seguintes hipóteses: (i) A heterogeneidade ambiental é maior na bacia
1669 do rio Pracupí, do que Caxiuanã. (ii) O β_{Subs} é o principal componente da β e está
1670 principalmente associado ao ambiente. (iii) O LCBD também está mais relacionado ao
1671 ambiente do que a distância fluvial. Vimos que a bacia do rio Caxiuanã é mais homogênea
1672 do que o Pracupí. A diversidade β depende do variáveis ambientais e espaciais, estando
1673 essas relacionadas aos componentes β_{Subs} e β_{Diff} , respectivamente. Por outro lado, o
1674 LCBD foi estruturado principalmente pelo dossel, demonstrando a importância dessa
1675 variável para a assembleia de percevejos semiaquáticos. Esse padrão evidencia que a
1676 diversidade β da região depende tanto do espaço, quanto do ambiente, principalmente do
1677 dossel.

1678 Palavras chave: Insetos semiaquáticos, planícies de inundação, biodiversidade,
1679 conservação.



1682 **Introdução**

1683 Entender os fatores que moldam o padrão da biodiversidade é um tema central na
1684 Ecologia de comunidades. Nesse ínterim, os ecólogos buscam compreender as causas das
1685 mudanças das assembleias ao longo de gradientes ambientais, espaciais e temporais
1686 (Heino et al., 2013, 2015; Lindholm et al., 2021). Inicialmente, Whittaker (1960) nomeou
1687 a variação espacial na composição das espécies em uma dada assembleia como
1688 diversidade beta (β) ($\beta = \gamma/\alpha$, na qual diversidade γ representa a riqueza de espécies de uma
1689 região e a diversidade α o número de espécies em um local). A diversidade β pode ser
1690 dividida em dois componentes de dissimilaridade: substituição de espécies e diferença de
1691 riqueza (Podani & Schmera, 2011; Schmera et al., 2020). Considerando diferentes
1692 comunidades locais, retirando a sobreposição da similaridade, a substituição de espécies
1693 (*replacement*) é representada pelo conjunto de espécies diferentes entre essas
1694 comunidades em relação a menor comunidade ao longo de um gradiente ambiental,
1695 espacial ou temporal (Carvalho et al., 2011). Por outro lado, a diferença de riqueza refere-
1696 se as espécies excedentes da comunidade maior em relação a comunidade menor
1697 (Carvalho et al., 2011). Compreender a importância dos processos que definem os
1698 padrões da biodiversidade é essencial para entender como as comunidades são
1699 estruturadas (Vellend, 2010; Bitar et al., 2017).

1700 Embora alguns trabalhos tenham apresentado formas de separar e estimar esses
1701 dois processos (substituição e diferença de riqueza de espécies- β_{Subs} β_{DifRiq} ,
1702 respectivamente), para entender melhor a importância de ambos para beta diversidade
1703 total (β_T) (Harrison et al., 1992; Williams, 1996; Lennon et al., 2001; Koleff et al., 2003),
1704 não havia a separação clara entre os papéis relativos desses componentes para a

1705 composição da β (Carvalho et al., 2011). Nesse ínterim, Baselga (2010) propôs uma
1706 comparação entre pares de locais, separando frações de dissimilaridade em turnover e
1707 aninhamento (Baselga, 2010, 2012). Entretanto, esse método não contabiliza a diferença
1708 de riqueza entre os locais e superestima o turnover, devido a sobreposição com a
1709 similaridade entre os pares (Cardoso et al., 2014). Em contraposição, Podani & Schmera
1710 (2011) propuseram a decomposição da β em suas duas fontes, as diferenças de
1711 substituição e diferença de riqueza e, com isso, discriminar e quantificar com maior
1712 clareza a importância cada um desses processos (Carvalho et al., 2011; Cardoso et al.,
1713 2014).

1714 Da mesma forma, outros autores propuseram quantificar a importância de cada
1715 amostra (ou local) para a β , por meio dos índices de contribuições locais (LCBD)
1716 (Legendre & De Cáceres, 2013), bem como a decomposição desses em substituição de
1717 espécies e diferença de riqueza de espécies (Legendre, 2014). Outros trabalhos também
1718 utilizaram o LCBD correlacionando-o com as variáveis ambientais e com as distâncias
1719 espaciais, na tentativa de definir se este índice estaria associado à variação ambiental ou
1720 espacial (Li et al., 2020). Para estudos de conservação, por exemplo, quantificar o LCBD
1721 é importante para indicar locais com maior variação na biodiversidade e com condições
1722 ecológicas especiais, que devem ser priorizados (Legendre, 2014).

1723 Em geral, os ecossistemas aquáticos são amplamente utilizados em estudos que
1724 abordam a diversidade β (Heino et al., 2013; Tonkin et al., 2016; Heino & Grönroos, 2017
1725 Rosset et al., 2017; Petsch et al., 2020), devido a sua importância, organização espacial e
1726 variação ambiental singular, que depende da rede fluvial e da estrutura do hábitat físico
1727 (Heino, 2015; Tonkin, 2016, 2018). A estrutura organizacional dos ecossistemas

1728 aquáticos, que são distribuídos em redes fluviais hierárquicas interconectadas entre bacias
1729 hidrográficas, os diferenciam de outros sistemas e regula a dinâmica de metacomunidades
1730 (conjunto de comunidades locais, que estão espacialmente separadas, mas não estão
1731 completamente isoladas e são interdependentes, com espécies que interagem entre si -
1732 Leibold, 2004). Nesse âmbito, os modelos que buscam compreender os padrões
1733 metacomunitários no ambiente aquático sumarizam a dependência das espécies em
1734 relação a capacidade dispersiva, espaço e ambiente, devido a importância desses fatores
1735 três para a β (Heino et al., 2015; Tonkin, 2018).

1736 Segundo Heino et al., (2015) a taxa de dispersão das espécies, a extensão espacial
1737 (extensão territorial do estudo), escala espacial (tamanho da amostra e extensão territorial
1738 do estudo) e o ambiente são os principais fatores estruturadores das assembleias em
1739 ecossistemas aquáticos, sendo o ambiente o principal fator (Tonkin et al., 2017).
1740 Particularmente, em alguns rios amazônicos, como os do rio Caxiuanã e Anapú
1741 (localizados na região da Baía do Marajó), o ambiente lótico sofreu algumas alterações,
1742 devido ao processo chamado de “afogamento” dos vales, que forma enseadas no curso
1743 inferior dos rios, próximo da foz, formando planícies de inundação (Lisboa, 2009;
1744 Carvalho et al., 2018). Consequentemente, os riachos dessas áreas possuem as mesmas
1745 características, tendo menor velocidade da água, maior largura, grande quantidade áreas
1746 alagadas e biodiversidade característica (Carvalho et al., 2018). Do mesmo modo, através
1747 da utilização de matrizes espaciais, é possível utilizar a estrutura fluvial nas análises de
1748 diversidade e, com isso, considerar os mecanismos de dispersão das espécies através da
1749 estrutura fluvial (Tonkin et al., 2017). Desse modo, utilizar tanto os gradientes
1750 ambientais, quanto espaciais é importante para estudar os padrões de biodiversidade.

1751 Dentre os organismos que compõem a biodiversidade aquática, os percevejos
1752 semiaquáticos destacam-se, pois possuem características morfológicas e fisiológicas
1753 intrinsecamente relacionadas a componentes específicos do hábitat (Andersen, 1982;
1754 Moreira et al., 2018). Eles são insetos predadores, essenciais para a manutenção do
1755 equilíbrio do ambiente aquático (Merritt & Cummins, 1984); exploram uma parte única
1756 desse ambiente, que é a superfície da água (Andersen, 1982) e possuem variada taxa de
1757 dispersão (Andersen & Weir, 2004). Essa variada capacidade de dispersão encontrada no
1758 grupo também ocorre devido ao polimorfismo alar (variedade de morfos alares dentro da
1759 mesma espécie), sendo os indivíduos ápteros mais dependentes do fluxo para dispersão e
1760 os alados com dispersão mais livre (May, 2019; Cunha et al., 2020). Tais características
1761 permitem que esse grupo seja ideal para trabalhos que avaliem a β .

1762 Portanto, considerando as características ambientais da região, a estrutura da rede
1763 fluvial e a importância e diversidade de percevejos semiaquáticos, o objetivo desse estudo
1764 foi identificar os padrões de diversidade beta taxonômica na Floresta Nacional (Flona) de
1765 Caxiuanã, nas bacias dos rios Caxiuanã e Pracupí. Para isso, decompomos a beta
1766 diversidade total (βT), segundo Podani & Schmera (2011) e extraímos a importância dos
1767 riachos (LCDB) para a composição da βT . Também buscamos comparar os padrões da β
1768 entre os dados de incidência e abundância, uma vez que esses resultados podem ser
1769 complementares e evidenciar padrões que poderiam não ser detectados somente com
1770 dados de incidência (Podani et al., 2013; Legendre, 2014). Da mesma forma, ao
1771 quantificar as frações da β da região e as diferenças ambientais entre as bacias,
1772 consideramos a diversidade geral (sem categorizar os riachos em bacias) e em cada uma
1773 das bacias (considerando Caxiuanã e Pracupí como categorias diferentes). Com isso,
1774 testamos as seguintes hipóteses:

- 1775 (i) A Bacia do rio Pracupí apresenta maior heterogeneidade ambiental,
1776 uma vez que esse sofre a influência direta apenas o rio Alto do
1777 Anapú, porém a bacia do rio Caxiuanã, que está localizada próximo
1778 a maior baía da região (Baía de Caxiuanã) e também sofre
1779 influência do Alto Anapú, está mais suscetível a influência da
1780 inundação cíclica (maré), que é o principal promotor da
1781 homogeneização dos substratos locais (Thomaz et al., 2007;
1782 Bozelli et al., 2015).
- 1783 (ii) A substituição de espécies será o principal componente da βT ,
1784 devido a busca constante das espécies por habitats adequados para
1785 alimentação, reprodução e oviposição. Desse modo, o ambiente
1786 também terá mais importância do que as variáveis espaciais, tanto
1787 para βT , quanto para o componente substituição de espécies. Em
1788 contrapartida, as diferenças de riqueza/abundância estarão
1789 relacionadas às variáveis espaciais, uma vez que em riachos
1790 próximos os indivíduos tendem a dispersar com mais facilidade,
1791 homogeneizando as variações de riqueza e abundância de espécies.
- 1792 (iii) O LCBD será estruturado principalmente pelo ambiente, uma vez
1793 que o processo de afogamento das margens e o potencial dispersivo
1794 das espécies de percevejos semiaquáticos diminui a importância
1795 das distâncias fluviais, para a composição da βT nesses riachos.
1796

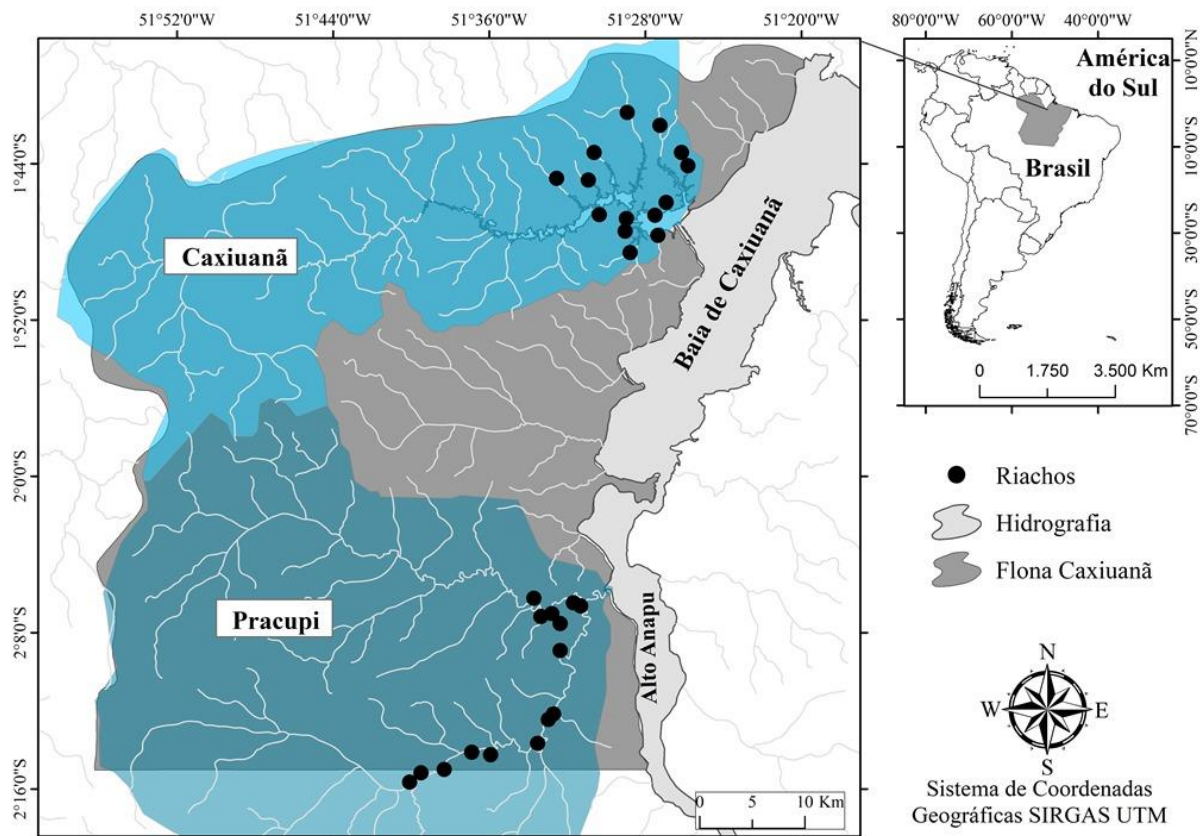
1797 **Método**

1798 *Área de estudo*

1799 O estudo foi realizado em riachos da bacia hidrográfica dos rios Caxiuanã e
1800 Pracupí, localizados na Flona de Caxiuanã e entorno, nos municípios de Portel e Melgaço
1801 (Fig.1). Ambos desaguam na Baía de Caxiuanã, sendo que o Pracupí sofre influência
1802 direta do rio Alto Anapú e o rio Caxiuanã é influenciado tanto pelo rio Alto Anapú quanto
1803 pela Baía de Caxiuanã. A Flona de Caxiuanã é uma área de Proteção Federal, que possui
1804 uma área de 322.400,00 hectares (Governo Federal brasileiro), composta 85% de floresta
1805 preservada, do tipo Ombrófila densa de Terra Firme (Almeida et al., 1993). O clima local
1806 e classificado como tropical úmido ``Am`` (Koopen, Peel et al., 2007), com período de
1807 maior precipitação entre os meses de janeiro a junho (Lisboa, 2009).

1808 A Hidrologia da Flona de Caxiuanã foi formada pelo “afogamento” dos vales do
1809 Rio Anapú, no período do Holoceno (Behling & Costa, 2000). Com isso, o rio perdeu
1810 parte da sua condição lótica e apresenta pouca variação no nível da água durante o ano.
1811 Essas alterações também causaram o represamento de outros tributários, como os rios
1812 Caxiuanã e Pracupí, que, devido a mescla de condições lólicas e lânticas, apresentam uma
1813 maior deposição de sedimentos, criando uma barragem natural, gerando ambientes quase
1814 lacustres (Behling & Costa, 2000).

1815 Em 2016 o Estado brasileiro concedeu a liberação para a exploração madeireira
1816 de baixo impacto (extração de madeira com base sustentável) na Flona de Caxiuanã,
1817 através da concorrência nº001/2015, contratos nº002/2016 e nº003/2016 (Serviço
1818 Florestal Brasileiro- Ministério da Agricultura). Segundo os planos de manejo da área a
1819 extração ocorrerá em 3 áreas (UFMI, II e III), com ciclo de corte de 30 anos.



1820 **Fig.1** Localização dos 29 riachos amostrados na Bacia do rio Caxiuanã e Pracupí, na
 1821 Floresta Nacional de Caxiuanã, estado do Pará, Brasil.

