

**MUSEU PARAENSE EMÍLIO GOELDI
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA**

LENIZE BATISTA CALVÃO

**Padrão de distribuição de Odonata (Insecta) em sistemas aquáticos com
exploração de madeira na Amazônia Oriental: Seleção de microhabitat e
características morfológicas das libélulas**

**Belém - PA
Outubro, 2016**

LENIZE BATISTA CALVÃO

Padrão de distribuição de Odonata (Insecta) em sistemas aquáticos com exploração de madeira na Amazônia Oriental: Seleção de microhabitat e características morfológicas das libélulas

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Zoologia da Universidade Federal do Pará/Museu Paraense Emílio Goeldi, como requisito parcial para obtenção do título de doutora em Zoologia (área de concentração Conservação e Ecologia).

Área de concentração: Biodiversidade e conservação

Linha de pesquisa: Ecologia de comunidades

Orientadora: Professora, Dr^a. Maria Aparecida Lopes

Coorientador: Professor, Dr. Leandro Juen

Belém - PA
Outubro, 2016

Dados Internacionais de Catalogação- na-Publicação (CIP)
Biblioteca do Instituto de Ciências Biológicas - UFPA

Calvão, Lenize Batista

Padrão de distribuição de Odonata (Insecta) em sistemas aquáticos com exploração de madeira na Amazônia Oriental: seleção de microhabitat e características morfológicas das libélulas / Lenize Batista Calvão ; Orientadora, Maria Aparecida Lopes ; Coorientador, Leandro Juen. - 2016.

117 f. : il.

Inclui bibliografias

Instituição conveniada: Museu Paraense Emílio Goeldi

Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Pará, Instituto de Ciências Biológicas, Programa de Pós-graduação em Zoologia, Belém, 2016.

1. Odonata – habitat - Amazonia. 2. Odonata - pesquisa. 3. Insetos aquáticos. 4. Madeira - exploração. I. Lopes, Maria Aparecida, orientadora. II. Juen, Leandro, coorientador. III. Museu Paraense Emílio Goeldi. IV. Título.

CDD – 22 ed. 595.73309811

LENIZE BATISTA CALVÃO

51

52

53

54 **Padrão de distribuição de Odonata (Insecta) em sistemas aquáticos com**
55 **exploração de madeira na Amazônia Oriental: Seleção de microhabitat e**
56 **características morfológicas das libélulas**

57

58 Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Zoologia MPEG/UFPA, Área Ecologia e
59 Conservação, como requisito parcial para obtenção do título de doutora em Zoologia, avaliada
60 pela Comissão composta pelos professores (as) doutores (as):

61

62

63

Dr^a. Ana Cristina Mendes de Oliveira (Interno)

Dr. Adolfo Cordero Rivera

Dr^a. Joice Nunes Ferreira (Externo)

Dr. Marciel Elio Rodrigues (Externo)

Dr. Paulo De Marco Júnior (Externo)

Dr. Raphael Ligeiro Barroso Santos (Externo)

Dr. Rhainer Guillermo Nascimento Ferreira
(Externo)

64

65

66

67

SUMÁRIO

68		
69	Resumo Geral.....	6
70	Introdução Geral	7
71	Estruturação da tese	14
72	Referências	16
73		
74	Capítulo I (Are Odonata communities impacted by conventional or reduced impact logging?)	
75	22
76	Resumo	23
77	Introdução.....	25
78	Material e métodos	28
79	Resultados.....	32
80	Discussão	33
81	Conclusão	37
82	Referências	38
83	Capítulo II (Fatores ambientais locais estruturando o padrão de turnover das espécies de	
84	Odonata (Insecta) em riachos com exploração de madeira na Amazônia Oriental)	
85	59
86	Resumo	60
87	Introdução.....	61
88	Material e métodos	63
89	Resultados.....	67
90	Discussão	73
91	Conclusão	77
92	Referências	78
93	Capítulo III (Turnover morfológico de Odonata em riachos amazônicos com exploração	
94	convencional de madeira).....	85
95	Resumo	86
96	Introdução.....	87
97	Material e métodos	89
98	Resultados.....	96
99	Discussão	104
100	Conclusão	107
101	Referências	108
102	Conclusão Geral.....	116
103		
104		

RESUMO GERAL

As comunidades biológicas estão distribuídas de forma espacialmente estruturada nos sistemas aquáticos, de modo que a perda de integridade do hábitat pelas ações antrópicas e as restrições impostas pelas características morfológicas das espécies, contribuem para o padrão existente da metacomunidade no ambiente. Os sistemas hídricos constituem bons modelos para identificar os processos que participam da distribuição local dos organismos. Os tributários desses sistemas, estão dispostos em uma rede dendrítica sob a restrição de múltiplas condições ambientais e são muito sensíveis as modificações que ocorrem na bacia de drenagem. Essas modificações são, principalmente, aquelas resultantes das atividades humanas, que em geral, culminam na perda da biodiversidade residente. Na região amazônica a exploração de madeira tem sido considerada uma das principais atividades que provoca altas taxas de desmatamento. Para reduzir os efeitos drásticos no ambiente, algumas técnicas de manejo florestal, como manejo de Impacto Reduzido (MIR), têm sido implementadas com o intuito de extrair a matéria prima do ambiente natural e promover a conservação das espécies e dos processos necessários ao funcionamento do ecossistema. Por outro lado, a exploração sem controle, conhecida como exploração convencional, altera a morfologia do canal dos ecossistemas aquáticos, reduz a cobertura vegetal e aumenta a entrada de sedimento fino, ocorrendo geralmente a alteração dos parâmetros aceitáveis físicos-químicos-microbiológicos água. Buscando avaliar os efeitos da extração madeireira na biodiversidade aquática, utilizaremos a ordem Odonata como organismo modelo, em virtude da sua sensibilidade às modificações no ambiente aquático, alta diversidade de espécies e serem associadas a diversos tipos de ambientes aquáticos, bem como viver na interface com o ambiente terrestre. O objetivo da tese é avaliar o padrão da distribuição das espécies de Odonata nos sistemas hídricos que se encontram distribuídos em áreas submetidas à exploração de madeira convencional ou de impacto reduzido na região Amazônia Oriental. Para responder a esse objetivo a tese foi dividida em três capítulos, cujos objetivos são: (i) Avaliar se a diversidade de Odonata diminui nas áreas com exploração convencional de madeira, e, identificar quais são as variáveis abióticas que estruturam a composição de Odonata. (ii) Avaliar a intensidade dos fatores ambientais e espaciais na distribuição das espécies de Odonata nos igarapés amostrados e verificar se ocorre um *turnover* taxonômico de espécies em áreas naturais (íntegras). (iii) Avaliar quais são as estruturas morfológicas da ordem Odonata que estão associadas com o gradiente ambiental nos três tratamentos (referência (REF), manejo de impacto reduzido (MIR) e corte convencional (CC)).

1. INTRODUÇÃO GERAL

105 **Exploração madeireira na Amazônia**

106 A região amazônica é detentora de uma das maiores biodiversidades de espécies e de
107 ecossistemas naturais. No entanto, esses sistemas estão muito ameaçados em virtude do
108 intenso processo de transformação de floresta para o uso da terra (Peres et al., 2010), como a
109 pecuária, plantações de ciclo curto, como a soja, e de ciclo longo, como a palma (oil palm),
110 grilagem e extração da madeira (Fearnside, 2005; Gardner et. al. 2013; Cunha et al., 2015).
111 Essas atividades desencadearam um processo de desmatamento muito intenso em algumas
112 áreas, principalmente em uma faixa contínua que vai desde o estado do Acre até o Maranhão
113 que passou a ser conhecida como “Arco do desflorestamento” (Aldrich et al., 2014). Dados
114 recentes mostram que houve um aumento de 282% da perda vegetal na Amazônia Legal em
115 relação ao ano de 2014, sendo o Pará o quinto estado com a maior taxa (Fonseca et al., 2015).

116 O Pará é conhecido mundialmente por suas altas taxas de transformação,
117 fragmentação e redução de áreas vegetais. O município de Paragominas no interior deste
118 estado apresenta registro de desmatamento desde 1976 (Pereira et al., 2002). As construções
119 civis de estradas federais possibilitaram o seu desenvolvimento recente (Gardner et al., 2013)
120 e conseqüentemente o acesso a essas áreas facilitou o escoamento mecanizado de produtos da
121 agricultura, do comércio de exploração madeireira, dentre outros usos da terra. Como
122 resultado do processo de exploração nessa área já existem registros de possíveis extinções
123 para algumas espécies de aves no período entre 1980 e 2013 (Moura et al., 2014).

124 A modificação da paisagem natural por ações antrópicas tem causado a perda de
125 hábitat físico e da biodiversidade (Sala et al., 2000), afetando a resiliência e o funcionamento
126 dos ecossistemas naturais (Foley et al., 2005; Cardinale et al., 2012). Atividades como a
127 extração madeireira são uma das principais ameaças à biodiversidade na região tropical
128 (Ghazoul, 2002), uma vez que promovem a degradação florestal de forma acentuada, através
129 da remoção da vegetação nativa (Holmes et al., 2001). Esta atividade pode ser precursora de
130 uma série de outros impactos, como a conversão da vegetação natural em ecossistema de
131 pastagem, agricultura ou até mesmo outros usos cada vez mais intensos e danosos. Essa
132 prática, em conjunto com outras ações antrópicas, modificam a estrutura das condições
133 ambientais e podem alterar o hábitat físico dos sistemas hídricos (Vörösmarty et al., 2010).

134 O sistema de corte convencional de madeira (CC) é uma prática de alto impacto
135 ambiental sobre a paisagem natural (Figura 1A), caracterizada por não existir compromisso
136 com a manutenção da biodiversidade através da remoção desordenada das madeiras, visando

137 unicamente o lucro (Jonhs et al., 1996). Esse tipo de exploração reduz mais de 90% da
138 cobertura vegetal dos ecossistemas naturais e afeta mais de 32% da área florestal por tora
139 removida, devido ao processo ineficiente da retirada das toras, falta de planejamento na
140 construção das estradas que provoca o aumento na quantidade de resíduos vegetais,
141 aumentando a propensão da floresta ao incêndio (Boltz et al., 2003). Apesar dos sistemas
142 hídricos serem protegidos pela legislação (Lei 12.727, 17/10/2012), essas práticas de
143 exploração madeireira convencional ainda são recorrentes na Amazônia, ocorrendo muitas
144 vezes próximo a margem dos ecossistemas aquáticos, em virtude de muitas madeiras de lei
145 estarem associadas com a disponibilidade hídrica, e por isso, podem modificar a estrutura do
146 canal e afetar as propriedades da água (Figura 1B). Os efeitos deste tipo de exploração podem
147 reduzir drasticamente a cobertura da vegetação ripária, levar à redução da conectividade do
148 fluxo de água e aumentar a superfície impermeabilizada pelas estradas incorretamente
149 planejadas (Bracken e Crocke, 2007).

150 Para reduzir os danos florestais da exploração convencional, a implementação do
151 manejo de impacto reduzido (MIR) na Amazônia consiste num planejamento intensivo e
152 controlado das fases pré e pós-exploratória (Putz, 2008), com vantagens econômicas e
153 ambientais (Jonhs et al., 1996, Boltz et al., 2003). As principais técnicas aplicadas no manejo
154 de impacto reduzido baseiam-se em atividades como: i) extração somente das árvores que
155 apresentam o diâmetro mínimo legalmente permitido; ii) direcionamento das árvores no
156 momento da derrubada; iii) desbaste de lianas pelo menos dois anos antes da extração efetiva,
157 para não ocorrer a queda em cadeia de árvores menores próximas, que não são
158 comercializadas; iv) diminuição em até 50% de resíduos florestais no solo e a construção de
159 pátios de estocagem da madeira removida (Rockwell et al., 2007). Além disso, esse sistema
160 de manejo é policíclico, com a rotatividade de exploração de madeira na mesma área. Assim,
161 uma área na qual já ocorreu a extração da madeira somente será novamente explorada após 30
162 anos, permitindo a regeneração florestal (Johns et al., 1996).

163 A abertura de estradas de acesso, principais ou secundárias, é planejada de forma a
164 minimizar os efeitos do maquinário pesado no ambiente natural, pois evita a perda excessiva e
165 desnecessária da cobertura vegetal durante o deslocamento das toras (Veríssimo et al., 1992).
166 A construção das estradas é regulada pelo limite de distância dos corpos d'água estabelecida
167 na legislação, evitando a intensa sedimentação ao longo do canal que reduz a biodiversidade
168 residente (Fossati et al., 2001).

169 A aplicação dessas técnicas possibilita que as condições físicas do ambiente aquático
170 sejam mantidas e que a diversidade das espécies residentes se mantenha semelhante às
171 condições dos ambientes íntegros (Dias et al., 2009) (Figura 1 C e D). No entanto, torna-se
172 necessário avaliar os efeitos do manejo florestal de impacto reduzido na biodiversidade, uma
173 vez que as etapas dessa atividade podem deixar de considerar a complexidade ecológica e o
174 contexto histórico da área (Sist e Ferreira, 2007).
175



176

177

178

179 **Figura 1.** Efeito do corte convencional na paisagem próximo aos sistemas hídricos (A) e
180 nas margens do ambiente aquático (B). Igarapés inseridos em áreas íntegras (C) e nas áreas
181 com manejo de impacto reduzido (D). Fonte: Cunha, E.J.R. (Imagem A e B) e Calvão, L.B. (Imagem
182 C e D).

183

184 **Sistemas hídricos**

185 Os sistemas hídricos são bastante variáveis em sua dinâmica e funcionamento,
186 principalmente por dependerem da estrutura física terrestre adjacente (Macedo et al., 2014). A
187 interdependência dos ambientes aquáticos e terrestres conduzem a uma alta complexidade

188 biológica no espaço e no tempo, através dos processos ecológicos que ocorrem nas dimensões
189 laterais e longitudinais dos sistemas aquáticos (Thorp et al., 2006).

190 Os efeitos das atividades antrópicas nos sistemas hídricos modificam a estrutura da
191 vegetação ripária possibilitando uma mudança das características microclimáticas no canal,
192 provocam o aumento da desestabilização do solo e da troca de material inorgânico entre o
193 ambiente terrestre e aquático, podendo modificar a morfologia do curso d'água e levar a
194 redução nas trocas de material orgânico como troncos e folhas, oriundos da vegetação ripária
195 e seus estratos arbóreos (Pusey e Arthington, 2003). Essas alterações, em conjunto,
196 inviabilizam a dinâmica de funcionamento dos ecossistemas aquáticos, pois alteram o hábitat
197 físico marginal e as propriedades da água, ameaçando a manutenção da biodiversidade
198 aquática (Bleich et al., 2014; 2015).

199 Dessa forma, a persistência das espécies no hábitat está frequentemente relacionada às
200 condições ambientais (Leibold, 1995), devido aos seus atributos bionômicos que são
201 fundamentais para as adaptações fisiológicas, morfológicas, aquisição de alimentos e
202 estratégias reprodutivas (Southwood 1988). Os atributos morfológicos das espécies estão
203 sujeitos as pressões seletivas exercidas pelo ambiente, moldando a seleção de hábitat das
204 espécies no gradiente ambiental, bem como as respostas das espécies frente aos diferentes
205 processos de estruturação da metacomunidade (AlgarTE et al., 2014). Portanto, a seleção de
206 quais espécies poderiam ou não resistir a variação ambiental, ou até mesmo os impactos, não
207 é aleatória, e sim segue fatores relacionados à sensibilidade, morfologia, comportamento e/ou
208 filogenia das mesmas.

209 As modificações ambientais induzem a alterações nos filtros ambientais que
210 determinam a distribuição das espécies, pois simplificam o ambiente. Isso acaba levando a
211 uma homogeneização da composição biológica, uma vez que persistem somente aquelas que
212 conseguem suportar essas variações ambientais (Siqueira et al., 2015). A homogeneização
213 biótica pode comprometer a dinâmica de funcionamento do ecossistema (McPeck, 1998),
214 levando à redução do fluxo gênico entre as populações, aumentando a redundância funcional
215 das comunidades e diminuindo a resiliência diante alterações ambientais, além de
216 consequências evolucionárias para a dinâmica da comunidade (Olden et al., 2004).

217

218 **Efeitos da antropização nas assembleias de Odonata**

219 Os adultos de Odonata possuem um ciclo de vida anfibiótico. Os imaturos são
220 aquáticos, e os adultos são intimamente associados aos cursos d'água, apresentando ampla
221 distribuição nos ecossistemas aquáticos. Os indivíduos territoriais permanecem pousados na
222 vegetação ripária ou nas estruturas vegetais próximos à lâmina d'água (Corbet et al., 1999).
223 As espécies desse grupo apresentam especificidades às condições ambientais (Corbet et al.,
224 1999; Sato e Riddiford, 2008), podendo ser utilizadas para avaliar o efeito das alterações
225 antrópicas nos ecossistemas aquáticos (Butler e deMaynadier, 2008).