1822 *Delineamento amostral e amostragem biológica*

1823 As coletas foram realizadas em 29 riachos, nos períodos de outubro a novembro,
 1824 nos anos de 2012 e 2017. Delimitamos um trecho fixo de 150 metros em cada riacho, para
 1825 amostragem biológica e para aferição das variáveis ambientais. Esse trecho é dividido em
 1826 10 segmentos de 15 metros cada, onde cada transecção será demarcada e nomeada das
 1827 letras “A” (sempre a jusante) a “K” (sempre a montante- ponto mais alto, próximo a
 1828 nascente) (adaptado de Peck et al., 2006). As variáveis ambientais são aferidas apenas nas
 1829 extremidades e no meio dos riachos (A, F e K) e para cada riacho (amostra) é conferido
 1830 o valor médio de cada variável.

1831 A coleta biológica seguiu o estabelecido por Cunha & Juen (2017), segundo os
1832 quais em cada segmento (de 15m) realizamos a coleta biológica ativa na superfície da
1833 água, utilizando um coador de 18 centímetros de diâmetro e malha de 1 mm durante cerca
1834 de uma hora (1h). Os percevejos semiaquáticos coletados foram triados em campo e
1835 identificados em laboratório por meio de chaves dicotômicas até nível de espécie
1836 (Moreira et al., 2011; Moreira & Barbosa, 2014; Nieser, 1994). O material testemunho
1837 foi tombado e depositado na coleção Científica do Museu de Zoologia da Universidade
1838 Federal do Pará.

1839

1840 *Caracterização estrutura física do hábitat e seleção das variáveis ambientais*

1841

1842 Mensuramos 50 variáveis ambientais relacionadas a morfologia do canal,
1843 quantidade de vegetação ripária, sinuosidade, tipo de substrato e quantidade de abrigo. O
1844 cálculo das métricas está descrito em Kaufmann et al., (1999). Em trabalhos anteriores
1845 essas mesmas variáveis ambientais se mostraram importantes para a distribuição das
1846 espécies nas assembleias de Gerromorpha (Cunha et al., 2015; Juen et al., 2016; Guterres
1847 et al., 2020).

1848 Previamente às análises estatísticas, selecionamos as variáveis ambientais
1849 mensuradas, utilizando uma análise de correlação de Pearson, para retirar as variáveis
1850 correlacionadas, considerando um corte de 70%. Em seguida, após a etapa da correlação,
1851 as variáveis ambientais restantes foram selecionadas pelo método *forward selection*
1852 (função *forward.sel.par* – Blanchet et al., 2008) a partir da matriz de abundância de
1853 percevejos semiaquáticos transformada em log. Ao final, as variáveis utilizadas nas
1854 análises foram: Largura, profundidade e dossel (ver material suplementar- apêndice 3).

1855 *Variáveis espaciais*

1856 Calculamos as distâncias fluviais por meio do pacote *riverdist* (Tyers, 2017) e
1857 com base na matriz de distância gerada, calculamos a distância de cada riacho até o ponto
1858 em que cada bacia (Caxiuanã e Pracupí) desagua na baía de Caxiuanã e Alto Rio Anapu,
1859 que chamamos de Foz. Em seguida, com base na conectividade fluvial dos riachos,
1860 geramos os AEMs (*Assimetric eigenvector maps*- Blanchet et al., 2008). Para gerar os
1861 AEMs utilizamos a função *aem* (package *adespatial*- Dray et al., 2018), onde os
1862 autovetores foram gerados a partir de uma matriz de ligação entre os locais (matriz
1863 binária) baseada na matriz de distância fluvial calculada. Como preditores espaciais,
1864 utilizamos somente os vetores gerados que foram significativos e positivos (Peres-Neto
1865 et al., 2006). Em seguida, por meio do método *forward selection*, selecionamos os AEMs
1866 com base no log da matriz de abundância dos percebejos semiaquáticos (AEM2 e AEM5).
1867 Ao final, utilizamos como matriz de variáveis espaciais os AEMs gerados e a distância
1868 de cada riacho pra foz do rio Anapú (Foz), para analisar a importância do espaço na
1869 distribuição das espécies nos riachos amostrados.

1870 *Decomposição da β diversidade*

1871 Calculamos a β utilizando a matriz de incidência e abundância, pois assim teremos
1872 informações complementares. Analisamos a diversidade geral considerando as duas
1873 bacias (bacia do rio Caxiuanã e Pracupí) e também separadamente por bacia. Em ambas
1874 as bacias os riachos (amostra / ponto amostral) estão localizados nas linhas e as espécies
1875 nas colunas. Desse modo, calculamos uma matriz de dissimilaridade D, que corresponde
1876 a diversidade beta total da região, e essa matriz foi decomposta em duas matrizes
1877 complementares, substituição (*replacement*- β_{Subs}) e a diferença de riqueza/ abundância

1878 (*richness difference*- β_{DifRiq} e *abundance difference* - β_{DifAb} , para dados de incidência e
1879 abundância, respectivamente) (Podani & Schmera, 2011), por meio da função
1880 *beta.div.comp* pacote *adespatial* (Dray et al., 2018). O restante da variação total foi
1881 representado por S (Similaridade), onde $S = 1 - D$.

1882 *Análises estatísticas*

1883 Para calcular a diferença de heterogeneidade ambiental entre as bacias de
1884 Caxiuanã e Pracupí (hipótese i), calculamos a heterogeneidade ambiental dos riachos por
1885 meio de uma análise de dispersão multivariada (PERMDISP), com base em uma matriz
1886 de distância Euclidiana, com as variáveis ambientais padronizadas. O PERMDISP calcula
1887 a distância média dos riachos ao centroide do seu grupo, que aqui são as diferentes bacias
1888 (Anderson et al., 2006). O grupo com maior heterogeneidade ambiental terá as maiores
1889 distâncias médias para o centróide do seu grupo. A análise foi feita através da função
1890 *betadisper* package *vegan*, (Anderson, 2006; Oksanen et al., 2016), com 999
1891 permutações. Em seguida, testamos a diferença de heterogeneidade ambiental entre os
1892 grupos utilizando a função *permutest* (Legendre et al., 2011), do pacote *vegan*, que
1893 implementa um teste baseado em permutação de homogeneidade multivariada de
1894 dispersões de grupo (variâncias).

1895 Após realizar a decomposição da βT , utilizamos um simplex-plot (plot ternário),
1896 para verificar graficamente a importância relativa dos componentes da βT (β_{Subs} e β_{DifRiq}
1897 / β_{DifAb}) e da similaridade, calculada a partir da matriz de dissimilaridade (D) (Podani et
1898 al., 2013). Cada lado do triângulo representa um dos três componentes: $S = (1 - D)$
1899 (similaridade), Subs (substituição), DifRiq e DifAb (diferença de riqueza e diferença de
1900 abundância). Fizemos os gráficos considerando os dados de diversidade geral e os dados

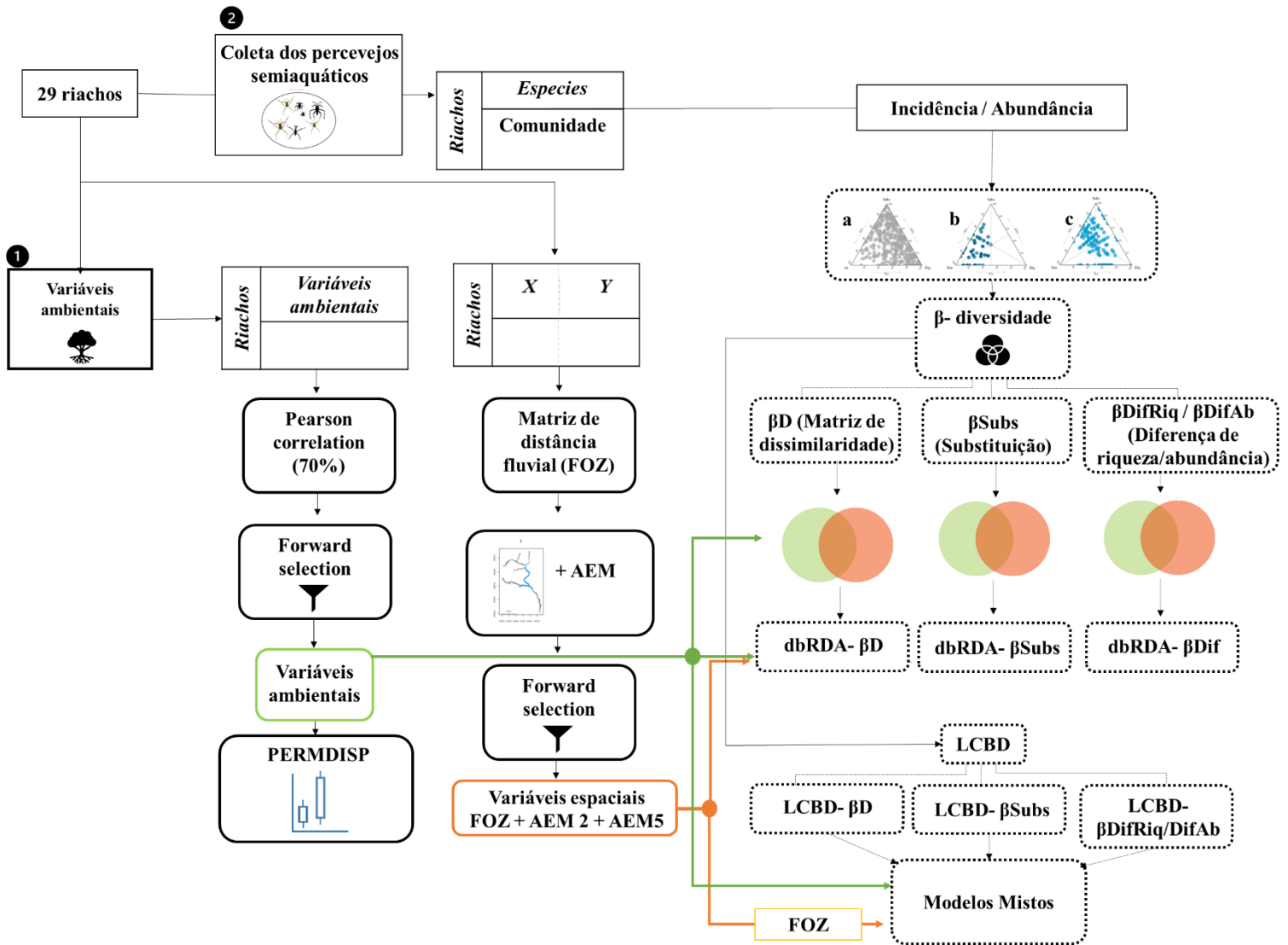
1901 em cada uma das bacias (Caxiuanã e Pracupí). Os gráficos foram construídos por meio
1902 da função *ggtern*, do pacote *ggtern* (Hamilton, 2020).

1903 Para verificar a importância das variáveis ambientais (selecionadas pela *forward*
1904 *selection*), espaciais (Foz e AEM) e a explicação compartilhada entre eles, para a β_T e
1905 seus componentes (β_{Subs} e $\beta_{\text{DifRiq}} / \beta_{\text{DifAb}}$) (hipótese ii), utilizamos uma partição de
1906 variância (função *varpart*, pacote *vegan*). Também apresentamos os valores de R^2
1907 ajustado para cada uma das frações. Em seguida, para testar as frações puras do ambiente
1908 e do espaço com β_T , β_{Subs} e $\beta_{\text{DifRiq}} / \beta_{\text{DifAb}}$ usamos uma análise de redundância baseada
1909 em distância (dbRDA- Legendre & Anderson, 1999), por meio da função *capscale*
1910 (pacote *vegan*) seguida de um teste de MonteCarlo com 9.999 aleatorizações. A dbRDA
1911 é um método multivariado que permite analisar variáveis que podem não apresentar
1912 relações lineares (Legendre & Anderson, 1999).

1913 Por fim, para verificar a importância do ambiente e da Foz para a contribuição de
1914 cada riacho para a β_T e para seus componentes (hipótese iii), calculamos o índice LCBD
1915 (Local contribution beta diversity- Legendre, 2014). O LCBD foi calculado com a função
1916 *LCBD.comp*. Quanto maior o valor do LCBD, maior a contribuição desse riacho β_T , bem
1917 como para seus componentes. Posteriormente, usamos um modelo de efeitos mistos, com
1918 função *glmer*, do pacote *lme4* (Bates et al., 2012), para avaliar o efeito das variáveis
1919 ambientais e da distância fluvial no LCBD (LCBD_T , $\text{LCBD}_{\text{Subs}}$ e $\text{LCBD}_{\text{DifRiq}} /$
1920 $\text{LCBD}_{\text{DifAb}}$). Para isso, consideramos as variáveis ambientais e a Foz como efeitos fixos e
1921 as bacias coleta como efeito aleatório. Nesse caso, utilizamos a família de distribuição
1922 *Gamma*, pois lida com valores numéricos, positivos, contínuos e assimétricos (Thom,
1923 1958) e *Gaussiana invertida*, quando houve algum valor negativo. Para testar essa

1924 hipótese não consideramos os dados categorizados em bacias e usamos apenas a Foz
1925 como variável espacial, pois o nosso intuito foi verificar o efeito do ambiente e das
1926 distâncias fluviais sobre a diversidade total.

1927 Todas as análises foram feitas no programa R (R Development Core Team 2020),
1928 considerando cada riacho como uma única amostra (Fig. 2), utilizando as matrizes de
1929 dados de incidência e abundância e um valor de significância de 0,05 para todos os testes
1930 estatísticos.

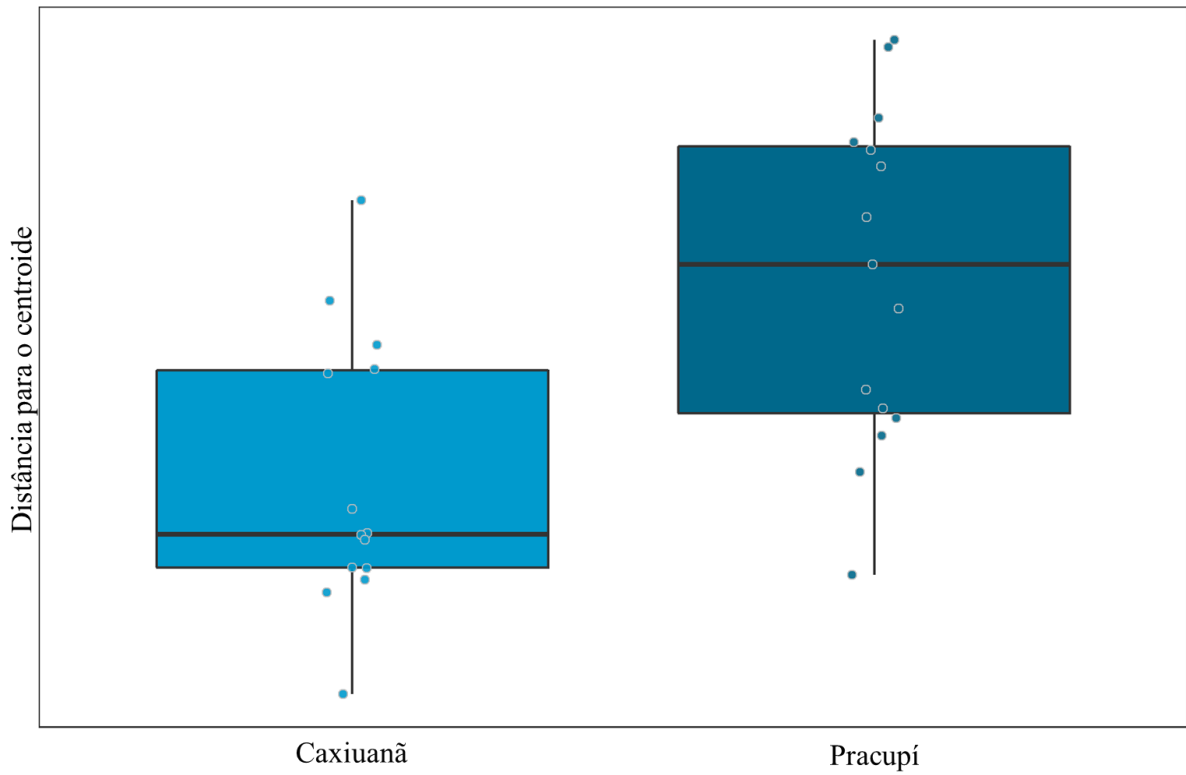


1931 **Fig. 2** Diagrama explicativo das análises estatísticas realizadas nesse estudo, feitas para
 1932 dados de incidência e abundância. Os itens 1 e 2 representam as tabelas de dados brutos
 1933 das variáveis ambientais e da assembleia de percevejos semiaquáticos, respectivamente.
 1934 As tabelas representam a estrutura dos dados para cada uma das análises. Os quadros
 1935 pontilhados representam análises que estão relacionadas a estrutura beta da assembleia e
 1936 os demais quadros representam as demais análises estatísticas realizadas. Caixas em verde
 1937 e laranja representam as variáveis ambientais e espaciais, respectivamente. Nas
 1938 representações do diagrama de Venn as semiesferas cinzas e brancas representam
 1939 ambiente e espaço, respectivamente. As análises que envolvem o índice LCBD foram
 1940 feitas desconsiderando a categorização em bacias.