226 As mudanças na paisagem provocadas pela prática de exploração convencional
227 podem promover uma alteração nas condições naturais dos ambientes aquáticos (Davies et al.,
228 2005), que são determinantes na estruturação das assembleias de Odonata (Calvão et al. 2016).
229 Esses efeitos resultam em um padrão de distribuição diretamente associado à tolerância das
230 espécies às diferentes métricas ambientais, categorizando as mesmas em sensíveis
231 (sobrevivem em condições ambientais com menor amplitude e por isso são sensíveis às
232 mudanças nos fatores ambientais) e tolerantes (sobrevivem em condições ambientais com
233 maior amplitude e por isso são tolerantes às mudanças nos fatores ambientais).

234 Em geral, as espécies euritópicas de Odonata têm sido associadas a ambientes com
235 maior incidência de luz solar, favorecendo principalmente as espécies de tamanho corporal
236 maior, que dependem da incidência de luz solar constante em seus corpos para iniciar suas
237 atividades (espécies heliotérmicas) (Figura 2 A). Por outro lado, as espécies menores, em
238 geral mais estenotópicas, são sensíveis às mudanças ambientais, pois dependem da
239 temperatura do ar para se aquecer e realizar suas atividades (e.g. conformadores termais)
240 (Figura 2 B) (Carvalho et al., 2013; Juen, 2014; Monteiro-Júnior et al., 2015; Oliveira-Junior
241 et. al., 2015; De Marco et al. 2015).



242
243 **Figura 2.** Espécies de Odonata: *Oligoclada* sp. (A) e *Psaironeura* sp. (B). Disponível em:
244 <Libellules de Guyane>.

245

246

247

248 **Padrões ecológicos para comunidades biológicas**

249

250

251

252

253

254

255

256

257

258

259

260

261

262

263

264

Os diversos processos de metacomunidade reguladores da estruturação das assembleias no ambiente natural raramente determinam isoladamente a diversidade biológica (Leibold, 2004; McCauley, 2008). A montagem das comunidades biológicas resulta de processos locais (ambiente local, heterogeneidade do microhabitat) e regionais (limitação de dispersão) (Peres-Neto et al., 2012). Dentro desse cenário, os fatores ambientais (Nicho) e puramente espaciais (Neuro) podem ser determinantes para a distribuição das espécies de libélulas no ambiente (Siepielski e McPeck, 2013). Para as comunidades afetadas pelas pressões seletivas do ambiente, os mecanismos de seleção de microhabitats disponíveis para as espécies podem ser preditos pela sua composição taxonômica, estratégias adaptativas de reprodução (Southwood 1988), características morfológicas, fisiológicas e comportamentais (May 1976) que proporcionam vantagens para o *fitness* dos organismos (Southwood 1988; Korfiatis & Stamou 1999). Os fatores espaciais podem ser também determinantes para a distribuição das espécies de Odonata quando analisamos a comunidade, pois as espécies podem ser ecologicamente diferentes entre si em suas habilidades dispersivas (Siepielski & McPeck, 2013).

265

266

267

268

269

270

271

272

273

As diferenças nas condições do ambiente físico associadas a diversos fatores como as interações biológicas, tolerância às condições ambientais, acessibilidade das espécies a partir de um *pool* regional, atributos bionômicos (mobilidade, tamanho corporal) e característica da paisagem contribuem para o *turnover* das assembleias biológicas entre os diferentes locais (Pandit et al., 2009; De Bie et al., 2012; Fattorini et al., 2012). Após os distúrbios ambientais provocados pela exploração convencional de madeira, que alteram as condições físicas ambientais, espera-se geralmente uma diminuição da diversidade beta em áreas impactadas em função da perda da heterogeneidade ambiental nos ecossistemas naturais (Siqueira et al., 2015).

274

275

276

277

278

279

280

Além de avaliar os efeitos das condições ambientais na diversidade taxonômica de espécies, identificar a ocorrência e frequência das características morfológicas das espécies que estão em um ecossistema também nos possibilita entender sobre a estruturação das comunidades no ambiente (Mouillot et al., 2013). Violle et al., (2007) sugere que o ambiente atua como um filtro que irá determinar a persistência de espécies com traços específicos. Nos animais os traços funcionais influenciam as características de performance ecológica das espécies afetando direta ou indiretamente o seu *fitness* (Violle et al., 2007).

281 Seguindo a hipótese do gradiente de *stress* das condições do ambiente físico, a
282 variação das condições locais pode ser muito importante para determinar a distribuição das
283 espécies no espaço. Um dos fatores determinantes é a tolerância que apresentam as condições
284 ambientais, podendo até mesmo mediar as interações biológicas existentes entre as espécies
285 (Daleo e Irabarne, 2009). A perda das características físicas do ambiente pela exploração
286 convencional de madeira conduz os riachos a uma maior severidade ambiental e leva à perda
287 da diversidade das características morfológicas das espécies. Assim, há uma diminuição
288 razoável dessa diversidade nas áreas com manejo de impacto reduzido, quando comparadas
289 com as áreas de referência. Com base nesses conceitos, o objetivo da tese é avaliar o padrão
290 de diversidade de Odonata nos sistemas hídricos de pequeno porte da região Amazônica e os
291 efeitos que a exploração de madeira convencional e de manejo de impacto reduzido exercem
292 sobre os padrões detectados. Para responder a esse objetivo, a tese foi dividida em três
293 capítulos contemplando diferentes hipóteses e predições.

294

295

296 2. ESTRUTURAÇÃO DA TESE

297

298

CAPÍTULO I

299 **Objetivo:** avaliar o efeito da exploração de madeira convencional e do manejo de impacto
300 reduzido, usando a assembleia de Odonata como modelo para identificar quais são as
301 variáveis ambientais dos sistemas hídricos (vegetação marginal, morfologia do canal e físico-
302 químicos da água) que estão estreitamente relacionadas com a estruturação das populações do
303 grupo.

304 **Predições:** haverá uma menor diversidade e uma diferenciação na composição de espécies de
305 Odonata nas áreas com exploração convencional, em resposta às mudanças das condições
306 ambientais decorrentes desse tipo de atividade não planejada, sendo que as métricas
307 relacionadas à vegetação marginal serão determinantes para a diferença na composição de
308 espécies de Odonata entre os tratamentos. Por outro lado, a composição de espécies será
309 similar entre as áreas de referência e manejo de impacto reduzido, devido às técnicas de
310 manejo que buscam manter a qualidade ambiental necessária às especificidades e exigências
311 ambientais das espécies.

312

313

CAPÍTULO II

314 **Objetivo:** avaliar a intensidade com que fatores ambientais ou espaciais determinam a
315 estruturação do padrão de diversidade beta dos adultos de Odonata em riachos da Bacia do
316 Rio Capim, Amazônia Oriental.

317

318 **Predições:** haverá maior diversidade beta e um maior *turnover* taxonômico das espécies de
319 Odonata nos igarapés de referência (REF), quando comparados com as áreas de exploração de
320 madeira manejada (MIR) ou convencional (CC). O maior *turnover* taxonômico das áreas
321 íntegras será composto por espécies de libélulas que apresentam maior biomassa.

322

323

CAPÍTULO III

324

325 **Objetivo:** Avaliar a diversidade morfológica das espécies de Odonata em riachos inseridos
326 em áreas de exploração madeira, verificando quais estruturas morfológicas da ordem Odonata

327 estão associadas com os preditores ambientais nos três tratamentos comparados (áreas de
328 referência (REF), de manejo de impacto reduzido (MIR) e exploração convencional (CC)).

329

330 **Predições:** haverá uma maior diversidade beta e um *turnover* maior morfológico de Odonata
331 nos igarapés inseridos nas áreas de referência (REF), quando comparado às áreas de manejo
332 de impacto reduzido (MIR) e de corte convencional (CC). As características morfológicas das
333 espécies de Odonata relacionados à suas habilidades termorreguladoras serão as mais afetadas
334 pela exploração convencional de madeira, considerando que esta atividade aumenta a
335 incidência de luz solar no sistema aquático.

336

338 **3. REFERÊNCIAS**

339

340 Aldrich, S., Walker, R., Simmons, C., Caldas, M., Perz, S. 2014. Contentious land change in
341 the Amazon's arco f deforestation. *Annals of the Association of American Geographers*
342 102(1), 103-12.

343

344 Algarte, V.M., Rodrigues, L., Landeiro, V.L., Siqueira, T., Bini, L.M. 2014. Variance
345 partitioning of deconstructed periphyton communities: does the use of biological traits matter?
Hydrobiologia 722, 279-290.