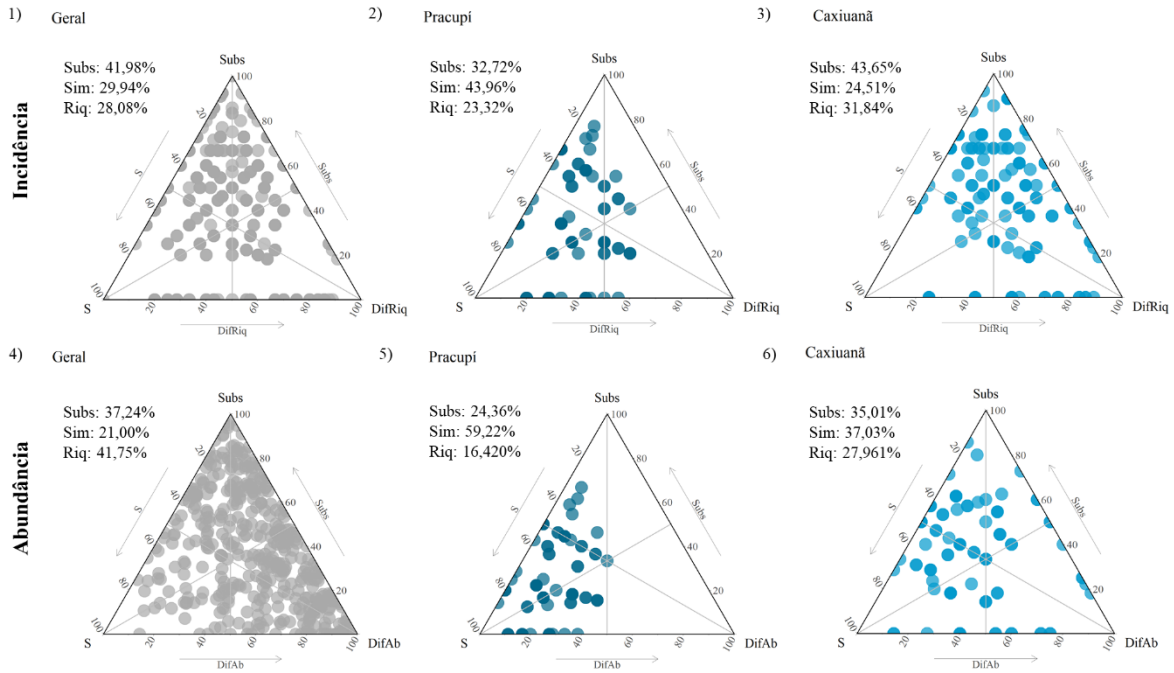
1941 **Resultados**

1942 Nos 29 riachos nós coletamos 1273 indivíduos, distribuídos entre 29 espécies, 14
1943 gêneros e 3 famílias. A espécie mais abundante foi *Telmatometra fusca*, com 240
1944 indivíduos; *Rhagovelia humboldti*, *Negerris sp.* e *Neogerris visendus* foram as espécies
1945 menos abundantes, representadas por 1 indivíduo cada (ver material suplementar-
1946 apêndice 3).

1947 O PERMDISP mostrou que a bacia do Pracupí possui heterogeneidade ambiental
1948 significativamente maior que a do rio Caxiuanã ($F_{(1,27)}=12,594$; $p=0.004$) (Fig. 3),
1949 corroborando a nossa hipótese i. Entretanto, houve maior β_T associada a bacia do rio
1950 Caxiuanã (Tabela 1). A β_T é predominantemente composta por β_{Subs} , exceto para a
1951 diversidade geral, quando usamos os dados de abundância (Tabela 1). No entanto, embora
1952 β_{Subs} seja o principal componente da β_T , a β_{Dif} mostrou-se um componente importante,
1953 principalmente para quando usamos a abundância (β_{AbDif}), ficando evidente um equilíbrio
1954 entre substituição de espécies e diferença de riqueza/abundância para a diversidade geral
1955 (Fig. 4- 4). Ao analisarmos a diversidade β em cada uma das bacias, vimos que o valor
1956 da diversidade β_T é maior quando consideramos a abundância, exceto para a bacia do rio
1957 Caxiuanã (Tabela 1, Fig. 4- 6).



1958 **Fig. 3:** Boxplot representativo da heterogeneidade ambiental das bacias de Caxiuana e
1959 Pracupí, dos dados coletados na Floresta Nacional de Caxiuana, estado do Pará, Brasil.



1960

1961 **Fig. 4:** Plot ternário das relações entre os 406 (diversidade geral-1), 78 (Pracupí-2) e 98
 1962 (Caxiuanã-3) pares amostrais, dos 29 riachos amostrados na Floresta Nacional de
 1963 Caxiuanã, estado do Pará, Brasil. Cada ponto representa um par de unidades amostrais, a
 1964 posição desses é determinada pelo valor das matrizes: $S = (1 - D)$ (similaridade), Subs
 1965 (substituição), $\beta_{DifRiq} / \beta_{DifAb}$ (riqueza e diferença de abundância). As retas transversais
 1966 dentro dos triângulos se encontram no ponto onde o valor de x, y e z são iguais a zero.

1967

1968 **Tabela 1:** Valor da Beta diversidade total (β_T) e contribuições de seus componentes (β_{Subs}
 1969 e $\beta_{DifRiq} / \beta_{DifAb}$) para as matrizes de incidência e abundância, baseados na diversidade
 1970 geral e para cada uma das bacias (Caxiuanã e Pracupí), da Floresta de Caxiuanã, estado
 1971 do Pará, Brasil.

<u>Nível</u>	<u>Dados</u>	<u>β_T</u>	<u>β_{Subs}</u>	<u>$\beta_{DifRiq} / \beta_{DifAb}$</u>
Geral	Abundância	0,395	0,185	0,209
	Incidência	0,349	0,210	0,139
Caxiuanã	Abundância	0,315	0,174	0,140
	Incidência	0,376	0,217	0,158
Pracupí	Abundância	0,279	0,164	0,117
	Incidência	0,204	0,122	0,081

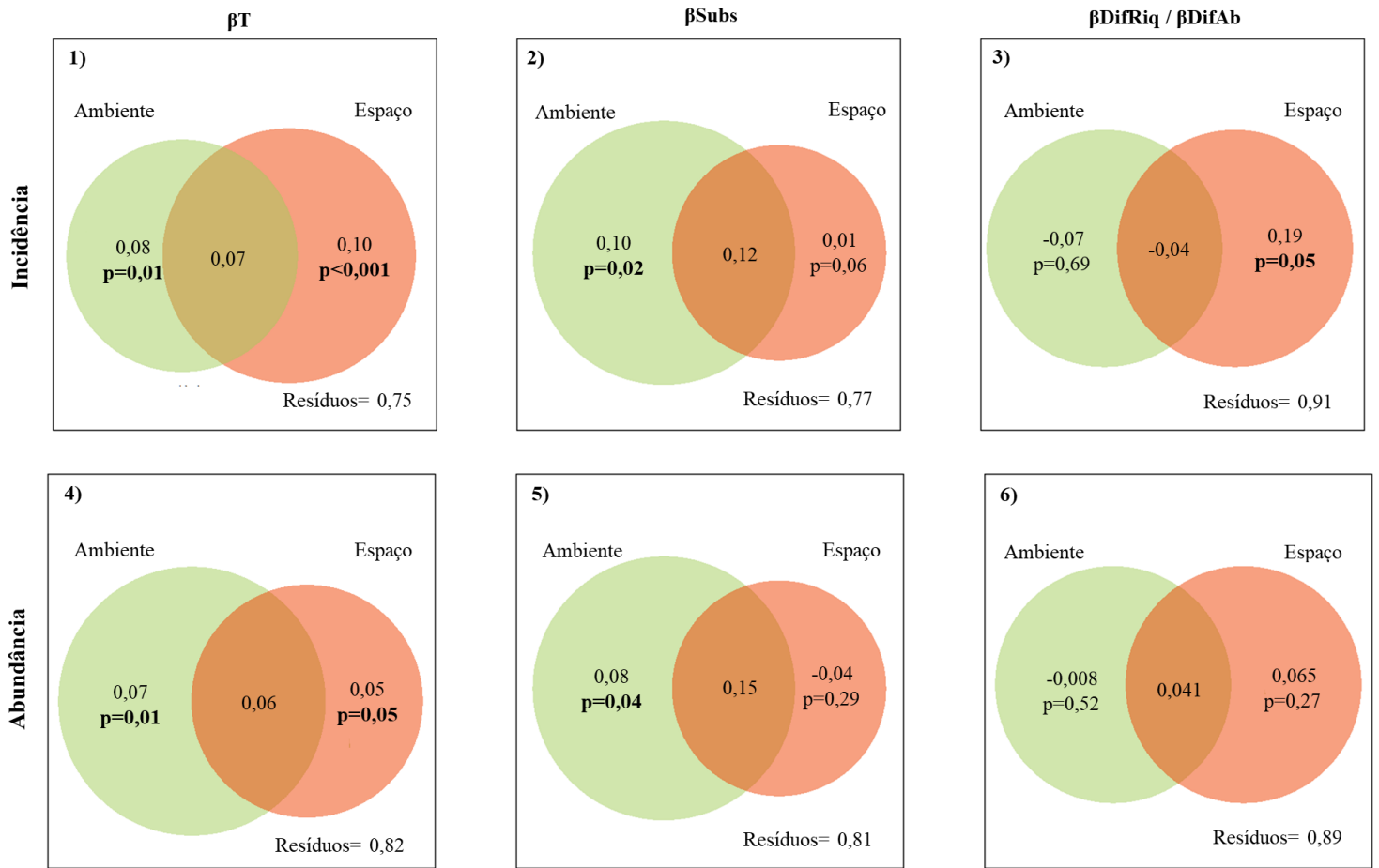
1972

1973

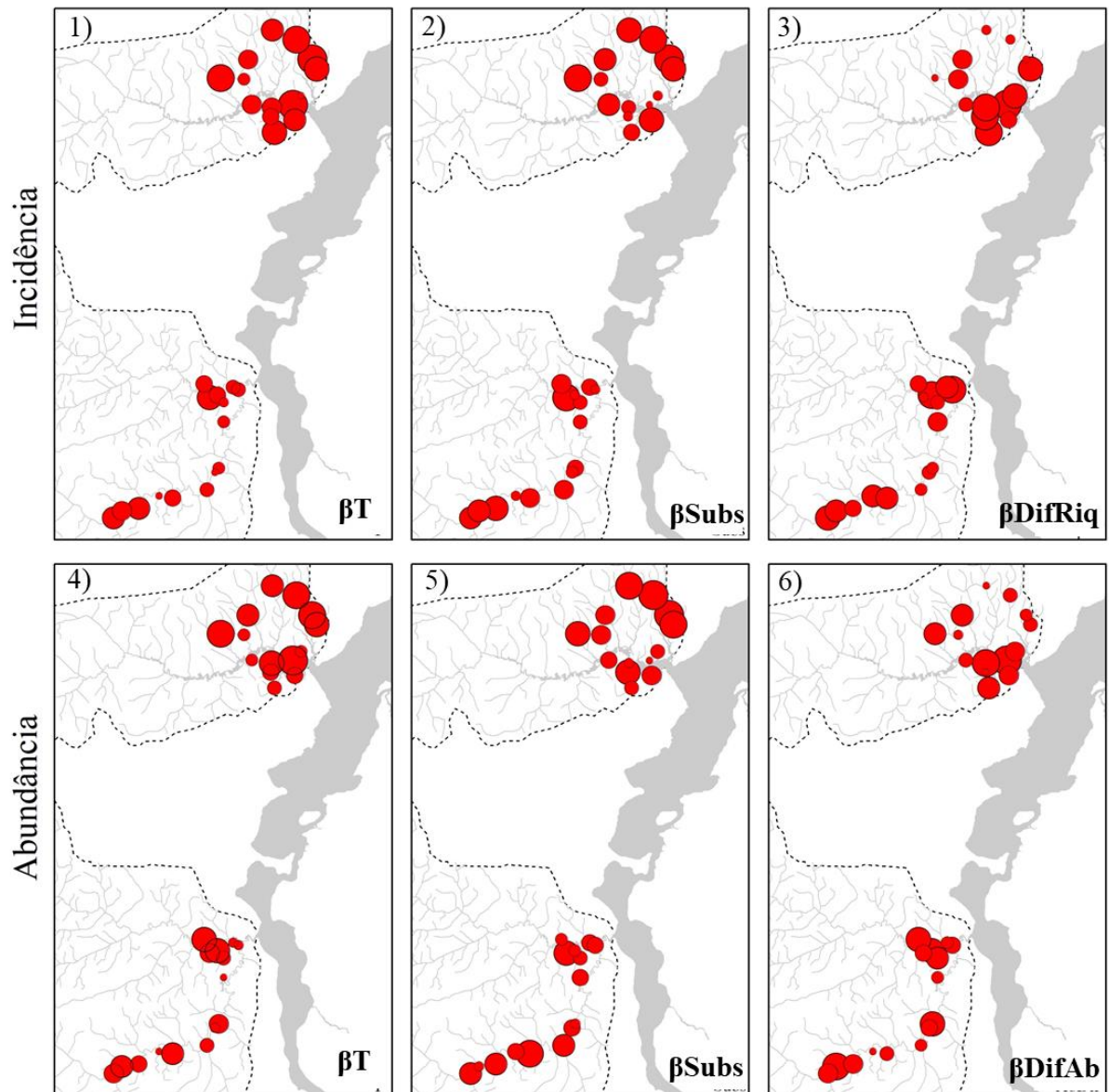
1974 A dbRDA mostrou que β_T é influenciada tanto pelas frações puras tanto do
1975 ambiente quanto pelo espaço, independente da matriz de dados utilizada. Por outro lado,
1976 para β_{Subs} para dados de incidência (Fig. 5- 2) e abundância, mostraram que a substituição
1977 é influenciada somente pelo ambiente puro. Por fim β_{DifRiq} (incidência) foi influenciada
1978 somente pelo espaço puro (Fig. 5- 3), já para a β_{DifAb} (abundância) não houve relação
1979 significativa com as variáveis (ver material suplementar- apêndice 3). Esse padrão
1980 corrobora parcialmente nossa hipótese ii.

1981 Os modelos de efeitos mistos mostraram que o $LCBD_T$ e o $LCBD_{Subs}$ (para dados
1982 de abundância) são influenciados pelas variáveis ambientais, sendo o Dossel foi a variável
1983 mais importante para $LCBD_T$ (Tabela 2), corroborando nossa hipótese iii. Por outro lado,
1984 embora o $LCBD_{DifRiq}$ não tenha sido influenciado significativamente pelo conjunto das
1985 variáveis ambientais, o dossel sozinho teve um efeito significativo para $LCBD_{DifAb}$
1986 (Tabela 2). Os gráficos dos resíduos dos modelos estão disponíveis no material
1987 suplementar (apêndice 3).

1988



1989 **Fig. 5:** Análise de partição de variância para diversidade beta total (β_T) e seus
1990 componentes (β_{Subs} , $\beta_{DifRiq} / \beta_{DifAb}$) e a importância das variáveis ambientais e espaciais, para
1991 os dados de incidência e abundância, para os dados coletados na Floresta Nacional de
1992 Caxiuanã, estado do Pará. Os valores apresentados referem-se ao R^2 ajustado da dbRDA
1993 e os valores em negrito indicam a fração significativa.



1994 **Fig. 6:** Mapas representativos do LCB β T (1 e 4) e seus componentes de substituição
 1995 de espécies (2 e 5- β_{Subs}) e diferença de riqueza/abundância (3 e 6- β_{DifRiq} / $DifAb$), para os
 1996 dados de incidência e abundância, para dados coletados na Floresta Nacional de
 1997 Caxiuanã, estado do Pará.

1998 **Tabela 2:** Resultado dos modelos de efeitos mistos para os componentes do LCBD, para dados de incidência e abundância. As variáveis ambientais
1999 (Ambiente) e a distância fluvial (Foz) foram usadas como efeitos fixos e as bacias como efeito aleatório. IC: Intervalo de confiança.

<i>Matriz</i>	<i>Preditores</i>	<i>Estimativas</i>	<i>p</i>	<i>Estimativas</i>	<i>p</i>	<i>Estimativas</i>	<i>p</i>
<u>Incidência</u>	(AICc)	-182,534		-127,854		-139,066	
	(Intercept)	0,03	<0,001	33,17	<0,001	0,03	<0,001
	<u>Foz</u>	0,98	0,602	0,97	0,754	0,90	0,293
	<u>Ambiente</u>	-	0,017	-	0,025	-	0,259
	Largura	1,02	0,747	7,79	0,319	1,19	0,171
	Profundidade	0,96	0,269	6,51	0,121	0,99	0,906
	Dossel	1,12	0,010	-4,34	0,152	1,09	0,32
<u>Abundância</u>	(AICc)	-193,381		-118,145		-134,498	
	(Intercept)	29,16	<0,001	30,59	<0,001	0,03	<0,001
	Foz	0,50	0,657	-0,39	0,907	0,94	0,597
	<u>Ambiente</u>	-	0,179		0,160	-	0,560
	Largura	0,97	0,466	1,42	0,759	0,94	0,639
	Profundidade	1,01	0,773	6,12	0,231	1,11	0,385
	Dossel	1,09	0,016	-0,89	0,825	1,25	0,046

2000

2001 **Discussão**

2002 Nesse trabalho examinamos os padrões de diversidade β da Flona de Caxiuanã,
2003 separando os seus respectivos componentes, substituição de espécies (β_{Subs}) e diferença de
2004 riqueza/abundância (β_{DifRiq} e β_{DifAb}), bem como extraindo a contribuição dos riachos (LCBD)
2005 para a composição da beta diversidade total (β_T). Vimos que a bacia do rio Pracupí possui
2006 maior heterogeneidade ambiental do que o rio Caxiuanã, corroborando a nossa primeira
2007 hipótese. Por outro lado, a β_T é influenciada tanto pelo ambiente, quanto pelo espaço,
2008 independente da matriz de dados utilizada, sendo que para dados de incidência a importância
2009 do espaço é maior. O componente da substituição de espécies (β_{Subs}) é o principal componente
2010 da diversidade β , exceto para dados de abundância (diversidade geral) e é influenciado
2011 principalmente pelo ambiente, para as duas matrizes de dados utilizada (incidência e
2012 abundância). Por outro lado, a diferença de riqueza é influenciada pelo espaço, somente quando
2013 consideramos os dados de incidência. Esse padrão corrobora parcialmente a nossa segunda
2014 hipótese. Por fim, o LCBD_T , e seus componentes ($\text{LCBD}_{\text{Subs}}$ e $\text{LCBD}_{\text{DifRiq} / \text{DifAb}}$) foram
2015 estruturados principalmente pelo ambiente, em especial pelo dossel, para os dados de incidência
2016 e abundância, com isso, corroborando a nossa terceira hipótese.

2017 Em sistemas de planícies de inundação, segundo Bozelli et al., (2015), o período de
2018 inundação tende a homogeneizar a biodiversidade e o ambiente, devido a maior conectividade
2019 entre os riachos. Por esse motivo, bacia do rio Caxiuanã, que sofre influência da maré do rio
2020 Alto Anapú e da Baía de Caxiuanã, possui uma menor heterogeneidade ambiental. Resultados
2021 semelhantes foram descritos por Benone et al., (2018), que registraram menor heterogeneidade
2022 ambiental no período de cheia na região da Flona de Caxiuanã. Aqui, embora tenhamos
2023 amostrado somente durante o período de seca anual (período de menor pluviosidade, que ocorre

2024 entre os meses de julho a dezembro), em ambas as bacias do estudo (Pracupí e Caxiuanã),
2025 devido ao processo de afogamento dos vales, há baixa variação no nível da água e os tributários
2026 permanecem com extensas áreas alagadas, que variam diariamente de acordo com o efeito da
2027 maré.

2028 Em relação a utilização de dados de abundância e incidência, ainda que alguns autores
2029 tenham mostrado que pode não fazer diferença em alguns casos (Wilson et al., 2012), aqui
2030 verificamos um aumento no valor da β quando utilizamos a abundância, exceto para Caxiuanã
2031 (tabela 1). Isso indica que na bacia de Caxiuanã a ocorrência das espécies é mais importante
2032 para definir o padrão da β do que a abundância (nº de indivíduos por espécie), indicando que
2033 nesses riachos há uma baixa variação na abundância, nos quais as espécies possuem uma
2034 abundância semelhante. Da mesma forma, apesar da substituição ser o principal componente
2035 da β_T (incidência), há um aumento da importância da diferença de riqueza quando
2036 consideramos a abundância no cálculo da β , para diversidade geral (Fig. 5- 1,4). Esse padrão
2037 indica que os dois componentes interagem para determinar o padrão da β da região. Tal como
2038 relatado no trabalho de Podani et al., (2013) e Heino & Gronos (2017), nos quais a consideração
2039 da abundância alterou o padrão da β na comunidade de insetos aquáticos.

2040 Diferente do que esperávamos, não houve maior importância do ambiente para a β_T ,
2041 especialmente para os dados de incidência, de modo que, no geral, cada componente da β_T
2042 (β_{Subs} e $\beta_{DifRiq} / \beta_{DifAb}$) está relacionado ao ambiente ou ao espaço. Em específico, o componente
2043 da diferença de riqueza (β_{DifRiq}) foi influenciado principalmente pelas variáveis espaciais (Fig.5
2044 -3), indicando que a proximidade entre os pontos também interfere no padrão de distribuição
2045 das espécies. Segundo Heino et al., (2015a), em pequenas extensões espaciais a alta capacidade
2046 dispersiva de algumas espécies faz com que o espaço seja significativo para o padrão de

2047 distribuição nessa assembleia, uma vez que locais próximos são homogeneizados pelo fluxo
2048 dispersivo até certo ponto. Nesse âmbito, a variação diária no nível da água também teria um
2049 papel importante, pois a dinâmica local de marés (Lisboa, 2009; Benone et al., 2018), que alarga
2050 as margens dos riachos, permite que riachos próximos consigam ter riqueza semelhante, uma
2051 vez que há maior facilidade de dispersão entre esses. Por exemplo, indivíduos do gênero
2052 *Cylindrostethus* e *Neogerris*, que conseguem viver em locais subótimos (Taylor & McPherson,
2053 2006), conseguiriam dispersar mais facilmente entre esses riachos. Desse modo, considerando
2054 o paradigma metacomunitário de *mass effect* (efeito de massa), estipulado por Leibold et al.,
2055 (2004), a combinação dessa variabilidade ambiental, da localização dos riachos e da capacidade
2056 dispersiva das espécies formam o padrão da diversidade β_T de Caxiuanã.

2057 Por outro lado, embora uma parte da explicação do ambiente esteja compartilhada com
2058 o espaço (para dados de incidência e abundância da β_T), a partição de variância mostrou que o
2059 componente da substituição (β_{Subs}) é influenciado somente pelo ambiente, independente da
2060 matriz de dados utilizada. Da mesma forma, também vimos que a β_T é composta em sua maioria
2061 por β_{Subs} (exceto para diversidade geral, quando utilizamos a abundância). Esse padrão indica
2062 que as espécies da assembleia local buscam constantemente habitats adequados para o seu
2063 desenvolvimento (Andersen, 1982; López-Delgado et al., 2019). Diferente de alguns insetos
2064 aquáticos, que muitas vezes dependem da correnteza para que haja a colonização de novos
2065 habitats (como a maioria dos Diptera), os indivíduos alados de percevejos semiaquáticos
2066 conseguem transpor as barreiras espaciais através do voo (May, 2019; Soininen et al., 2017).
2067 Desse modo, ainda que os indivíduos ápteros e algumas espécies dependam mais da correnteza
2068 para dispersar, a maior parte das espécies aladas consegue se deslocar de um riacho a outro que
2069 apresente condições ambientais mais favoráveis (Cunha et al., 2020). Nesse caso, considerando
2070 somente o β_{Subs} , o ambiente seria o fator determinante para estruturar esse componente da

2071 diversidade β , em conformidade com paradigma metacomunitário *species sorting* (seleção
2072 ambiental), no qual o ambiente é crucial para estruturar a diversidade local (Leibold et al.,
2073 2004).

2074 Em contrapartida, diferente do padrão dos nossos resultados, Paripatyadar et al., (2021)
2075 verificaram que a substituição de espécies estava relacionada aos indivíduos ápteros e à
2076 limitação do espaço. Entretanto, é importante ressaltar que esses autores trabalharam em locais
2077 de poças e rochas, os quais não possuem características de planícies de inundação e tampouco
2078 estão associados a uma bacia de drenagem, dificultando a conectividade entre as comunidades.
2079 Desse modo, podemos considerar que a rede de drenagem é de extrema importância para que
2080 as espécies consigam se deslocar a habitats mais adequados, aumentando o efeito da seleção
2081 ambiental sobre as espécies (Tonkin et al., 2018; Cunha & Juen, 2020).

2082 Ademais, os valores de LCBD_T (incidência e abundância) também foram diretamente
2083 influenciados pelo ambiente, para dissimilaridade (D) e o componente de substituição. No caso
2084 da Flona Caxiuanã, que sofre poucos impactos antrópicos (Lisboa, 2009; Montag et al., 2019),
2085 podemos considerar que os riachos com maior LCBD como sendo locais íntegros, que
2086 conseguem manter a maior parte da biodiversidade local (Legendre & De Cáceres, 2013). Da
2087 mesma forma, altos valores de LCBD também podem estar relacionados à padrões de
2088 montagem divergentes (Legendre & De Cáceres, 2013; López-Delgado et al., 2019), que
2089 reforça achados anteriores que mostram que o padrão de distribuição das espécies de percevejos
2090 semiaquáticos depende tanto do ambiente, quanto das relações interespecíficas (Guterres et al.,
2091 2020). Além do mais, embora não tenhamos encontrado resultado significativo para a variável
2092 espacial (distancia para a foz), pode ser que o espaço não esteja linearmente relacionado ao
2093 LCBD e, por esse motivo, a foz não foi significativa no modelo linear empregado. Em especial

2094 na bacia do Rio Caxiuanã, vemos maior $LCBD_{Subs}$ nas regiões de cabeceira e menor nas áreas
2095 próximas à foz, para o componente de substituição (Figura 6-2,5); enquanto para o $LCBD_{DifRiq}$
2096 e $LCBD_{DifAb}$ os menores valores de $LCBD$ estão nas cabeceiras e os maiores estão próximos à
2097 foz (Figura 6-3,6), esse padrão provavelmente está associado a maiores taxas de dispersão nos
2098 locais mais próximos entre si (*mass effect*).

2099 Os resultados desse trabalho, mostram que a diversidade β da assembleia de percevejos
2100 semiaquáticos depende do espaço e do ambiente, principalmente ligados a seleção ambiental e
2101 capacidade dispersiva das espécies. β_{Subs} e β_{DifRiq} estão associados ao ambiente e ao espaço,
2102 respectivamente. Também vimos que β_{DifRiq} pode ser explicada pelo modelo metacomunitário
2103 *mass-effect* e β_{Subs} por *species sorting*. Com isso, a diversidade β_T pode ser explicada por ambos
2104 modelos de metacomunidades, bem como é estruturada tanto pelo espaço, quanto pelo
2105 ambiente, uma vez que os componentes substituição e diferença de riqueza de espécies são
2106 complementares. Da mesma forma, dentre as variáveis ambientais o dossel foi variável que
2107 conseguiu estruturar maior parte do índice $LCBD$, reforçando a importância da vegetação
2108 ripária para a assembleia de percevejos semiaquáticos. Além disso, os resultados apresentados
2109 mostram a importância do estudo da biodiversidade por meio da beta diversidade, bem como
2110 os dados gerados podem ser utilizados como suporte para trabalhos posteriores, em
2111 comparações temporais, pré e pós a extração de baixo impacto na região.

2112 **Agradecimentos**

2113 Agradecemos ao Programa de Pesquisa em Biodiversidade da Amazônia Oriental
2114 (PPBIO) e Fundação Amazônia de Amparo a Estudos e Pesquisas (Fundação de Pesquisa da
2115 Estado do Pará FAPESPA) por meio do projeto FAPESPA: ICAAF 03/2011, pelo apoio.
2116 Também somos gratos aos dirigentes e funcionários da Estação Científica Ferreira Penna

2117 (Estação de Pesquisa Ferreira Penna), e à equipe de auxiliares de campo e aos pesquisadores
2118 que participaram da coleta. Agradecemos especialmente à Dra. Ana Paula Justino de Faria pela
2119 participação nas duas coletas. Nós também agradecemos ao Dr. Felipe Moreira por confirmar
2120 a identificação de alguns espécimes. Agradecemos à CAPES (Coordenação de
2121 Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior), pela concessão de bolsa de doutorado à APMG
2122 (processo 1747544/2017-9). Também agradecemos ao Conselho Nacional de
2123 Desenvolvimento da Pesquisa - CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e
2124 Tecnológico) pela concessão de uma bolsa doutorado bolsa para EJC (nº. 165908/2014-9) e
2125 uma bolsa de produtividade para LJ (nº. 307597/2016-4).

2126 **Conflito de interesses**

2127 Os autores declaram que não há conflito de interesses.

2128 **Contribuição dos autores**

2129 Desenho amostral: APMG, EJC. Coleta de dados: APMG, EJC. Tabulação de dados:
2130 APMG. Análise de dados: APMG, EJC. Identificação das espécies: APMG. Escrita do
2131 manuscrito: APMG. Supervisão e validação do manuscrito e do projeto: EJC, LJ.

2132 **Disponibilidade de dados**

2133 Os dados que embasam os achados deste estudo estão disponíveis no material
2134 suplementar deste artigo ou podem ser solicitados aos autores (ver material suplementar-
2135 apêndice 3).

2136
2137
2138
2139
2140
2141
2142
2143
2144
2145
2146
2147
2148
2149
2150
2151
2152
2153
2154
2155
2156
2157
2158
2159

Referências

- Almeida, S. S., Lisboa, P. L. B., & A. S. L. Silva, 1993. Diversidade florística de uma comunidade arbórea na Estação Científica Ferreira Penna, em Caxiuanã (Pará). *Boletim do Museu Paraense Emilio Goeldi* 9: 93-128
- Andersen, N. M., 1982. The Semiaquatic Bugs (Hemiptera, Gerromorpha), Phylogeny, Adaptations, Biogeography And Classification. *Entomono* 3:1- 455.
- Andersen, N. M., & T. A. Weir, 2004. Australian water bugs: their biology and identification (Hemiptera-Heteroptera, Gerromorpha & Nepomorpha). Apollo Books, Melbourne, Austrália.
- Anderson, M. J, 2006. Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics* 62: 245-253.
- Baselga, A, 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19: 134-143.
- Baselga, A, 2012. The relationship between species replacement, dissimilarity derived from nestedness, and nestedness. *Global Ecology and Biogeography* 21: 1223-1232.
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S., Christensen, RHB, Singmann, H., Dai, B., Scheipl, F., & P. Green, 2018. lme4: Linear Mixed-Effects Models using 'Eigen' and S4. Version 1.1-27.1. [Available on: <https://Cran.R-project.org/package=lme4>]. Accessed On: 12/07/2021.
- Behling, H., & L. D. Costa, 2000. Holocene environmental changes from the Rio Curuá record in the Caxiuanã region, eastern Amazon Basin. *Quaternary Research* 53: 369-377.
- Benone, N. L., Ligeiro, R., Juen, L., & L. F. A. Montag, 2017. Role of environmental and spatial processes structuring fish assemblages in streams of the eastern Amazon. *Marine and Freshwater Research* 69: 243-252.