346

347 Bleich, M.E., Mortati, A.F., André, T., Piedade, T.F. 2014. Riparian deforestation affects the
348 structural dynamics of headwater streams in Southern Brazilian Amazonia. *Tropical
Conservation Science* 7(4), 657-676.

349

350 Bleich, M.E., Piedade, M.T.F., Mortati, A.F.M., André, T., 2015. Autochthonous primary
351 production in southern Amazon headwater streams: Novel indicators of altered environmental
352 integrity. *Ecological Indicators* 53, 154-161.

352

353 Boltz, F., Holmes, T.P., Carter, D.R. 2003. Economic and environmental impacts of
354 conventional and reduced-impact logging in Tropical South America: a comparative review.
Forest Policy and Economics 5, 69-81.

355

356 Butler, R.G., deMaynadier, P.G. 2008. The significance of littoral and shoreline habitat
357 integrity to the conservation of lacustrine damselflies (Odonata). *Journal Insect Conservation*
12, 23-36.

358

359 Bracken, L.J., Croke, J. 2007. The concept of hydrological connectivity and its contribution to
360 understanding runoff-dominated geomorphic systems. *Hydrological Processes* 21, 1749-1763.

360

361 Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani,
362 A., Mace, G.M., Tilma, D., Wardle, D.A., Kinzig, A.P., Daily, G.C., Loureau, M., J., Grace,
363 B., Larigauderie, A., Srivastava, D. S., Naeem, S. 2012. Biodiversity loss and its impact on
364 humanity. *Nature* 486, 59- 67.

364

365 Calvão, L.B., Nogueira, S.D., Montag, L.F.A., Lopes. M.A., Juen, L. 2016. Are Odonata
366 communities impacted by conventional or reduced impact logging? *Forest
Ecology and Management* 382, 143-150.

367 Carvalho, F.G., Pinto, N.S., Oliveira-Júnior, J.M.B., Juen, L. 2013. Effects of marginal
368 vegetation removal on Odonata communities. *Acta Limnologica Brasiliensia* 25 (1), 1-9.

369 Chase, J.M. 2005. Towards a really unified theory for metacommunities. *Functional Ecology*
370 19, 182-186.

371 Corbet, P.S. 1999. *Dragonflies Behavior and ecology of Odonata*, University of Edinburgh
372 scotland, U.K.

373 Cunha, E.J., Montag, L.F.A, Juen, L. 2015. Oil palm crops effects on environmental integrity
374 of Amazonian streams and Heteropteran (Hemiptera) species diversity. *Ecological Indicators*
375 52, 422-429.

376 Daleo, P., Iribarne, O. 2009. Beyond competition: the stress-gradient hypothesis tested in
377 plant-herbivore interactions. *Ecology*, 90. 2368-2374.

378 Davies, P.E., McIntosh, P.D., Wapstra, M., Bunce, S.E.H., Cook, , L.S.J., French, B., Munks,
379 S.A., 2005. Changes to headwater stream morphology, habitats and riparian vegetation
380 recorded 15 years after pre-Forest Practices Codes forest clearfelling in upland granite terrain,
381 Tasmania, Australia. *Forest Ecology and Management* 217, 331-350.

382 De Bie, T., De Meester, L., Brendonck, L., Martens, K., Goddeeris, B., Ercken, D., Hampel,
383 H., Denys, L., Vanhecke, L., Van der Gucht, K., Van Wichelen, J., Vyverman, W., Declerck,
384 S.A.J. 2012. Body size and dispersal mode as key traits determining metacommunity structure
385 of aquatic organisms. *Ecology Letters* 15, 740-747.

386 De Marco Jr., P. Batista, J.D., Cabette, H.S.R. 2015. Community assembly of adult odonates
387 in tropical streams: an ecophysiological hypothesis. *PlosOne*, 10(4), 1-17.

388 Dias, M. S., Magnusson, W.E., Zuanon, J. 2010. Effects of reduced-impact logging on fish
389 assemblages in a Central Amazonia. *Conservation Biology* 24(1), 278-286.

390 Fattorini, S., Baselga, A. 2012. Species richness and turnover patterns in European
391 tenebrionid beetles. *Insect Conservation and Diversity* 5, 331-345.

392 Fearnside, P.M. Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e consequências.
393 *Megadiversidade* 1(1), 113-123.

394 Foley, J.A., DeFries, R., Asner, P.G., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S.,
395 Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A.,

396 Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K. 2005.
397 Global consequences of land use. *Science* 309, 570-574.

398 Fonseca, A., Souza Jr., C., Veríssimo, A. 2015. Boletim do desmatamento da Amazônia Legal
399 (fevereiro de 2015) SAD. Imazon. Disponível em:
400 <[http://imazon.org.br/PDFimazon/Portugues/transparencia_florestal/amazonia_legal/SAD-
401 Fevereiro2015.pdf](http://imazon.org.br/PDFimazon/Portugues/transparencia_florestal/amazonia_legal/SAD-
401 Fevereiro2015.pdf)>.

402 Fossati, O., Wasson, J.G., Héry, C., Salinas, G., Marin, R. 2001. Impact of sediment releases
403 on water chemistry and macroinvertebrate communities in clear water Andean streams
404 (Bolivia). *Archiv Fur Hydrobiologie* 151(1): 33-50.

405 Gardner, T.A., Ferreira, J., Barlow, J., Lees, A.C., Parry, L., et al. 2013. A social and
406 ecological assessment of tropical land uses at multiple scales: the Sustainable Amazon
407 Network. *Philosophical Transactions of the Royal Society* 368, 1-11.

408 Ghazoul, J. 2002. Impact of logging on the richness and diversity of forest butterflies in a
409 tropical dry forest in Thailand. *Biodiversity and Conservation* 11, 521-541.

410 Holmes, T.P., Blate, G.M., Zweede, J.C., Pereira Jr., R., Barreto, P., Boltz, F., Bauch, R.
411 2001. Financial and ecological indicators of reduced impact logging performance in the
412 eastern Amazon. *Forest ecology and Management* 5583, 1-18.

413 Johns, J.S., Barreto, P., Uhl, C. 1996. Logging damage during planned and unplanned logging
414 operations in the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* 89, 59-77.

415 Juen, L., Oliveira-Junior, J.M.B., Shimano, Y. Mendes, T.P., Cabette, H.S.R. 2014.
416 Composição e riqueza de Odonata (Insecta) em riachos com diferentes níveis de conservação
417 em um ecótono Cerrado-Floresta Amazônica. *Acta Amazonica* 44(2), 175-184.

418 Leibold, M.A. 1995. The niche concept revisited: mechanistic models and community
419 context. *Ecology* 76, 1371-1382.

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

423 Macedo, D.R., Hughes, R.M., Ligeiro, R., Ferreira, W.R., Castro, M.A., Junqueira, N.,
424 Oliveira, D.R., Firmiano, K.R., Kaufmann, P.R., Pompeu, P.S. Callisto, M. 2014. The relative
425 influence of catchment and site variables on fish and macronvertebrate richness in cerrado
426 biome streams. *Landscape Ecol* 29, 1001-1006.

427 McCauley, S.J., Davis, C.J., Relyea, R.A., Yurewicz, K.L., Skelly, D.K., Werner, E.E. 2008.
428 Metacommunity patterns in larval odonates. *Oecologia* 158, 329-342.

429 McPeck, M.A. 1998. The consequences of changing the top predator in a food web: A
430 comparative experimental approach. *Ecological Monographs* 68(1), 1-23.

431 Monteiro Júnior, C.S., Juen, L., Hamada, N. 2015. Analysis of urban impacts on aquatic
432 habitats in the central Amazon: Adult odonates as bioindicators of environmental quality.
433 *Ecological Indicators* 48, 303-311.

434 Moura, N.G., Lees, A.C., Aleixo, A., Barlow, J., Dantas, S.M., Ferreira, J., Lima, M.F.,
435 Gardner, T.A. 2014. Two Hundred Years of Local Avian Extinctions in Eastern Amazonia.
436 *Conservation Biology* 00, 1-11.

437 Mouillot, D., Graham, N.A.J., Villéger, S., Mason, N.W.H., Bellwood, D.R. 2013. A
438 functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology and*
439 *Evolution* 28, 167-177.

440 Olden J.D., Poff, N.L., Douglas, M.R., Douglas, M.E., Fausch, K.D. 2004. Ecological and
441 evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology and Evolution* 19(1),
442 18-24.

443 Oliveira-Junior, J.M.B., Shimano, Y., Gardner, T.A., Hughes, R.M., De Marco Jr., P., Juen,
444 L. 2015. Neotropical dragonflies (Insecta: Odonata) as indicators of ecological condition of
445 small in the Eastern Amazon. *Austral Ecology*, Doi:10.1111/aec.12242.