2160 Bitar, Y. O., Tuomisto, H., Pinheiro, L. C., Juen, L., & M. C. Santos-Costa, 2017.
2161 Species turnover in Amazonian frogs: low predictability and large differences among forests.
2162 *Biotropica* 49: 695-705.

2163 Blanchet, F. G., P. Legendre & D. Borcard, 2008. Forward selection of explanatory
2164 variables. *Ecology* 89: 2623-2632.

2165 Bozelli, R. L., Thomaz, S. M., Padial, A. A., Lopes, P. M., & L. M. Bini, 2015. Floods
2166 decrease zooplankton beta diversity and environmental heterogeneity in an Amazonian
2167 floodplain system. *Hydrobiologia* 753: 233-241.

2168 Cardoso, P., Rigal, F., Carvalho, J. C., Fortelius, M., Borges, P. A., Podani, J., & D.
2169 Schmera, 2014. Partitioning taxon, phylogenetic and functional beta diversity into replacement
2170 and richness difference components. *Journal of Biogeography* 41: 749-761.

2171 Carvalho, F., Power, M., Forsberg, B. R., Castello, L., Martins, E. G., & C. E. Freitas,
2172 2018. Trophic Ecology of Arapaima sp. in a ria lake—river—floodplain transition zone of the
2173 Amazon. *Ecology of Freshwater Fish* 27: 237-246.

2174 Carvalho, J. C., Cardoso, P., & P. Gomes, 2011. Determining the relative roles of
2175 species replacement and species richness differences in generating beta-diversity patterns.
2176 *Global Ecology and Biogeography* 21: 760-771.

2177 Cunha, E. J., & L. Juen, 2017. Impacts of oil palm plantations on changes in
2178 environmental heterogeneity and Heteroptera (Gerromorpha and Nepomorpha) diversity.
2179 *Journal of Insect Conservation* 21: 111-119.

2180 Cunha, E. J., de Assis Montag, L. F., & L. Juen, 2015. Oil palm crops effects on
2181 environmental integrity of Amazonian streams and Heteropteran (Hemiptera) species diversity.
2182 *Ecological Indicators* 52: 422-429.

2183 Cunha, E. J., Guterres, A. P. M., Godoy, B. S., & L. Juen, 2020. Wing dimorphism in
2184 semiaquatic bugs (Hemiptera, Heteroptera, Gerromorpha) as a tool for monitoring streams
2185 altered by oil palm plantation in the Amazon. *Ecological Indicators* 117: 106707.

2186 Dray, S., Blanchet, G., Borcard, D., Guenard, G., Jombart, T., Larocque, G., Legendre,
2187 P. Madi, N., Helene, W., & M.S. Dray, 2018. *adespatial: Multivariate Multiscale Spatial*
2188 *Analysis. R Package* 2018: 03-8. [Available in: <https://Cran.R-project.org/package=adespatial>].
2189 Accessed On: 12/05/2021.

2190 Governo Federal Brasileiro. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
2191 (ICMBIO). Flona de Caxiuanã [Avaible on: [https://www.gov.br/icmbio/pt-](https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/amazonia/lista-de-ucs/flona-de-caxiuana)
2192 [br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/amazonia/lista-de-](https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/amazonia/lista-de-ucs/flona-de-caxiuana)
2193 [ucs/flona-de-caxiuana](https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/amazonia/lista-de-ucs/flona-de-caxiuana)]. Accessed On: 25/07/2021.

2194 Guterres, A. P., Cunha, E. J., Godoy, B. S., Silva, R. R., & L. Juen, 2020. Co-occurrence
2195 patterns and morphological similarity of semiaquatic insects (Hemiptera: Gerromorpha) in
2196 streams of Eastern Amazonia. *Ecological Entomology* 45: 155-166.

2197 Hamilton, N., & M. N. Hamilton, 2020. *ggtern: An Extension to 'ggplot2', for the*
2198 *Creation of Ternary Diagrams. R Package Version* 3. 3-0. [Avaible on: [https://Cran.R-](https://Cran.R-project.org/package=ggtern)
2199 [project.org/package=ggtern](https://Cran.R-project.org/package=ggtern)]. Accessed On: 10/05/2021.

2200 Harrison, S., Ross, S.J. & J.H. Lawton, 1992. Beta-diversity on geographic gradients in
2201 Britain. *Journal of Animal Ecology* 61: 151-158.

2202 Heino, J., & M. Grönroos, 2017. Exploring species and site contributions to beta
2203 diversity in stream insect assemblages. *Oecologia* 183: 151-160.

2204 Heino, J., A. S. Melo, & L. M. Bini. 2015. Reconceptualising the beta diversity-
2205 environmental heterogeneity relationship in running water systems. *Freshwater Biology*
2206 60:223-235.

2207 Heino, J., Grönroos, M., Ilmonen, J., Karhu, T., Niva, M., & L. Paasivirta, 2013.
2208 Environmental heterogeneity and β diversity of stream macroinvertebrate communities at
2209 intermediate spatial scales. *Freshwater Science* 32: 142-154.

2210 Heino, J., Melo, A. S., Siqueira, T., Soininen, J., Valanko, S., & L. M. Bini, 2015a.
2211 Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns,
2212 processes and prospects. *Freshwater Biology* 60: 845-869.

2213 Kaufmann, P. R., Levine, P., Robison, E. G., Seeliger, C., & D. V. Peck, 1999.
2214 Quantifying Physical Habitat in Wadeable Streams. Environmental Protection, Washington,
2215 DC.

2216 Koleff, P., Gaston, K.J., & J. K. Lennon, 2003. Measuring beta diversity for presence–
2217 absence data. *Journal of Animal Ecology* 72: 367-382.

2218 Legendre, P, 2014. Interpreting the replacement and richness difference components of
2219 beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 23: 1324-1334.

2220 Legendre, P., & M. De Cáceres, 2013. Beta diversity as the variance of community data:
2221 dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology letters* 16: 951-963.

2222 Legendre, P., & M. J. Anderson, 1999. Distance-based redundancy analysis: testing
2223 multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecological Monographs* 69:1-
2224 24.

2225 Legendre, P., Oksanen, J., & C.J.F. ter Braak, 2011. Testing the significance of
2226 canonical axes in redundancy analysis. *Methods in Ecology and Evolution* 2: 269- 277.

2227 Leibold, M. A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J. M., Hoopes, M.
2228 F., Holt, R. D., Shurin, J. B., Law, R., Tilman, D., Loreau, M., & A. Gonzalez, 2004. The
2229 metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology letters* 7:
2230 601-613.

2231 Lennon, J. J., Koleff, P., Greenwood, J. J. D., & K. J. Gaston, 2001. The geographical
2232 structure of British bird distributions: diversity, spatial turnover and scale. *Journal of Animal*
2233 *Ecology* 70: 966-979.

2234 Li, F., Tonkin, J. D., & P. Haase, 2020. Local contribution to beta diversity is negatively
2235 linked with community-wide dispersal capacity in stream invertebrate communities. *Ecological*
2236 *Indicators* 108: 105715.

2237 Lindholm, M., Alahuhta, J., Heino, J., & H. Toivonen, 2021. Temporal beta diversity of
2238 lake plants is determined by concomitant changes in environmental factors across decades.
2239 *Journal of Ecology* 109: 819-832.

2240 Lisboa, P. L. B, 2009. *Ciência e conservação na Floresta Nacional de Caxiuanã, Pará.*
2241 *Museu Paraense Emilio Goeldi, Belém, Brasil.*

2242 López-Delgado, E. O., Winemiller, K.O., & F. A. Villa-Navarro, 2020. Local
2243 environmental factors influence beta-diversity patterns of tropical fish assemblages more than
2244 spatial factors. *Ecology* 101: e02940.

2245 May, M. L, 2019. *Dispersal by Aquatic Insects.* Em: Del-Claro K., Guillermo R. (eds)
2246 *Aquatic Insects.* Springer, Cham.

2247 Merritt, R.W., & K. W. Cummins, 1984. *An Introduction to the Aquatic Insects of North*
2248 *America.* Kendall/Hunt Publishing Company. Dubuque, United States.

2249 Montag, L. F., Leão, H., Benone, N. L., Monteiro-Júnior, C. S., Faria, A. P. J., Nicacio,
2250 G., Ferreira, C. P, Garcia, D. H. A., Santos, C. R. M., Pompeu, P. S., Winermiller, K. O., Juen,
2251 L, 2019. Contrasting associations between habitat conditions and stream aquatic biodiversity in
2252 a forest reserve and its surrounding area in the Eastern Amazon. *Hydrobiologia* 826: 263-277.

2253 Moreira, F. F. F., Rodrigues, H. D. D., Sites, R. W., Cordeiro, I. D. R. S., & O. M.
2254 Magalhães, 2018. Order Hemiptera. In Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates (pp. 175-
2255 216). Academic Press.

2256 Moreira, F. F., P Alecrim, V., Ribeiro, J. R., & J. L. Nessimian, 2011. Identification key
2257 to the Gerridae (Insecta: Heteroptera: Gerromorpha) from the Amazon River floodplain, Brazil,
2258 with new records for the Brazilian Amazon. *Zoologia* 28: 269-279.

2259 Nieser, N, 1994. A new species and a new status in *neogerris matsumura* (Heteroptera:
2260 Gerridae) with a key to american species. *Storkia* 3:27-37.

2261 Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., Mcglinn, D.,
2262 Minchin, P. R., O'hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., &
2263 H. Wagner, 2016. *Vegan: Community Ecology Package*. R Package Version 2. 4-0. [Available
2264 on: <https://Cran.R-project.org/Package=Vegan>]. Accessed On: 12/07/2021.

2265 Paripatyadar, S. V., Padhye, S. M., & A. D Padhye, 2021. Flight polymorphism drives
2266 metacommunity structure of aquatic Heteroptera in tropical rock pools. *International Review*
2267 *of Hydrobiology* 106: 86-94.

2268 Peck, D.V., Herlihy, A.T., Hill, B.H., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Klemm, D.J. et
2269 al., 2006. *Environmental Monitoring and Assessment Program-Surface Waters: Western Pilot*
2270 *Study Field Operations Manual for Wadeable Streams*. Environmental Protection Agency,
2271 Washington, DC.

2272 Peres-Neto, P. R., Legendre, P., Dray, S., & D. Borcard, 2006. Variation partitioning
2273 of species data matrices: estimation and comparison of fractions. *Ecology* 87: 2614-2625.

2274 Petsch, D. K., dos Santos Bertoncin, A. P., Gentilin-Avanci, C., Favro, A.,
2275 González-Trujillo, J. D., & G.D. Pinha, 2020. High water flow velocity reduces beta diversity

2276 and leads to a distinct composition of Oligochaeta in Neotropical lotic ecosystems. *Limnology*
2277 21: 297-304.

2278 Podani, J., & D. Schmera, 2011. A new conceptual and methodological framework for
2279 exploring and explaining pattern in presence-absence data. *Oikos* 120: 1625-1638.

2280 Podani, J., Ricotta, C., & D. Schmera, 2013. A general framework for analyzing beta
2281 diversity, nestedness and related community-level phenomena based on abundance data.
2282 *Ecological Complexity* 15: 52-61.

2283 R Development Core Team, 2020. R: a language and environment for statistical
2284 computing. R Foundation for Statistical Computing. Version 4.0.2. [https://Cran.R-](https://Cran.R-project.org/src/base-prerelease/)
2285 [project.org/src/base-prerelease/](https://Cran.R-project.org/src/base-prerelease/)

2286 Rosset, V., Ruhi, A., Bogan, M. T., & T. Datry, 2017. Do lentic and lotic communities
2287 respond similarly to drying?. *Ecosphere* 8: e01809.

2288 Schmera, D., Podani, J., & P. Legendre, 2020. What do beta diversity components reveal
2289 from presence-absence community data? Let us connect every indicator to an indicandum!.
2290 *Ecological Indicators* 117: 106540.

2291 Serviço Florestal Brasileiro- Ministério da Agricultura. Floresta Nacional De Caxiuana
2292 Unidade De Manejo Florestal I e II. Plano De Manejo Florestal Sustentável Pracupí III.
2293 Processo 02080.000160/2010-11 [Available on:
2294 [https://www.florestal.gov.br/documentos/concessoes-florestais/concessoes-florestais-](https://www.florestal.gov.br/documentos/concessoes-florestais/concessoes-florestais-florestas-sob-concessao/flona-de-caxiuana)
2295 [florestas-sob-concessao/flona-de-caxiuana](https://www.florestal.gov.br/documentos/concessoes-florestais/concessoes-florestais-florestas-sob-concessao/flona-de-caxiuana)]. Accessed On: 25/07/2021.

2296 Soininen, J., Heino, J., & J. Wang, 2017. A meta-analysis of nestedness and turnover
2297 components of beta diversity across organisms and ecosystems. *Global Ecology and*
2298 *Biogeography* 27: 96-109.

2299 Taylor, S. J., & E. McPherson, 2006. Gerromorpha (Hemiptera: Heteroptera) In
2300 Southern Illinois: Species Assemblages And Habitats. *Great Lakes Entomologist* 39: 1-26.

2301 Thom, H. C, 1958. A note on the gamma distribution. *Monthly weather review* 86: 117-
2302 122.

2303 Thomaz, S. M., Bini, L. M., & R. L. Bozelli, 2007. Floods increase similarity among
2304 aquatic habitats in river–floodplain systems. *Hydrobiologia* 579: 1-13.

2305 Tonkin, J. D., Altermatt, F., Finn, D. S., Heino, J., Olden, J. D., Pauls, S. U., & D. A.
2306 Lytle, 2018. The role of dispersal in river network metacommunities: Patterns, processes, and
2307 pathways. *Freshwater Biology* 63: 141-163.

2308 Tonkin, J. D., Stoll, S., Jähnig, S. C., & P. Haase, 2016. Contrasting metacommunity
2309 structure and beta diversity in an aquatic-floodplain system. *Oikos* 125: 686-697.

2310 Tyers, M, 2017. riverdist: River Network Distance Computation and Applications. R
2311 Package Version 0. 15-0. [Avaible on: <https://Cran.R-project.org/package=riverdist>]. Accessed
2312 On: 12/07/2021.

2313 Vellend, M, 2010. Conceptual synthesis in community ecology. *The Quarterly review*
2314 *of biology* 85: 183-206.

2315 Whittaker, R. H, 1960. Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California.
2316 *Ecological monographs* 30:279-338.

2317 Williams, P. H, 1996. Mapping variations in the strength and breadth of biogeographic
2318 transition zones using species turnover. *Proceedings of the Royal Society B: Biological*
2319 *Sciences* 263: 579-588.

2320 Wilson, B. J, 2012. Species presence/absence sometimes represents a plant community
2321 as well as species abundances do, or better. *Journal of Vegetation Science* 23: 1013-1023.

2322 **Conclusão geral**

2323 Avaliar os impactos causados pelas principais atividades econômicas presentes na
2324 Amazônia, que modificam o uso do solo (extração madeireira, PST e mineração) é essencial
2325 para avaliar o nível de degradação imposto ao ambiente e à biodiversidade aquática. No geral,
2326 os resultados desse trabalho mostram que os riachos situados em áreas de extração convencional
2327 de madeira e PST possuem alta condutividade (indicador de poluição), alto índice de impacto
2328 agrícola e estão associados a espécies tolerantes. Da mesma forma, os riachos na área da
2329 mineração estão sujeitos a uma grande variedade de impacto antrópico, devido à proximidade
2330 com outras áreas de desmatamento e PST. Tais modificações no ambiente alteram os padrões
2331 de riqueza, abundância, composição, diversidade funcional e beta funcional da assembleia,
2332 reforçando a necessidade de avaliarmos parâmetros distintos da biodiversidade; a fim de obter
2333 um entendimento claro de como a biodiversidade está sendo afetada.

2334 Outrossim, é importante considerar que a Amazônia não é constituída por ecossistemas
2335 totalmente similares, mas é formada por áreas que diferem entre si, sendo formada por áreas de
2336 terra firme e vegetação densa e áreas como planícies de inundação e várzea. Por esse motivo,
2337 considerar as especificidades do hábitat local é crucial para entender a dinâmica da variação
2338 ambiental e da biodiversidade. Desse modo, vimos que a diversidade beta taxonômica de
2339 percevejos semiaquáticos depende do ambiente, do espaço (localização e a proximidade entre
2340 os riachos) e da capacidade dispersiva das espécies. Em relação ao ambiente, o dossel foi
2341 essencial para definir os padrões de diversidade beta, corroborando novamente a importância
2342 desse parâmetro para a biodiversidade.

2343 Portanto, os resultados obtidos nesse trabalho são importantes para estudos futuros, pois
2344 podem ser utilizados para direcionar melhor estratégias de preservação e conservação
2345 ambiental. Ademais, a escolha do grupo bioindicador é essencial para gerar resultados robustos,

2346 de fácil interpretação. Nesse cenário, com base nos resultados explanados nos três capítulos
2347 dessa tese, mostramos que os percevejos semiaquáticos se destacam, pois possuem
2348 características ideais para estudos de avaliação de impacto e análises de diversidade alfa,
2349 funcional e beta (taxonômica ou funcional).

2350 **Apêndice 1**

2351 1) Links de acesso à publicação do artigo e os respectivos materiais suplementares:

2352 a. PDF: *Link: <https://rdcu.be/ckAQT>*

2353 b. Online: *<https://link.springer.com/article/10.1007/s10841-021-00316-9>*

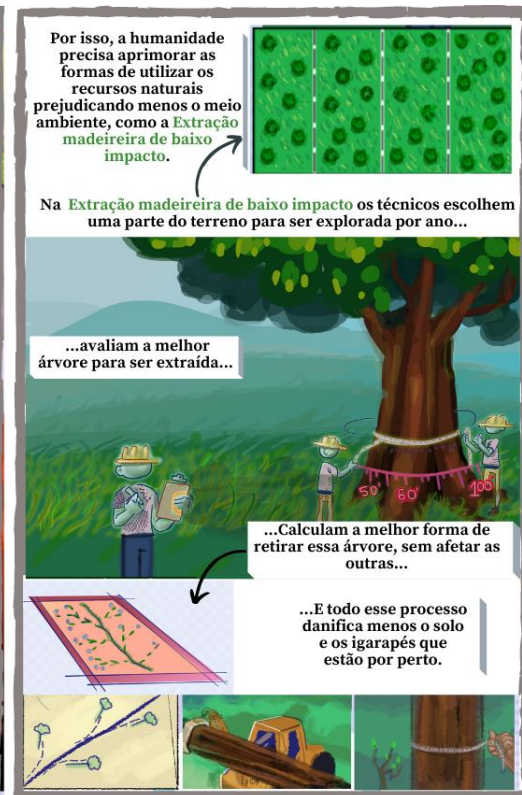
2354 **Materiais para divulgação científica dos principais resultados do capítulo I**

2355 1) Vídeo de divulgação científica dos principais resultados do capítulo I, compartilhado nas redes sociais. Clique no espaço demarcado ou
2356 acesse o link abaixo para assistir ao vídeo.

2357 Link: https://www.instagram.com/tv/CPA9pmKFsb0/?utm_source=ig_web_button_share_sheet

2358

2359 2) História em quadrinho dos principais resultados do capítulo I.



Quando não há essa preocupação com o meio ambiente as espécies que vivem nele são diretamente afetadas.


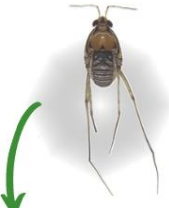


Uma das consequências é o aumento do número de espécies **tolerantes** (que conseguem viver em ambientes ruins) e...

...diminuição de espécies **sensíveis** (que não conseguem resistir às mudanças no ambiente).

Alterar as espécies que vivem no meio ambiente pode ser muito prejudicial. Por exemplo, se uma espécie tem uma função muito importante no ambiente e ela é extinta, a sua função também se perde.

A ciência, então, precisa avaliar quais são os danos que os usos do solo causam no meio ambiente, na qualidade da água e nas espécies que vivem nele.

Os percevejos semiaquáticos, por exemplo, são muito importantes, pois eles se alimentam de mosquitos, que podem prejudicar a saúde humana, como o mosquito da dengue e é por isso que eles precisam ser preservados.

Para verificar isso nós trabalhamos em 63 igarapés...

PARÁ

Bacia do Rio Capim

...avaliamos a vegetação ripária, os parâmetros físico-químicos da água (temperatura, pH, condutividade), e coletamos os insetos semiaquáticos.

Na universidade nós analisamos o material e identificamos as espécies.





Os resultados mostram que os **igarapés do pasto** são os que tem **menos vegetação nas margens** (vegetação ripária). A vegetação ripária serve como proteção essencial dos igarapés, para não deixar que poluentes entrem na água.

Os igarapés das áreas de desmatamento convencional, possuem alta condutividade, que pode indicar maior quantidade de poluentes.

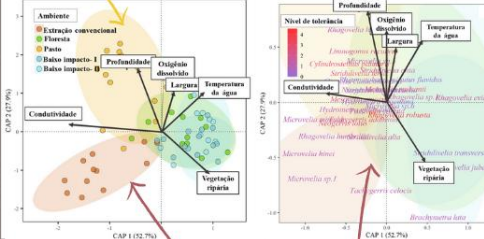


Os igarapés do **pasto** e convencional também apresentam uma **grande quantidade de espécies tolerantes** (as que conseguem viver nos igarapés bagunçados).

Porém os igarapés da extração de baixo impacto são bem parecidos com os da floresta nativa, em quase todos os aspectos analisados.

Isso nos mostra que podemos usufruir da floresta, sem destruí-la. Isso se chama **desenvolvimento sustentável!**

Baseado no artigo: Tolerant semiaquatic bug species (Heteroptera: Gerromorpha) are associated to pasture and conventional logging in the Eastern Amazon

Desenhos produzidos por @arthurbdelgado

2361

Apêndice 2

2362

1) Tabela suplementar 1: Código do riacho, Categoria de tratamento de cada um dos riachos, variáveis ambientais e coordenadas

2363

geográficas.

Riachos (códigos)	Categoria	Raiz	FACARARI	IPIA	T	Cond	OD	Floresta(%)	Longitude	Latitude
CNV05	CL	4,8077	0,0000	0,9017	24,200	40,800	4,230	23,779	-47,73679	-2,96445
CNV06	CL	0,9524	0,6667	0,6064	24,400	27,000	3,590	59,397	-47,77956	-3,02065
CNV08	CL	0,9524	1,3333	0,6063	24,800	25,800	3,300	68,333	-47,76585	-3,02562
CNV09	CL	6,6667	6,0000	0,8260	25,000	21,800	6,430	32,350	-47,78866	-3,06172
CNV10	CL	4,8077	8,6667	0,6367	23,500	16,700	3,330	18,822	-47,77047	-2,99559
CNV12	CL	1,9048	36,3636	0,9169	24,400	26,600	4,460	99,389	-47,76374	-3,17981
CNV13	CL	1,9048	16,0000	0,6670	24,500	24,300	6,090	79,715	-47,74525	-2,99702
CNV14	CL	3,8095	6,0000	0,6670	23,400	27,300	2,870	86,216	-47,73275	-2,99861
CNV15	CL	17,1429	3,3333	0,7654	23,900	31,700	5,600	73,253	-47,74682	-3,00639
CNV16	CL	5,7143	1,3333	1,0305	24,400	32,400	3,000	70,885	-47,74602	-3,00472
HYG04	Mineração	0,0000	100,0000	0,3638	24,197	0,022	7,840	67,010	-47,781667	-3,20686
HYH09	Mineração	0,0000	24,0000	0,1516	27,287	0,032	8,783	4,609	-47,775694	-3,25358
HYH12	Mineração	0,0000	90,0000	0,0000	25,140	0,032	8,970	88,631	-47,766167	-3,27678
HYH14	Mineração	5,5556	4,0000	0,6290	24,710	0,033	6,840	18,438	-47,76735	-3,29954
HYI06-1	Mineração	0,0000	0,0000	0,0000	24,153	0,025	7,193	56,066	-47,752333	-3,22519
HYI09	Mineração	0,0000	50,6667	0,0000	29,870	0,035	5,647	3,141	-47,72015	-3,24875
HYI10	Mineração	0,0000	12,0000	0,0000	27,590	0,039	7,943	0,000	-47,760778	-3,25814

HYK07	Mineração	0,0000	94,0000	0,0000	24,410	0,029	8,123	100,000	-47,737861	-3,23358
HYL009	Mineração	0,0000	12,6667	0,0000	24,140	0,038	7,263	28,988	-47,75556	-3,24427
HYL16	Mineração	0,0000	43,3333	0,0000	22,870	0,044	5,460	92,380	-47,72747	-3,32948
HYO05	Mineração	0,0000	43,3333	0,9244	25,647	0,025	6,103	9,211	-47,67822	-3,20925
HYP13	Mineração	0,0000	24,6667	0,0000	24,127	0,030	5,360	91,161	-47,66307	-3,28298
HYP13-1	Mineração	0,0000	98,0000	0,0000	23,450	0,028	9,120	95,370	-47,66903	-3,29055
HYP15	Mineração	0,0000	49,3333	0,0000	25,043	0,038	8,403	96,360	-47,663111	-3,30486
HYQ03	Mineração	18,0952	100,0000	0,0000	23,827	0,042	4,153	87,244	-47,70055	-3,17011
HYS12	Mineração	0,0000	4,6667	0,0910	23,353	0,034	7,273	99,046	-47,62288	-3,27841
IFT01	Floresta	2,8571	9,3333	0,0000	26,050	0,021	7,260	77,299	-48,284722	-3,73127
IFT02	Floresta	10,4762	11,3333	0,0000	26,400	0,020	6,020	97,596	-48,289478	-3,73216
IFT03	Floresta	2,8571	12,6667	0,0000	25,890	0,020	7,620	100,000	-48,487675	-3,72335
IFT05	Floresta	9,5238	19,3333	0,0000	24,580	0,010	6,010	100,000	-48,47472	-3,65307
IFT06	Floresta	10,4762	4,6667	0,0000	25,000	0,010	2,980	100,000	-48,464992	-3,69891
IFT07	Floresta	0,0000	45,3333	0,0000	24,430	0,009	6,310	100,000	-3,204389	-47,7466
IFT08	Floresta	4,7619	28,6667	0,0000	25,333	0,010	5,950	100,000	-48,473225	-3,71111
IFT09	Floresta	4,7619	10,6667	0,0000	25,043	0,008	5,237	100,000	-48,431647	-3,74678
IFT10	Floresta	26,6667	80,0000	0,0000	24,097	0,008	10,660	100,000	-48,484641	-3,72741
PST01	PST	26,6667	80,0000	0,0000	24,620	24,550	10,450	35,260	-47,82074	-3,0286
PST02	PST	18,6667	56,0000	0,0000	24,350	25,867	11,610	37,042	-47,80801	-3,073
PST04	PST	10,6667	100,0000	0,0000	28,250	22,410	11,260	2,417	-47,46142	-2,98232
PST05	PST	40,0000	47,3333	0,0000	27,000	20,000	10,270	22,557	-47,98565	-2,92045
PST06	PST	60,0000	100,0000	0,0000	26,200	24,850	14,500	0,165	-47,91863	-2,92752
PST07	PST	48,0000	75,3333	0,0000	24,920	17,730	8,480	34,950	-47,8868	-2,94551
PST08	PST	54,6667	30,6667	0,0000	29,400	19,550	10,350	1,247	-47,85231	-3,1071
PST09	PST	9,3333	88,0000	0,0000	25,750	19,620	11,320	26,260	-47,53262	-2,33812

PST10	PST	10,6667	88,0000	0,0000	26,700	27,720	11,750	30,467	-47,49929	-2,46524
PST11	PST	20,0000	87,3333	0,0000	24,820	26,100	11,690	32,455	-47,87586	-3,039
PST12	PST	20,0000	88,6667	0,0000	25,300	22,367	11,477	23,877	-47,4823	-2,73361
PST13	PST	25,3333	74,6667	0,0000	24,867	34,233	8,080	0,000	-47,74639	-3,20568
PST14	PST	40,0000	58,6667	0,0000	28,167	0,012	10,926	68,448	-47,4185	-2,78668
REF04	Floresta	15,2381	41,3333	0,0000	26,503	0,012	7,303	98,231	-48,606413	-3,59157
UPA10UT20	RIL_2	9,5238	8,0000	0,3032	26,633	0,023	5,800	100,000	-48,589124	-3,75483
UPA10UT20-2	RIL_2	3,8095	15,3333	0,0000	26,257	0,015	7,623	100,000	-48,591073	-3,75272
UPA11UT12	RIL_2	7,6190	39,3333	0,0000	26,060	0,016	7,333	100,000	-48,4997	-3,67997
UPA11UT26	RIL_2	5,7143	2,6667	0,0000	26,287	0,014	7,017	100,000	-48,51567	-3,66999
UPA11UT37	RIL_2	0,0000	4,6667	0,0000	26,227	0,015	9,187	100,000	-48,545191	-3,59552
UPA12UT11-1	RIL_2	5,7143	63,3333	0,0000	26,157	0,013	8,280	100,000	-48,662842	-3,68125
UPA12UT11-2	RIL_2	1,9048	11,3333	0,0000	26,063	0,039	7,973	100,000	-48,662025	-3,68061
UPA12UT29	RIL_2	0,0000	12,6667	0,0000	26,120	0,012	7,423	100,000	-48,674158	-3,70351
UPA13UT27-1	RIL_2	9,5238	2,6667	0,0000	26,583	0,015	6,230	67,816	-48,702643	-3,71856
UPA13UT27-2	RIL_2	13,3333	13,3333	0,1516	26,387	0,015	7,663	100,000	-48,694578	-3,72305
UPA13UT31	RIL_2	1,9048	65,3333	0,1819	25,617	0,012	7,683	100,000	-48,717993	-3,70842
UPA14UT10	RIL_2	6,6667	20,0000	0,2122	26,207	0,012	7,307	100,000	-48,747775	-3,60148
UPA14UT20-1	RIL_2	0,0000	8,6667	0,0758	25,213	0,019	5,600	100,000	-48,78708	-3,59246
UPA14UT23	RIL_2	6,6667	30,0000	0,0682	26,450	0,015	5,537	98,855	-48,780851	-3,57864
UPA15REF5	Floresta	9,5238	9,3333	0,0000	25,873	0,014	7,460	97,238	-48,81531	-3,68783
UPA16REF3	Floresta	4,7619	1,3333	0,0000	27,227	0,015	4,510	100,000	-48,753395	-3,55106
UPA5REF1	Floresta	3,8095	0,6667	0,0000	26,047	0,018	6,453	100,000	-48,558601	-3,54578
UPA5UT20	RIL_1	1,9048	17,3333	0,0000	26,080	0,018	5,407	100,000	-48,498169	-3,54574
UPA6UT13	RIL_1	9,5238	15,3333	0,0000	26,883	0,016	5,543	100,000	-48,811037	-3,53329
UPA6UT16	RIL_1	8,5714	6,0000	0,0000	26,353	0,018	6,497	100,000	-48,782855	-3,53072

UPA6UT80	RIL_1	2,8571	14,6667	0,0000	26,570	0,013	7,727	100,000	-48,610027	-3,65393
UPA6UT81	RIL_1	1,0000	29,7297	0,0000	27,373	0,016	5,467	100,000	-48,599876	-3,66524
UPA7UT29	RIL_1	4,7619	18,0000	0,0000	26,617	0,020	4,930	100,000	-48,579028	-3,71211
UPA7UT30	RIL_1	17,1429	14,6667	0,0000	26,143	0,019	6,193	100,000	-48,561509	-3,70937
UPA7UT30-2	RIL_1	48,5714	14,0000	0,0000	26,330	0,020	5,247	100,000	-48,561113	-3,70929
UPA7UT55	RIL_1	0,0000	60,0000	0,0000	26,477	0,014	7,140	99,059	-48,563955	-3,66351
UPA8UT41	RIL_1	1,9048	40,6667	0,0606	26,083	0,018	7,050	96,692	-48,595755	-3,70526
UPA9UT13	RIL_1	8,5714	8,6667	0,0000	26,227	0,020	4,953	100,000	-48,599558	-3,7397

2364

2365 2) Tabela suplementar 2: Traços morfofuncionais da assembleia de Gerromorpha (machos), coletados nos 77 riachos amostrados na bacia
2366 do Capim, estado do Pará, Brasil. Os traços quantitativos (Corpo, PMD e PME) estão expressos em milímetros (*mm*).