446 Pandit, S., Kolasa, J., Cottenie, K. 2009. Contrasts between habitat generalists and specialists:
447 an empirical extension to the basic metacommunity framework. *Ecology* 90 (8), 2253-2262.

448 Pereira, Jr., R., Zweede, J., Asner, G.P., Keller, M. 2002. Forest canopy damage and recovery
449 in reduced-impact and conventional selective logging in eastern Para, Brazil. *Forest Ecology*
450 *and Management* 168, 77-89.

451 Peres, C.A., Gardner, T.A., Barlow, J., Zuanon, J., Michalski, F., Lees, A.C., Vieira, I.C.G.,
452 Moreira, F.M.S., Feeley, K.J. 2010. Biodiversity conservation in human-modified Amazonian
453 forest landscapes. *Biological Conservation* 143, 2314-2327.

454 Peres-Neto, P.R., Leibold, M.A., Dray, S. 2012. Assessing the effects of spatial contingency
455 and environmental filtering on metacommunity phylogenetics. *Ecology* 93, S14-S30.

456 Pusey, B.J., Arthington, A.H. 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and
457 management of freshwater fish: a review. *Marine and Freshwater* 54, 1-16.

458 Rockwell, C., Kainer, K.A., Marcondes, N., Baraloto, C., 2007. Ecological limitations of
459 reduced-impact logging at the smallholder scale. *Forest Ecology and Management* 238, 365-
460 374.

461 Sala, O.E., Chapin, F.S., Armesto, J.J., Berlow, R., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-
462 Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D., Mooney,
463 H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M., Wall, D.H. 2000.
464 Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287, 1770–1774.

465 Sato, M., Riddiford, N. 2008. A preliminary study of the Odonata of S'Albufera Natural Park,
466 Mallorca: status, conservation priorities and bio-indicator potential. *Journal Insect*
467 *Conservation* 12, 539-548.

468 Saunders, D.L., Meeuwig, J.J., Vincent, A.C.J. Freshwater Protected areas: Strategies for
469 conservation. *Conservation Biology* 16(1), 30-41.

470 SFB- Serviço florestal brasileiro. 2015. Concessões Florestais. Disponível em:
471 [http://www.florestal.gov.br/concessoes-florestais/proximas-concessoes/servico-florestal-](http://www.florestal.gov.br/concessoes-florestais/proximas-concessoes/servico-florestal-licitara-mais-de-um-milhao-de-hectares-para-concessao-florestal)
472 [licitara-mais-de-um-milhao-de-hectares-para-concessao-florestal](http://www.florestal.gov.br/concessoes-florestais/proximas-concessoes/servico-florestal-licitara-mais-de-um-milhao-de-hectares-para-concessao-florestal).

473 Siepielski, A.M., McPeck, M.A. 2013. Niche versus neutrality in structuring the beta diversity
474 of damselfly assemblages. *Freshwater Biology* 58, 758-768.

475 Siqueira, T., Lacerda, C.G.L.T., Saito, V.S. 2015. How does landscape modification induce
476 biological homogenization in tropical stream metacommunities?. *Biotropica* 0: 1-8.

477 Sist, P., Ferreira, F.N. 2007. Sustainability of reduced-impact logging in the Eastern Amazon.
478 *Forest Ecology and Management* 243, 199-209.

479 Southwood, T.R.E. 1988. Tactics, Strategies and Templets. *Oikos* 52(1), 3-18.

480 Thorp, J.H. Thoms, M.C., DeLong, M.D. 2006. The riverine ecosystem synthesis:
481 biocomplexity in river networks across space and time. *River Research and Applications* 22,
482 123-147.

483 Veríssimo, A., Barreto, P., Mattos, M., Tarifa, R., Uhl, C., 1992. Logging impacts and
484 prospects for sustainable Forest management in an old Amazonian frontier: the case of
485 Paragominas. *Forest ecology and management* 55, 169-199.

- 486 Violle, C., Navas, M.L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., Garnier, E., 2007.
487 Let the concept of trait be functional!. *Oikos* 116, 882-892.
- 488 Vörösmarty, C.J., McIntyre, P.B., Gessner, M.O. 2010. Global threats to human water
489 security and river biodiversity. *Nature* 467, 551-561.
- 490 Yates, M.L., Andrew, N.R., Binns, M., Gibb, H. 2014. Morphological traits: predictable
491 responses to macrohabitats across a 300 km scale. *PeerJ* 2:e271, 1-20.
- 492

493

494

495

496

497

498

499

500

501

502

503

504

505

506

507

CAPÍTULO I

508

Publicado na *Forest Ecology and Management* 382 (2016) 143-150

509

Disponível para dowloand <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.013>

510

511

512

513

514

515

516

517

518

519

520 **Are Odonata communities impacted by conventional or reduced impact logging?**

521 Lenize Batista Calvão^{1*}, Denis Silva Nogueira², Luciano Fogaça de Assis Montag³, Maria
522 Aparecida Lopes⁴ e Leandro Juen⁵

523 ¹ Programa de Pós-Graduação em Zoologia, Museu Paraense Emílio Goeldi/Universidade
524 Federal do Pará, Instituto de Ciências Biológicas, Laboratório de Ecologia e Conservação-
525 LABECO, Rua Augusto Corrêa, Nº 1 Bairro Guamá, CEP 66.075-110, Belém, Pará, Brasil.
526 email: lenizecalvao@gmail.com

527 ²Faculdade de Ciência Agrárias, Biológicas e Sociais Aplicadas, Universidade do Estado de
528 Mato Grosso, Nova Xavantina, Mato Grosso, Brasil. CEP 78690-000. email:
529 dnogueira.bio@gmail.com

530 ³ Universidade Federal do Pará, Instituto de Ciências Biológicas, Laboratório de Ecologia e
531 Conservação - LABECO, Rua Augusto Corrêa, Nº 1 Bairro Guamá, CEP 66.075-110, Belém,
532 Pará, Brasil. email: lfamontag@gmail.com

533 ⁴ Universidade Federal do Pará, Instituto de Ciências Biológicas, Laboratório de Ecologia e
534 Conservação de Florestas Tropicais, Rua Augusto Corrêa, Nº 1 Bairro Guamá, CEP 66.075-
535 110, Belém, Pará, Brasil. email: maria@ufpa.br

536 ⁵ Universidade Federal do Pará, Instituto de Ciências Biológicas, Laboratório de Ecologia e
537 Conservação - LABECO, Rua Augusto Corrêa, Nº 1 Bairro Guamá, CEP 66.075-110, Belém,
538 Pará, Brasil. email: leandrojuen@ufpa.br

539 ***Corresponding author**

540 **ABSTRACT** Timber harvest is a prevailing economic activity in Amazonia, which
541 contributes to forest degradation and biodiversity loss. However, Reduced-impact logging has
542 been used to mitigate the loss of environmental integrity and biodiversity, since it has been

543 assumed to be less detrimental than conventional logging practices. The objective of this
544 study was to evaluate if environmental conditions, streams and Odonata communities in
545 reduced-impact logging areas (RIL) are similar to those of unlogged areas (CONTROL),
546 whilst all are modified in conventional logging areas (CL), as a consequence of vegetation
547 removal from the margins of water bodies. Forty-nine streams in areas that differ in timber
548 harvest practices were sampled in eastern Amazonia. As expected, aquatic systems in RIL
549 areas showed environmental conditions and Odonata species composition similar to
550 CONTROL areas while CL streams differed both from CONTROL and RIL. Odonata
551 richness and abundance were not different between CONTROL, RIL and CL treatments,
552 however. Despite the fact that species richness and abundance changes may be masked by the
553 presence of remaining riparian vegetation in CL areas, the use of reduced-impact logging
554 minimizes changes in Odonata species composition and environmental conditions, that
555 remain similar to that of unlogged areas. This is possible due to the planning to reduce
556 environmental impacts in RIL. Unlike RIL, most canopy cover in the proximity of the water
557 bodies (<10 m distance) is lost in CL areas due to logging activities.

558 **Keywords:** Odonata, conventional logging, reduced-impact logging, biological conservation,
559 tropical streams, habitat integrity.

560

561 **1. Introduction**

562 Several unplanned human activities lead to habitat degradation of natural ecosystems
563 (Malhi et al. 2014). In tropical forests, conventional logging (CL) removes vegetation without
564 silvicultural practices to protect biodiversity, also damaging species with no market value,
565 resulting in changes in forest structure and diversity (Davies et al. 2005). On the other hand,
566 wood removed by reduced impact logging might create a habitat with more clearings
567 embedded in the matrix of closed canopy forest or might not lead to a drastic physical
568 degradation of aquatic ecosystems (Nogueira et al. 2016).