Espécies	Corpo	PMD	PME	Tipo de movimento
<i>Brachymetra_albinervus</i>	4,975	10,425	10,750	rowing
<i>Brachymetra_lata</i>	6,598	14,099	14,420	rowing
<i>Brachymetra_shawi</i>	7,700	17,200	17,267	rowing
<i>Cylindrostethus_palmaris</i>	16,985	22,583	23,233	rowing
<i>Hydrometra_argentina</i>	10,200	6,800	6,700	tripod
<i>Hydrometra_comata</i>	10,792	8,931	8,192	tripod
<i>Hydrometra_guianana</i>	14,436	11,782	10,864	tripod
<i>Limnogonus_aduncus</i>	8,700	15,100	15,300	rowing
<i>Lminogonus_profugus</i>	5,700	6,400	8,550	rowing
<i>Mesovelvia_mulsanti</i>	2,850	2,400	2,200	tripod
<i>Microvelia_hinei</i>	1,350	0,883	0,633	tripod
<i>Microvelia_mimula</i>	1,625	1,000	1,050	tripod

<i>Microvelia_pulchela</i>	1,850	1,167	1,117	tripod
<i>Microvelia_takiyae</i>	1,725	0,825	0,925	tripod
<i>Neogerris_celeris</i>	4,850	8,450	8,200	rowing
<i>Neogerris_lotus</i>	6,127	10,720	10,920	rowing
<i>Neogerris_lubricus</i>	4,450	8,600	8,150	rowing
<i>Neogerris_magnus</i>	7,975	15,525	15,450	rowing
<i>Oiovelia_cunucunumana</i>	3,000	2,500	2,000	tripod
<i>Paravelia_bulialata</i>	3,907	3,471	3,407	tripod
<i>Rhagovelia_brunae</i>	3,400	2,300	0,000	rowing
<i>Rhagovelia_elegans</i>	4,373	5,218	5,259	rowing
<i>Rhagovelia_hambletoni</i>	2,800	4,150	4,050	rowing
<i>Rhagovelia_humboldti</i>	4,075	4,250	4,075	rowing
<i>Rhagovelia_jubata</i>	3,400	4,000	4,033	rowing
<i>Rhagovelia_sp</i>	3,825	5,850	5,575	rowing
<i>Rheumatobates_minutus_flavidus</i>	1,733	2,533	2,783	rowing
<i>Stridulivelia_alia</i>	4,400	4,800	4,800	rowing
<i>Stridulivelia_anta</i>	3,500	3,450	3,600	rowing
<i>Stridulivelia_quadrispinosa</i>	4,900	4,850	5,750	rowing
<i>Stridulivelia_strigosa</i>	4,267	5,200	5,500	rowing
<i>Stridulivelia_tersa</i>	4,350	5,100	5,150	rowing
<i>Stridulivelia_transversa</i>	3,064	3,809	3,791	rowing
<i>Tachygerris_adamsoni</i>	6,473	11,909	11,555	rowing
<i>Tachygerris_celocis</i>	6,200	11,463	11,231	rowing
<i>Tachygerris_opacus</i>	5,875	7,600	10,350	rowing
<i>Telmatometra_fusca</i>	3,300	7,300	7,300	rowing
<i>Telmatometra_parva</i>	3,467	7,367	7,433	rowing
<i>Telmatometra_retusa</i>	3,460	7,180	7,260	rowing

2368 3) Tabela suplementar 2: Traços morfofuncionais da assembleia de Gerromorpha (machos), coletados nos 77 riachos amostrados na bacia
 2369 do Capim, estado do Pará, Brasil. Os traços quantitativos (Corpo, PMD e PME) estão expressos em milímetros (*mm*).

Espécies	Corpo	PMD	PME	Tipo de movimento
<i>Brachymetra_albinervus</i>	4,975	10,425	10,750	rowing
<i>Brachymetra_albinervus</i>	5,200	10,900	10,800	rowing
<i>Brachymetra_lata</i>	6,532	13,311	13,147	rowing
<i>Brachymetra_shawi</i>	7,786	16,914	16,914	rowing
<i>Cylindrostethus_palmaris</i>	18,253	23,744	23,988	rowing
<i>Hebrus_spp</i>	2,200	1,133	1,183	tripod
<i>Hydrometra_comata</i>	11,973	8,600	8,387	tripod
<i>Hydrometra_guianana</i>	15,773	12,127	12,027	tripod
<i>Limnogonus_aduncus</i>	7,533	14,067	13,833	rowing
<i>Lminogonus_recurvus</i>	7,700	13,825	13,475	rowing
<i>Mesovelvia_amoena</i>	2,260	1,640	1,380	tripod
<i>Mesovelvia_mulsanti</i>	3,200	2,800	2,600	tripod
<i>Microvelia_hinei</i>	1,388	0,625	0,850	tripod
<i>Microvelia_mimula</i>	1,667	1,033	1,000	tripod
<i>Microvelia_pulchela</i>	1,800	1,167	1,150	tripod
<i>Microvelia_takiyae</i>	1,650	0,850	0,900	tripod
<i>Neogerris_lotus</i>	6,367	10,580	11,080	rowing
<i>Neogerris_lubricus</i>	4,900	8,450	7,000	rowing
<i>Neogerris_magnus</i>	8,300	15,360	15,420	rowing
<i>Neogerris_sp</i>	4,600	7,600	8,200	rowing
<i>Oiovelia_cunucunumana</i>	3,500	2,400	2,300	tripod
<i>Paravelia_bulialata</i>	3,915	3,269	3,285	tripod
<i>Paravelia_conata</i>	5,400	3,325	3,250	tripod

<i>Platyvelia_spp</i>	4,550	4,650	4,700	rowing
<i>Rhagovelia_elegans</i>	4,255	4,584	4,579	rowing
<i>Rhagovelia_evidis</i>	2,622	3,011	2,978	rowing
<i>Rhagovelia_hambletoni</i>	3,200	4,300	4,000	rowing
<i>Rhagovelia_humboldti</i>	3,967	3,967	2,633	rowing
<i>Rhagovelia_jubata</i>	3,800	4,150	4,100	rowing
<i>Rhagovelia_robusta</i>	3,400	3,600	3,800	rowing
<i>Rhagovelia_equatoria</i>	3,867	4,933	4,933	rowing
<i>Rheumatobates_minutus_flavidus</i>	1,933	2,767	2,300	rowing
<i>Stridulivelia_alia</i>	4,400	5,100	5,000	rowing
<i>Stridulivelia_anta</i>	3,700	3,350	3,300	rowing
<i>Stridulivelia_australis</i>	4,000	3,400	3,300	rowing
<i>Stridulivelia_ayacucho</i>	5,567	5,867	6,333	rowing
<i>Stridulivelia_strigosa</i>	4,450	5,650	5,750	rowing
<i>Stridulivelia_tersa</i>	4,500	5,200	5,200	rowing
<i>Stridulivelia_transversa</i>	3,571	3,543	3,929	rowing
<i>Tachygerris_adamsoni</i>	7,145	12,973	12,955	rowing
<i>Tachygerris_celocis</i>	6,913	12,688	12,988	rowing
<i>Tachygerris_opacus</i>	7,000	12,400	11,975	rowing
<i>Telmatometra_fusca</i>	4,067	8,933	8,867	rowing
<i>Telmatometra_parva</i>	4,100	4,150	4,150	rowing
<i>Telmatometra_retusa</i>	4,000	8,420	8,540	rowing

2370 4) Tabela suplementar 4: Código do riacho, Categoria de tratamento de cada um dos riachos e diversidade de machos e fêmeas,
 2371 respectivamente (riqueza, abundância e índices funcionais).

Riachos	Categoria	Machos				Fêmeas			
		Riqueza	Abundância	FEve	FRic	Riqueza	Abundância	FEve	FRic
CNV05	CL	9	42	0,26256	0,21735	11	50	0,38587	0,21344
CNV06	CL	4	57	0,36926	0,2153	8	65	0,5158	0,18982
CNV08	CL	1	73	0,47258	0,1881	9	66	0,3838	0,19326
CNV09	CL	8	21	0,61828	0,20905	9	45	0,31599	0,20305
CNV10	CL	1	88	0,43016	0,21668	14	112	0,29377	0,213
CNV12	CL	1	27	0,46564	0,2145	12	30	0,34087	0,19555
CNV13	CL	8	72	0,3902	0,21756	12	78	0,47083	0,19609
CNV14	CL	4	81	0,31145	0,22421	16	91	0,21341	0,19876
CNV15	CL	5	72	0,44795	0,21756	13	88	0,45168	0,19537
CNV16	CL	1	74	0,4064	0,21528	10	110	0,43002	0,19278
HYG04	Mineração	2	3	0	0	3	20	0,8426	0,20718
HYH09	Mineração	20	6	0	0	2	5	0	0
HYH12	Mineração	1	35	0,73591	0,00019	7	40	0,66316	0,00071

HYH14	Mineração	2	1	0	0	7	16	0,57392	0,20863
HYI06-1	Mineração	9	5	0	0	2	4	0	0
HYI09	Mineração	5	4	0	0	6	9	0,18064	0,03206
HYI10	Mineração	7	11	0	0	4	6	0,13625	4,2E-06
HYK07	Mineração	5	7	0,51952	0,00014	6	26	0,45316	0,00046
HYL009	Mineração	2	52	0,28894	0,00019	7	79	0,60076	0,00029
HYL16	Mineração	2	25	0,45064	0,00019	6	38	0,37292	0,00011
HYO05	Mineração	5	2	0	0	3	5	0,13738	1,2E-06
HYP13	Mineração	1	26	0,41766	0,00015	5	37	0,84754	0,00027
HYP13-1	Mineração	7	5	0	0	2	27	0	0
HYP15	Mineração	11	12	0,41947	2,4E-06	4	9	0,73485	4,2E-06
HYQ03	Mineração	3	22	0,366	0,21369	5	26	0,39672	1,4E-05
HYS12	Mineração	1	16	0,34266	0,00015	4	33	0,41019	0,00044
IFT01	Floresta	1	29	0,61165	0,18558	8	94	0,23833	0,20282
IFT02	Floresta	1	12	0,49191	2,9E-05	10	38	0,47817	0,19111
IFT03	Floresta	2	28	0,61045	2,6E-05	7	155	0,45977	0,0005
IFT05	Floresta	18	82	0,37796	0,19913	7	150	0,34802	0,0005
IFT06	Floresta	6	10	0,41525	0,00017	4	33	0,28397	0,20756

IFT07	Floresta	10	26	0,31654	0,21712	10	145	0,47608	0,20441
IFT08	Floresta	4	20	0,63235	1,5E-05	6	33	0,27039	0,14458
IFT09	Floresta	6	10	0	0	4	48	0,53215	9,6E-05
IFT10	Floresta	9	46	0,65155	5,4E-06	6	21	0,33012	0,19074
PST01	PST	3	10	0,30397	0,04998	10	27	0,3943	0,21084
PST02	PST	2	16	0,77625	3,4E-05	6	82	0,33568	0,17918
PST04	PST	4	31	0,04626	0,00704	5	35	0,20398	0,0172
PST05	PST	4	26	0,65442	3,6E-05	6	19	0,17444	0,07487
PST06	PST	5	23	0,09128	0,00886	6	38	0,10622	0,0172
PST07	PST	1	40	0,51026	0,06927	14	49	0,22281	0,21877
PST08	PST	11	18	0,10929	0,01267	5	18	0,18971	0,01757
PST09	PST	4	6	0,6429	0,21148	11	27	0,46164	0,2153
PST10	PST	4	27	0,40887	0,06169	8	22	0,2586	0,04164
PST11	PST	6	50	0,48373	0,16518	12	100	0,33001	0,21615
PST12	PST	26	25	0,60799	0,21882	7	32	0,39011	0,21433
PST13	PST	13	23	0,31154	0,05482	9	51	0,25793	0,07534
PST14	PST	3	115	0,47844	0,06661	9	70	0,25271	0,19086
REF04	Floresta	3	9	0,91767	2,3E-05	3	62	0,31585	0,00024

UPA10UT20	RIL_2	2	44	0,62295	3,3E-05	7	57	0,69319	0,00051
UPA10UT20-2	RIL_2	4	98	0,35089	0,18859	7	163	0,32456	0,19111
UPA11UT12	RIL_2	5	26	0,56923	0,00019	6	87	0,6016	0,00046
UPA11UT26	RIL_2	3	57	0,66296	0,0002	6	111	0,54645	0,00045
UPA11UT37	RIL_2	1	32	0,7835	0,00019	5	123	0,49364	0,00045
UPA12UT11-1	RIL_2	1	11	0	0	6	197	0,66071	0,00068
UPA12UT11-2	RIL_2	4	79	0,3417	0,19912	9	148	0,35344	0,20208
UPA12UT29	RIL_2	8	67	0,47714	0,00018	8	167	0,36979	0,20207
UPA13UT27-1	RIL_2	2	34	0,26601	0,20309	12	43	0,35942	0,2153
UPA13UT27-2	RIL_2	10	53	0,2295	0,19996	8	117	0,25242	0,20286
UPA13UT31	RIL_2	15	7	0,36682	5,3E-06	7	126	0,47178	0,20447
UPA14UT10	RIL_2	11	68	0,28071	0,2031	10	110	0,25451	0,21467
UPA14UT20-1	RIL_2	1	33	0,27151	0,19913	6	64	0,16635	0,20201
UPA14UT23	RIL_2	8	63	0,37129	0,21254	13	110	0,24947	0,2103
UPA15REF5	Floresta	16	79	0,47456	2,7E-05	7	148	0,09223	0,19112
UPA16REF3	Floresta	5	23	0,60398	0,19912	6	141	0,6699	0,00071
UPA5REF1	Floresta	1	32	0,48864	2,7E-05	4	136	0,49837	0,0005
UPA5UT20	RIL_1	17	30	0,08588	1,7E-05	5	98	0,43396	0,14463

UPA6UT13	RIL_1	26	63	0,28617	0,21631	12	134	0,35669	0,21549
UPA6UT16	RIL_1	12	38	0,48733	0,00018	7	109	0,4386	0,00064
UPA6UT80	RIL_1	15	61	0,73561	3,1E-05	6	105	0,50915	0,00047
UPA6UT81	RIL_1	2	35	0,4939	2,7E-05	5	73	0,36063	0,00043
UPA7UT29	RIL_1	3	35	0,45004	3,3E-05	9	64	0,41437	0,2078
UPA7UT30	RIL_1	7	32	0,79976	3,3E-05	7	29	0,49906	0,00011
UPA7UT30-2	RIL_1	5	27	0,58322	2,7E-05	7	38	0,56255	0,00052
UPA7UT55	RIL_1	2	50	0,65158	0,00019	7	121	0,47627	0,00069
UPA8UT41	RIL_1	1	54	0,52169	2,3E-05	5	108	0,47905	0,00047
UPA9UT13	RIL_1	2	20	0,49995	2,6E-05	4	40	0,40493	0,0004

2372

2373

- 2375 1) Tabela suplementar 1: Riachos, variáveis, coordenadas geográficas e heterogeneidade ambiental dos 29 riachos amostrados dos dados
2376 coletados na Floresta Nacional de Caxiuanã, estado do Pará, Brasil.

Riachos	Variáveis ambientais			Variáveis espaciais			Coordenadas geográficas		Heterogeneidade ambiental
	Código dos riachos	Largura (m)	Profundidade (m)	Dossel (média - densiometro)	AEM2	AEM5	Foz (m)	X	Y
CAXD01	13,000	0,521	86,932	-0,119	-0,045	7517,249	-51,480	-1,809	11,626
CAXD02	4,173	0,540	91,591	0,028	0,181	10851,118	-51,454	-1,701	13,958
CAXD03	2,336	0,318	68,523	0,032	0,358	7875,694	-51,436	-1,724	22,267
CAXD04	12,091	0,613	81,818	0,015	-0,191	3840,049	-51,456	-1,795	12,197
CAXD05	4,609	0,574	63,864	0,226	-0,511	3683,065	-51,449	-1,766	15,190
CAXD06	6,364	0,391	59,886	-0,119	-0,045	5760,086	-51,484	-1,791	22,026
CAXD08	3,555	0,604	67,273	0,241	-0,006	16979,428	-51,482	-1,690	13,869
CAXD09	4,482	0,576	65,682	0,324	0,116	13326,480	-51,510	-1,724	13,635
CAXD10	2,536	0,353	61,364	0,324	0,116	16612,597	-51,542	-1,746	23,506
CAXD11	3,218	0,415	74,773	0,304	0,091	10557,845	-51,506	-1,777	10,952
CAXD12	4,818	0,516	72,159	0,227	-0,004	5613,327	-51,483	-1,780	5,812
CAXD13	4,755	0,620	101,477	0,324	0,116	13280,542	-51,515	-1,747	25,737
CAXD16	7,409	0,578	88,409	0,030	0,280	6529,892	-51,430	-1,735	12,241
CAXD17	6,227	0,620	106,932	0,213	-0,400	3186,687	-51,458	-1,777	30,810
PRAC01	4,545	0,704	18,750	-0,041	0,092	5588,449	-51,522	-2,111	33,329
PRAC02	2,333	0,741	75,227	-0,089	0,076	25723,532	-51,545	-2,203	25,304

PRAC03	3,670	0,534	33,864	-0,119	-0,045	11830,424	-51,539	-2,126	21,242
PRAC04	2,761	0,459	46,818	-0,146	-0,297	11241,667	-51,546	-2,117	19,805
PRAC05	3,454	0,598	19,546	-0,105	0,042	25972,665	-51,549	-2,208	32,509
PRAC06	5,129	0,670	63,182	-0,126	-0,057	15726,829	-51,562	-2,104	11,845
PRAC07	3,066	0,664	70,455	-0,067	0,094	14836,464	-51,539	-2,149	18,875
PRAC08	3,001	0,520	36,136	-0,077	-0,284	7184,005	-51,528	-2,108	20,272
PRAC09	2,373	0,824	86,477	-0,115	-0,002	29293,886	-51,559	-2,228	38,945
PRAC10	3,424	0,844	32,045	-0,119	-0,045	12288,682	-51,556	-2,120	27,555
PRAC11	5,261	0,920	38,636	-0,119	-0,045	38535,464	-51,599	-2,238	29,930
PRAC12	3,046	0,421	25,227	-0,291	0,087	42145,552	-51,615	-2,236	35,005
PRAC13	3,264	0,508	60,909	-0,256	0,049	48209,648	-51,638	-2,250	17,038
PRAC14	3,822	0,840	79,545	-0,223	0,020	52028,044	-51,658	-2,253	33,741
PRAC15	1,545	0,512	87,614	-0,176	-0,014	53974,429	-51,668	-2,261	38,594

- 2377 1) Tabela suplementar 2: Abundância e riqueza dos 29 riachos amostrados dos dados coletados na Floresta Nacional de Caxiuanã, estado do
2378 Pará, Brasil.
2379 2)
2380

Riachos	Abundância	Riqueza
CAXD01	72	10
CAXD02	25	7
CAXD03	27	7
CAXD04	19	4
CAXD05	18	4
CAXD06	30	3
CAXD08	31	6
CAXD09	14	4
CAXD10	16	6
CAXD11	47	7
CAXD12	5	3
CAXD13	40	7
CAXD16	25	8
CAXD17	2	1
PRAC01	48	9
PRAC02	150	6
PRAC03	65	5
PRAC04	156	3
PRAC05	49	5
PRAC06	145	7
PRAC07	26	7
PRAC08	43	4

PRAC09	44	5
PRAC10	49	6
PRAC11	47	4
PRAC12	36	7
PRAC13	20	4
PRAC14	6	4
PRAC15	18	8

2381

2382

2383 3) Tabela suplementar 3: Valores de LCBD, para dados de abundância e incidência, dos 29 riachos amostrados dos dados coletados na
 2384 Floresta Nacional de Caxiuanã, estado do Pará, Brasil.

Riachos	Incidência			Abundância		
	Código	LCBD_T	LCBD_{Subs}	LCBD_{DifRiq}	LCBD_T	LCBD_{Subs}
CAXD01	0,042	0,029	0,061	0,031	0,023	0,038
CAXD02	0,046	0,066	0,016	0,043	0,069	0,019
CAXD03	0,055	0,083	0,013	0,043	0,071	0,018
CAXD04	0,040	0,050	0,025	0,033	0,040	0,027
CAXD05	0,022	0,016	0,032	0,028	0,027	0,029
CAXD06	0,031	0,013	0,059	0,032	0,050	0,017
CAXD08	0,038	0,053	0,016	0,038	0,062	0,017
CAXD09	0,036	0,042	0,028	0,039	0,038	0,040
CAXD10	0,046	0,068	0,013	0,043	0,053	0,034
CAXD11	0,035	0,043	0,022	0,027	0,035	0,019
CAXD12	0,037	0,024	0,057	0,041	-0,004	0,082
CAXD13	0,025	0,024	0,027	0,028	0,041	0,017
CAXD16	0,043	0,050	0,032	0,040	0,064	0,019
CAXD17	0,051	-0,018	0,154	0,046	-0,021	0,106
PRAC01	0,029	0,011	0,056	0,026	0,032	0,020
PRAC02	0,025	0,028	0,021	0,035	-0,002	0,068
PRAC03	0,024	0,025	0,023	0,031	0,029	0,033
PRAC04	0,031	0,013	0,059	0,041	0,009	0,070
PRAC05	0,022	0,021	0,024	0,025	0,030	0,021
PRAC06	0,030	0,033	0,026	0,042	0,013	0,067
PRAC07	0,026	0,025	0,027	0,024	0,031	0,018

PRAC08	0,030	0,030	0,029	0,026	0,035	0,018
PRAC09	0,028	0,034	0,020	0,030	0,043	0,018
PRAC10	0,042	0,060	0,015	0,036	0,054	0,021
PRAC11	0,031	0,033	0,029	0,039	0,061	0,019
PRAC12	0,021	0,016	0,029	0,024	0,033	0,017
PRAC13	0,039	0,047	0,026	0,033	0,042	0,025
PRAC14	0,034	0,038	0,029	0,039	-0,002	0,075
PRAC15	0,039	0,042	0,034	0,036	0,043	0,029

2385

2386 4) Tabela suplementar 4: Partição de variância da dbRDA e o detalhes do modelo da *Forward selection*, dos 29 riachos amostrados dos
 2387 dados coletados na Floresta Nacional de Caxiuanã, estado do Pará, Brasil.

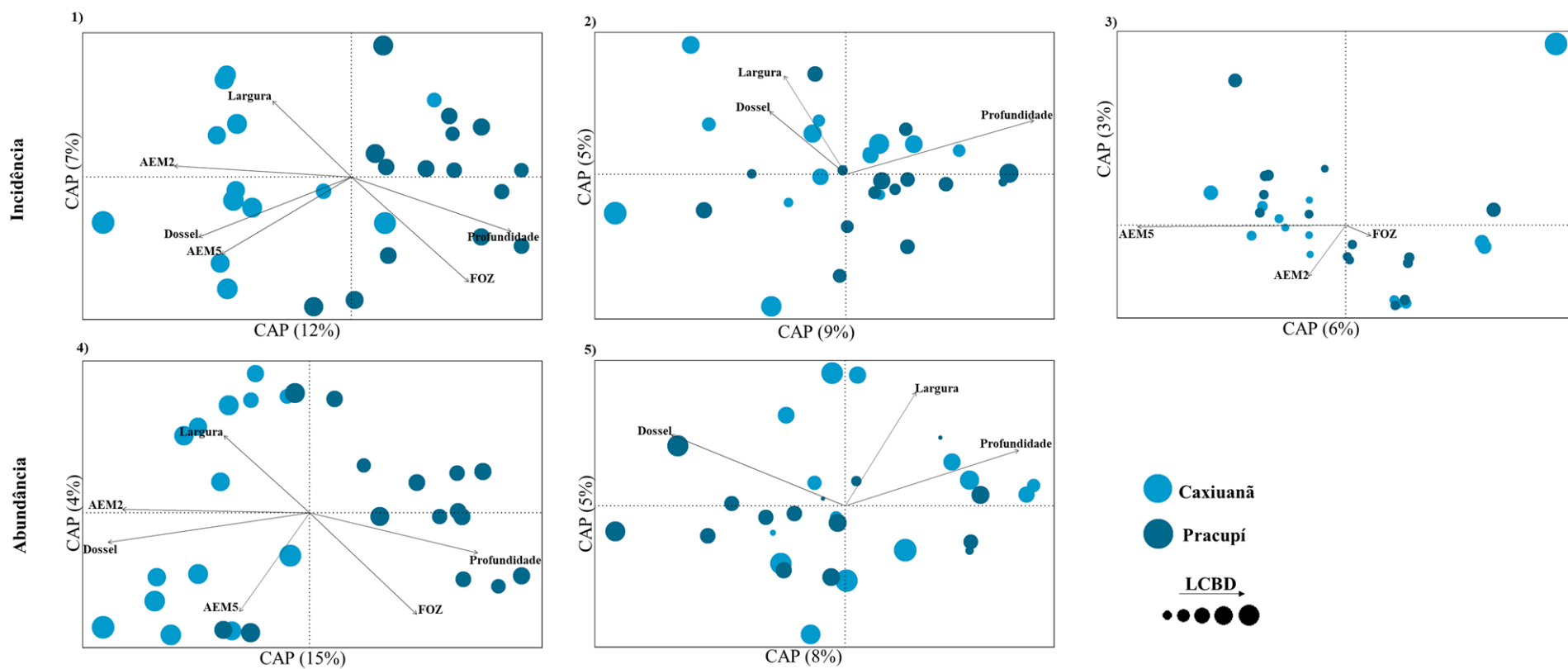
2388

		Partições	Dbrda-D			Dbrda-βSubs			Dbrda-βDifRiq/Ab		
			R²adj	F	p	R²adj	F	p	R²adj	F	p
Incidência	[a]	Ambiente	0,078	1,798	0,008	0,104	1,549	0,025	-0,065	0,696	0,701
	[b]	Ambiente +Espaço	0,074	2,565	0,001	0,125	2,28	0,002	-0,037	0,637	0,765
	[c]	Espaço	0,098	1,988	0,004	0,004	1,452	0,057	0,194	2,491	0,033
	[d]	Re--síduos	0,748			0,765			0,91		
Abundância	[a]	Ambiente	0,075	1,718	0,014	0,077	1,423	0,049	-0,007	0,9304	0,474
	[b]	Ambiente+Espaço	0,062	2,41	0,001	0,149	2,081	0,001	0,04	1,326	0,262
	[c]	Espaço	0,044	1,415	0,05	-0,036	1,112	0,283	0,065	1,601	0,146
	[d]	Resíduos	0,817			0,809			0,9		

	Variável	R²	R²cum	AdjR²Cum	F	p
Forward selection	AEM2	0,059	0,059	0,024	1,700	0,015
	AEM5	0,053	0,112	0,044	1,555	0,037
	Foz	0,051	0,164	0,063	1,536	0,041

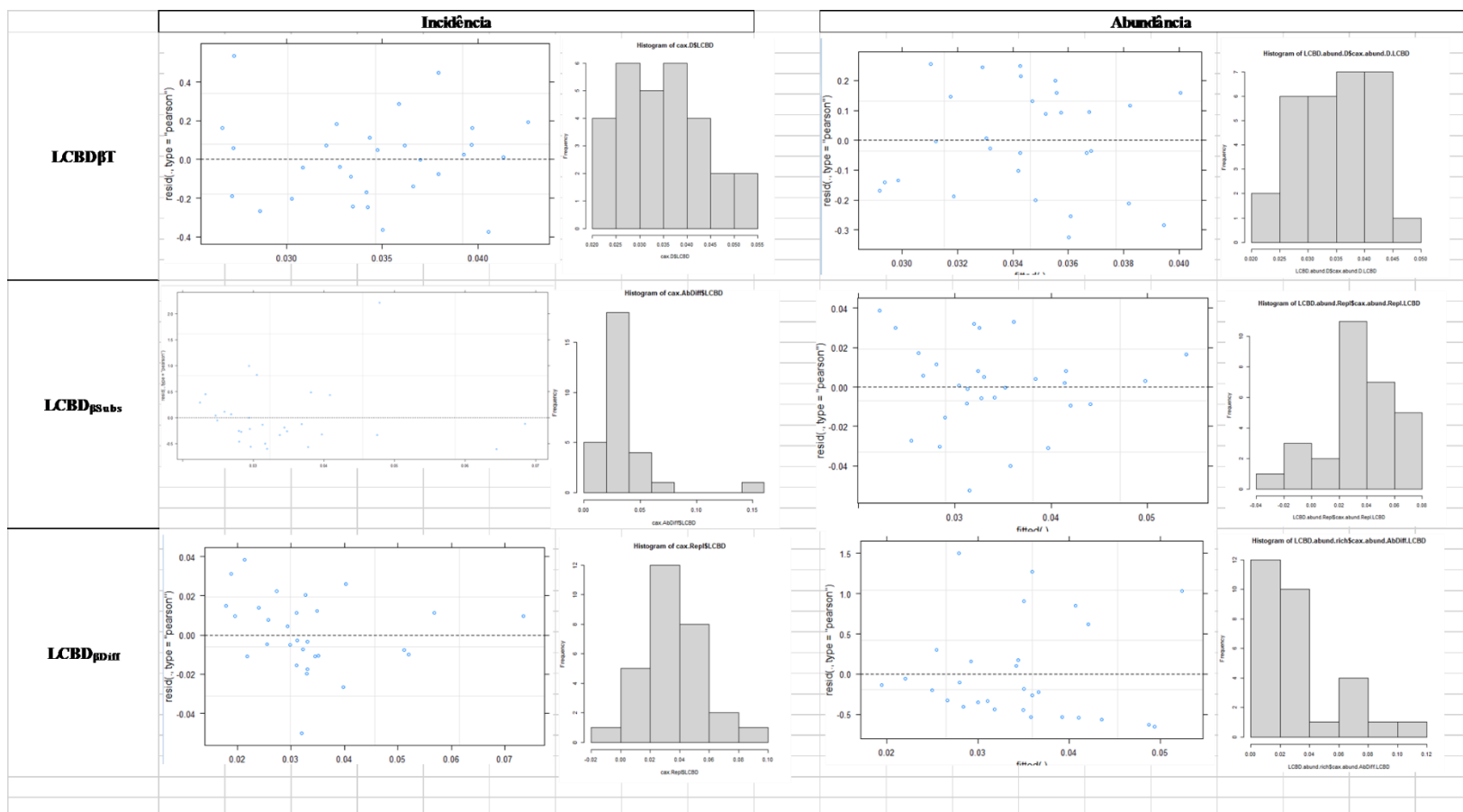
2389

2390 5) Material suplementar 5: Gráficos representativos da dbRDA para a diversidade βT (1 e 4) e as frações significativas de substituição de
 2391 espécies (2 e 5- β_{Subs}) e diferença de riqueza (3 β_{DifRiq}), para os dados de incidência e abundância, em riachos da Floresta Nacional de
 2392 Caxiuanã, estado do Pará.



2393

2394 6) Material suplementar 6: Gráficos representativos dos resíduos e da distribuição dos valores de LCBD, para as matrizes de dissimilaridade
 2395 (1 e 4) e as frações de substituição de espécies (2 e 5- β_{Subs}) e diferença de riqueza (3 β_{DifRiq}), para os dados de incidência e abundância,
 2396 em riachos da Floresta Nacional de Caxiuanã, estado do Pará.



2397 **Cronograma**

2398 Tabela: Cronograma de atividades realizadas durante o período de doutoramento (2017-2021).

Atividades	<u>Ano</u>																
	<u>2017</u>	<u>2018</u>				<u>2019</u>				<u>2020</u>				<u>2021</u>			
	<u>Trimestre</u>	<u>Trimestre</u>				<u>Trimestre</u>				<u>Trimestre</u>				<u>Trimestre</u>			
	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Cumprimento de créditos.	X	X	X	X		X		X								X	
Coleta de dados.	X																
Triagem, identificação, aferição de traços morfológicos e tabulação de dados.		X	X					X	X	X	X	X					
Análises estatísticas.						X	X	X	X			X	X		X		
Participação em seminários, disciplinas, congressos e atividades extras.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X	
Qualificação e apresentação de resultados parciais.				X	X					X							
Redação da tese e revisão de literatura.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Produção de material científico e didático.					X	X	X	X	X			X	X	X	X	X	X
Orientação de estudantes de graduação.						X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Defesa e apresentação da versão final da tese.																X	X

2399