569 In addition, CL produces an increased amount of forest residues (e.g woody debris,
570 logs), which derive both from logging (Davies et al. 2005) and from logging road construction
571 (Gomi et al. 2006; Kleinschroth et al. 2016). Although forest residues can serve as
572 microhabitats for many species in terrestrial environments, they can form barriers and affect
573 the dynamics of ecosystem functioning (Olsson and Staaf 1995). It is noteworthy that a higher
574 input of logs in aquatic ecosystems can reduce the morphological complexity of the channel,
575 and consequently, the water flow in streams (Davies et al. 2005). Changes in the physical
576 characteristics of the channel can change species composition of aquatic organisms such as
577 Odonata, which are highly dependent on stream flow conditions (Sanabria and Realpe 2009;
578 Vilela et al. 2016). The conversion of natural landscape to degraded areas results in loss of
579 leaf litter productivity, increased stream temperature (Janisch et al. 2012), potential input of
580 sediment in streams (Fossati et al. 2001; Gomi et al. 2006), with subsequent changes in water
581 quality (Fernandes et al. 2014; Zeni and Cassati 2014).

582

583 Timber demand for civil construction, paper production, and energy sources has had
584 the exponential growth predicted for the Anthropocene period (Steffen et al. 2011). Thus,
585 aquatic ecosystems tend to be threatened by CL because they depend on marginal structures

586 covered by riparian forest for their maintenance and functioning (Bleich et al. 2015). The
587 deployment of reduced-impact logging techniques is an attempt to integrate logging and
588 biodiversity conservation (Roque et al. 2015). This practice is supported by Brazilian law
589 (Law 7.803, De 18 de Julho de 1989), which defines the criteria for logging deployment and
590 functioning near Amazon aquatic ecosystems.

591 Reduced-impact logging (RIL) is a set of operations in a polycyclic system and
592 includes planning in pre- and post-logging phases, including (primary and secondary) road
593 construction, and maintaining protected buffers along the water systems (Dykstra and
594 Heinrich 1996). Hence, RIL techniques and practices attempt to maintain the physical
595 environmental characteristics of terrestrial ecosystems and dendritic aquatic systems;
596 therefore, RIL minimizes the effects of logging on aquatic biodiversity, such as vertebrates
597 (Dias et al. 2010) and saproxylic macroinvertebrates (Roque et al. 2015). As many species
598 have specific environmental requirements, they are subject to environmental selective
599 pressures, which cause determining limitations to the local persistence of species (Poff and
600 Ward 1990).

601 Despite the advances of RIL techniques, their effects are still unpredictable for
602 groups with high specificity or fidelity to environment quality (Bicknell and Peres 2010). It is
603 thus important to assess the response of aquatic invertebrate organisms to the effects of RIL in
604 order to determine effective actions to improve management in natural areas. Amazonian
605 aquatic ecosystems have very heterogeneous natural physical characteristics and their
606 responses could be nonlinear to different human activities (Leal et al. 2016). However, these
607 predictions must be tested at larger scales and in the long term to understand their actual
608 effects on biodiversity and on the functional diversity of species (Burivalova et al. 2015).

609 Insects of the Odonata order have broad distribution and diversity in tropical water
610 systems and are good models to be used in the assessment of the effects of anthropogenic

611 changes in aquatic ecosystems (Carvalho et al. 2013; Oliveira-Junior et al. 2015, Rodrigues et
612 al. 2016) and in priority areas assigned for conservation, which comprise biodiversity hotspots
613 (Simaika et al. 2013). The persistence of adult odonates in aquatic environments of terrestrial
614 landscapes is associated with many factors, including the effects on areas surrounding riparian
615 vegetation (Dolný et al. 2014), bionomic features, e.g. body size (Dutra and De Marco 2014),
616 selectivity of microhabitats/substrates (Corbet 1999), and thermoregulatory abilities (May
617 1976; De Marco et al. 2015). Combined with these factors, the choice of microhabitats for
618 juvenile development in their aquatic phase also determines habitat selection by adults
619 (Kadoya et al. 2008). Especially in Neotropical regions, the majority of Odonata species are
620 essentially associated with forests, which provide several larval habitats, shaded and sunshine
621 microhabitats, which are unavailable to thermal conformers in open areas (Paulson 2006).

622 We assess the effects of CL and RIL attempting to identify which environmental
623 variables of streams (marginal vegetation, channel morphology, and physico-chemical aspects
624 of water) are most important to the community structure of Odonata assemblages. Our
625 hypothesis is that there is changes in Odonata species diversity and composition between
626 pristine forests (hereafter, CONTROL) and CL areas, and marginal vegetation metrics are
627 determining factors in the differences in Odonata adult compositions between treatments. On
628 the other hand, species diversity and composition shall be similar between CONTROL and
629 RIL areas, if logging in RIL is effectively planned to minimize impacts on forest structure as
630 thought. Due to previously planned removal of timber in reduced impact management, it is
631 expected that physical environmental conditions of streams (e.g. riparian vegetation), which
632 affect the Odonata community, remain unchanged by this practice; consequently, biodiversity
633 shall remain unchanged.

634 2. Material and methods

635 2.1. Study area

636 This study was carried out in 49 streams, which comprise the Capim River basin, in
637 the municipality of Paragominas, northeastern Pará State, Brazil (Fig. 1). For its most part, the
638 vegetation in the region is classified as Dense Ombrophilous forest (Almeida et al. 2009). The
639 climate in the region is “Aw”, according to Köppen's system (Peel et al. 2007); tropical wet,
640 with rainfall of approximately 2,000 mm/year and relative air humidity of 80% (Silva et al.
641 2007).

642 Sample units were selected to reach greater environmental variation of aquatic
643 systems visited. Some criteria were adopted: minimum geographical distance of 2 Km
644 between each stream to preserve their independent sampling and streams from different sub-
645 basins. A total of 12 streams located in CONTROL areas were assessed; these were
646 undisturbed areas, with continuity between the riparian vegetation and the adjacent forest, and
647 absence of human impacts in the surroundings (Oliveira et al. 2008); 26 streams in managed
648 logging areas, where RIL is deployed (Veríssimo et al. 1992); and 11 streams in CL areas.
649 CONTROL and RIL streams are located inside Cikel Brasil Verde Madeiras LTDA complex.
650 This area has been logged since 2001 under FSC (Forest Stewardship Council) certification
651 and polycyclic logging is carried out; an area is only logged again after 30 years of forest
652 regeneration. Sampling units in conventional logging areas are located in properties around
653 Cikel Company and do not belong this company.

654 Despite the presence of vegetation around aquatic ecosystems in conventional
655 logging areas, it forms a discontinuous reach with the adjacent forest where the number of
656 large trees is lower than in reference areas, which is compatible with the history of logging in
657 the Paragominas region (Veríssimo et al. 1992).

658 *2.2. Sampling design and biological sampling*

659 A 150-meter reach was delimited in each stream, subdivided in 10 sections (15 m),
660 separated by transects sections (11), designated by letters from A (downstream) to K
661 (upstream). Subsequently, each section was subdivided in three five-meter segments, and the
662 Odonata order was only sampled in the first two segments, comprising a total of 20 five-meter
663 segments.

664 Odonata adults were collected using an entomological net between 11 am and 14 pm,
665 a period with the busiest activity (Kutcher and Bried 2014). A one-hour period was
666 standardized for sampling in each stream. Each individual collected was stored into envelopes
667 of thin paper, following Lencioni's protocol (2005, 2006). To identify the specimens, we used
668 specialized taxonomic keys (Garrison et al. 2006, 2010; Garrison and von Ellenrieder, 2015;
669 Lencioni 2005, 2006; Pessacq 2014; von Ellenrieder 2013). The witness biological material is
670 deposited in the Zoology Collection at the Federal University of Pará, Belém campus - PA,
671 Brazil.

672 *2.3. Physical integrity of the environment*

673 In each section, the physical environment of stream systems was assessed following
674 the physical integrity protocol adapted from US-EMAP West Wadeable Stream (Peck et al.
675 2006). A total of 242 environmental metrics were calculated in crosscut sections or in
676 longitudinal sections along the 150-m reach of each stream (Kaufman et al. 1999). Metrics
677 were grouped in seven blocks, similar to Ferreira et al. (2014): channel morphology;
678 substrate; hydraulics; riparian vegetation; wood debris; shelter; human impact. In addition to
679 these metrics, air temperature (°C), relative air humidity (%), and three physico-chemical
680 variables of water were measured: dissolved oxygen (mg/l), pH, and conductivity (µS/cm).
681 Temperature and relative air humidity were measured using a thermo-hydrometer in the
682 middle of the 150-m reach (section F). The three physico-chemical metrics were measured

683 with a multiparameter probe (Horiba®) in sections A, F, and K, and we obtained an average of
684 each metric per stream.

685 2.4. Data analyses

686 Each stream sampled was considered an experimental unit, totaling the
687 environmental variables and species abundance recorded in each segment. To decrease the
688 number of environmental metrics, variables with variation coefficient equal to zero were
689 removed. Spearman correlations were performed for the blocks that had more than 10 metrics,
690 removing metrics with correlation (≥ 0.7). After that, a principal component analysis (PCA)
691 (Legendre and Legendre 1998) was performed for each block of environmental variables
692 (Ferreira et al. 2014) and only the metric with the highest loading value on the first axis
693 (higher than 0.6) was selected.

694 Finally, a correlation analysis was performed, combining environmental metrics with
695 physico-chemical variables, temperature, and relative air humidity, to remove collinear
696 metrics. Metrics with correlations higher than 0.7 were removed and variables with higher
697 relevance for Odonata (Samways and Steytler 1996; Sato and Riddiford 2008; Juen and De
698 Marco, 2011; Oliveira-Junior et al. 2015) were kept; channel width-to-depth ratio, organic
699 matter (%), residual pools, canopy cover (%), wood debris (with channel diameter of 1 to 3
700 meters and length of 1.5 to 5 meters), log removal at 10 m buffer to the stream (proximity to
701 logging areas (m)), presence of shelter (aquatic plants, hanging vegetation = or < 1 m, wood >
702 or < 3m), air temperature (°C) and dissolved oxygen in water (mg/l). These nine metrics were
703 used as abiotic predictors.

704 A principal component analysis (PCA) was used with nine abiotic predictors to
705 visualize variation in environmental characteristics between the three treatments; reference
706 area (unlogged areas CONTROL), managed logging (reduced-impact logging - RIL), and
707 conventional logging (CL). Since environmental variables were evaluated with different

708 measurement units, abiotic data were standardized (mean 0 and variance 1). The Monte Carlo
709 was adopted as an axis selection criterion. To test the difference in environmental variables
710 between treatments (CONTROL, RIL and CL), a Permutacional Multivariate Analysis of
711 Variance (PERMANOVA) was used (Anderson 2001). Significance was defined through the
712 Monte Carlo procedure, with 9999 randomizations and $\alpha = 0.05$.

713 Sample coverage method was used (Chao et al. 2014) to remove biases caused by
714 sampling procedures when comparing species biodiversity and composition between Odonata
715 assemblages. This method assesses sampling effectiveness at each sampling unit based on
716 species abundance. After this procedure, values ranging from 0.58 to 1.0 were found in
717 CONTROL areas, 0.39 to 1.0 were found in RIL areas, and 0.64 to 0.97 in CL areas. Sample
718 coverage higher than 50% was used as an inclusion criterion. Thus, analyses of three RIL
719 streams were removed, so that there were 46 streams left; 12 in CONTROL areas, 26 in RIL
720 areas, and 11 in CL areas.

721 In order to assess whether Odonata species richness and abundance differ between
722 the three treatments, a variance analysis (ANOVA) (Zar 2010) was performed considering the
723 three treatments: CONTROL, RIL, and CL. An Odonata species composition ordination
724 between treatments (CONTROL, RIL, and CL) was performed using a principal coordinate
725 analysis (PCoA) (Legendre and Legendre 1998). Biotic data were log-transformed $\log(x+1)$.
726 *Bray-Curtis* similarity index was used to build the matrix based on Odonata species
727 abundance data. PERMANOVA was used to test the difference in Odonata assemblage
728 composition between treatments (CONTROL, RIL and CL), followed by a paired test.
729 Significance was defined through the Monte Carlo test, with 9999 randomizations and
730 assuming a significance value of $p \leq 0.05$.

731 A redundancy analysis (RDA) was performed to assess the effects of environmental
732 variables of CONTROL, RIL and CL areas on Odonata assemblages (Legendre and Legendre

733 1998), and species with abundance lower than ten individuals were removed to avoid a biased
734 pattern of linear relationship between species and environmental variables (Quinn and
735 Keough 2002). The analyses were conducted in R (R Development Core Team 2014).

736 **3. Results**

737 Compared to RIL and unlogged areas, conventional logging areas had negative
738 effects on the environmental variables of water systems, which in turn affected Odonata
739 composition allowing the presence of several tolerant species.

740 *3.1. Environmental variability between CONTROL, RIL and CL treatments*

741 Environmental variables were similar between Control and RIL areas, and both
742 differed from CL areas (Fig. 2) ($F=9.036$; $p=0.190$, and $p\leq 0.001$, respectively). The first two
743 axes explained 48.5% of the environment variation between treatments (Table 1). The first
744 axis explained 25.7% of the distinction between CL and the other areas (CONTROL and
745 RIL), with higher canopy cover in CONTROL and RIL channels and increased proximity to
746 logging areas (< 10 m) in CL areas. The second axis explained 22.8% of the environment
747 variation associated with an increase in residual pools and channel width-to-depth ratio (Table
748 1).

749 *3.2. Odonata assemblages*

750 A total of 1, 154 specimens were collected, belonging to 47 Odonata species. There
751 were 15 species of the suborder Anisoptera, belonging to the families Aeshnidae, Gomphidae,
752 and Libellulidae. There were 32 species of Zygoptera belonging to the families
753 Calopterygidae, Coenagrionidae, Dicteriadidae, Heteragrionidae, Perilestidae, Polythoridae
754 (Table 2).

755

756 *3.3. Effects of environmental variables on Odonata assemblages*

757 There were no differences in Odonata species richness and abundance between
758 CONTROL, RIL and CL treatments ($F_{(2,43)} = 1.753$; $p=0.185$, and $F_{(2,43)}=0.240$; $p=0.787$).
759 Odonata species composition did not differ between CONTROL and RIL streams; on the
760 other hand, both differed from CL streams ($F= 4.731$ and $p= 0.334$; $p=0.001$, respectively)
761 (Fig. 3). Five species occurred only in reference areas, nine in reduced-impact logging areas,
762 and 12 in conventional logging areas.

763 There was a relationship between Odonata species composition and environmental
764 predictors ($R^2=0.409$, $p\leq 0.001$) (Fig. 4, Table 3), and the two axes in redundancy analysis
765 explained 29.1% of the abiotic data variance. There was an increase in abundance of adult *P.*
766 *exigua* and *A. indicatrix* in RIL areas, following the increase in amount of organic matter in
767 the channel; whereas there was an increase in abundance of *P. tenuis*, *A. infumata*, *A.*
768 *tinctipennis*, *E. capilliformis* and *A. sp. 2* in CONTROL and RIL areas. *P. tenuis* abundance
769 increased as residual pools and channel width-to-depth ratio increased; *A. infumata* abundance
770 increased as wood debris (inside and out of the water body) increased; *A. tinctipennis*
771 increased as the concentration of dissolved oxygen increased; and *E. capilliformis* and *A. sp. 2*
772 increased as canopy cover increased. *P. thais* showed higher abundance in CL areas with
773 higher air temperature and presence of shelter (e.g. aquatic plants). The abundance of *A.*
774 *collata*, *E. metallica*, *O. walkeri*, *F. amazonica* and *H. silvarum* increased in CL areas where
775 anthropogenic impacts occur less than 10 m from the water body margin.

776

777 **4. Discussion**

778 Conventional logging alters the natural environmental conditions of aquatic systems in
779 the Amazon forest, reducing canopy cover, mainly due to proximity to logging areas, which
780 occurs less than 10 meters from the water. This reduction in vegetation cover in CL areas is
781 directly associated with the increase in gaps formed by the removal of trees of logging interest

782 (Johns et al. 1996), which can lead to the loss of water quality (Fernandes et al. 2014), as well
783 as to decreased dissolved oxygen concentration (Reid et al. 2010) and changes in the
784 microclimatic conditions of the channel (Davies et al. 2005; Moore et al. 2005). Similarity
785 between Odonata assemblages in CONTROL and RIL areas suggests that environmental
786 conditions in the aquatic environment of forested areas have been preserved in areas with RIL
787 practices (Dias et al. 2010). It is important to point out that despite the measures adopted by
788 RIL as to maintain riparian vegetation according to the width of streams and their continuity
789 with the forest, aquatic systems are very complex in their dendritic dynamics in space and
790 time through the lateral and longitudinal dimensions of aquatic systems (Thorp et al., 2006).
791 Thus, due to ecological differences between natural forests in several parts of the world, the
792 techniques used in RIL must be in constant evaluation, considering it is a challenge to the
793 protection of aquatic ecosystems and their hydrological functions (Putz et al. 2008).

794 At first, the reduction of riparian vegetation appears to be one of the main aspects that
795 determine the pattern of distribution of the Odonata community in aquatic ecosystems in both
796 tropical (Carvalho et al. 2013; Juen et al. 2014; Monteiro-Júnior et al 2016) and in temperate
797 regions (Remsburg and Turner 2009). Contrary to our hypothesis, the remaining riparian
798 vegetation in CL areas, despite 18% lower canopy coverage than CONTROL and RIL, might
799 have been one of the key factors determining the maintenance of Odonata species richness
800 and abundance was similar in the three treatments. The presence of some remaining riparian
801 vegetation in CL areas might have been important to sustain some Odonata species from
802 undisturbed areas, such as *F. amazonica*, *P. tenuissima* e *H. silvarum* (Loiola and De Marco
803 2011; Monteiro-Júnior et al. 2015; Oliveira-Junior et al. 2015; Shely 1982). Due to their
804 specificity to undisturbed areas, it is expected the three species will eventually disappear from
805 CL areas if changes in stream physical conditions caused by this kind of exploitation persist
806 or get intensified, whereas, the new environmental conditions generated by the uncontrolled

807 wood exploitation have favored species tolerant to the environment alterations (Hasegawa et
808 al. 2014).

809 Changes in physical environmental integrity of streams and the decline of water
810 quality in CL areas lead to changes in Odonata species composition as a consequence to the
811 loss in suitable micro-habitats for the occurrence and persistence of some forest specialist
812 species (Oliveira-Junior et al. 2015). Odonata species more sensitive to changes in physical
813 structure and water chemistry of the stream environments were *A. infumata*, *A. tinctipennis*, *E.*
814 *capilliformis*, *Argia* sp.1, *P. tenuis*, *A. indicatrix*, *M. aenea*, *C. rutilans*, *C. radians* and *A.*
815 *argentea*. Perceptive changes such as decrease in the volume of wood debris, decrease in
816 oxygen concentration, loss of canopy cover, decrease in width-to-depth ratio and decrease of
817 residual pools were also related to the proximity of the logging areas. Species tended to
818 disappear from CL areas, due to logging damages on streams, even though there was no
819 change in species richness and abundance (Hasegawa et al. 2014). On the other hand, some
820 species increased in streams within areas under uncontrolled logging activities. Species such
821 as *O. walkeri*, *H. silvarum*, *F. amazonica*, *P. thais*, *E. metallica*, *A. collata* and *P. tenuissima*
822 could be considered tolerant to logging impacts due to their increased abundance in CL areas.

823 In the case of sensitive Zygoptera, their disappearance from CL areas might be
824 associated with changes in some natural conditions such as decrease in stream flow (Siva-
825 Jothy et al. 1995), decrease amount of woody debris in the water, essential for oviposition and
826 perches for males (Resende and De Marco 2010) and the larger riparian habitat loss (Butler
827 and deMaynadier 2008; Oliveira-Junior et al. 2015). Some Anisoptera species, could be open
828 areas specialists, tend to avoid shaded areas (Remsburg et al. 2008) due to their
829 thermoregulation needs; others tend to occupy these areas due to the presence of vegetation
830 structures in the channel, such as *Perithemis*, which dwells in puddles with aquatic vegetation
831 and constant incidence of sunlight (De Marco and Resende 2004; Garrison et al. 2006). In CL

832 areas, species composition would remain restricted to species of streams with lower canopy
833 cover, some heliothermic species (De Marco et al. 2015) and species that are strong flyers
834 (Foote et al. 2005).

835 The new environmental conditions generated in logging areas increased the amount
836 of organic matter inside streams and favored the increased abundance of *P. exigua*, which
837 occurs in swamp environments (von Ellenrieder 2013b). Although the processing of organic
838 matter involves a variety of external and internal factors (Gessner and Chauvet 2002), it is
839 possible that the increased amount of residues deriving from logging and channel silting due
840 to road construction (Pereira et al. 2002) might contribute decreased organic matter
841 decomposition in the channel, compromising stream integrity (Gessner and Chauvet 2002).
842 The construction of logging roads in CL areas takes place less than 10 meters from water
843 bodies favors increase sediment input in water systems (Fossati et al. 2001; Kreutzweiser et
844 al. 2005) and might lead to the decrease in the width-to-depth ratio of the reach, changing the
845 morphological characteristics of water systems. As a consequence of this activity, streams in
846 conventional logging areas can acquire channeled stream characteristics and present a
847 decrease in water flow (Jackson et al. 2007) leading to loss of dissolved oxygen in the water,
848 directly changed water quality (Zaiha et al. 2015). This change in the morphological
849 characteristics in the channel and reduction of dissolved oxygen in the water leads to the loss
850 of some Zygoptera species (e.g. *A. tinctipennis*) which prefer rapid flow waters. Specially for
851 forests specialists, which represent the majority of Odonata species in the neotropics, forest
852 cover must be preserved to conserve biodiversity (Paulson 2006).

853 Elucidating which changes in the environmental conditions of water systems occur
854 due to different types of logging might improve the viability assessment of these systems,
855 particularly regarding conservation of aquatic ecosystems in logging areas. In addition the
856 recovery process of native vegetation in degraded CL areas and to ensure the protection of the

857 detritic network of aquatic systems are essential to reestablish the original environmental
858 conditions and composition of Odonata species in tropical streams. These practices also
859 contribute with the maintenance of other aquatic *taxa* which are sensitive with changes in
860 riparian vegetation (Casati et al. 2006; Cunha et al. 2015) or even to other groups, for
861 example, terrestrial vertebrates or invertebrates that can use the vegetation as ecological
862 corridor, easing migration between different remaining.

863

864 **5.Conclusions**

865

866 Conventional logging has led to changes in environmental conditions of water
867 systems, which in turn have led to changes in Odonata composition, corroborating part of our
868 hypothesis that there is differentiation between reference and reduced-impact when compared
869 with conventional logging areas. However, some diversity metrics did not respond the same
870 way to the impacts caused by timber harvest, whereas the effects on Odonata abundance and
871 richness were similar even with CL.

872 Changes in physical aquatic systems were more expressive due to the proximity of logging
873 activities to water bodies that leads loss of vegetation cover. There was decrease in the
874 presence of some Odonata species that are more sensitive to environmental changes, e.g.,
875 changes in marginal vegetation and in water quality. On the other hand, no differences in
876 environmental changes or in Odonata assemblages of stream systems were observed between
877 reference and reduced-impact logging areas. In this regard, reduced-impact logging proved to
878 be effective in maintaining physical habitat structure of aquatic systems and in preserving
879 adult Odonata assemblages. Therefore, unlike conventional logging, reduced-impact logging
880 proved to be a promising logging method in the Amazon, because it mitigates damaging

881 logging effects on biodiversity (Solar et al. 2016), aquatic insects (Nogueira et al. 2016,
882 Roque et al. 2015), including Odonata forest specialists.

883

884 **Acknowledgments** We would like to thank 33 Forest, CIKEL LTDA and Instituto de Floresta
885 Tropical (IFT), Brazil for providing logistic support. We are grateful to the National Council
886 for Scientific and Technological Development (CNPq) for funding the project “Resilience
887 time of aquatic communities after selective logging in Eastern Amazonia” under Universal
888 tender 14/2011 (process 481015/2011-6) and for the productivity grants provided to L.J.
889 (process 303252/2013-8) and L.F.A.M. (process 301343/2012-8). B.S.P. by the map of the
890 study area. We are also grateful to Capes for granting a PhD scholarship to L.B.C.

891

892 **References**

893 Almeida, S.S., Silva, A.S.L., Silva, I.C.B., 2009. Cobertura vegetal, in: Monteiro, M.A.,
894 Coelho, M.C.N., Barbosa, E.J.S. (Eds.), Atlas socioambiental: municípios de Tomé-Açu,
895 Aurora do Pará, Ipixuna do Pará, Paragominas e Ulianópolis. NAEA, Belém, pp. 112-
896 124.

897

898 Anderson, M.J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance.
899 *Austral Ecology* 26, 32–46.

900

901 Bicknell, J., Peres, C.A., 2010. Vertebrate population responses to reduced-impact logging in
902 a neotropical forest. *Forest Ecology and Management* 259, 2267-2275.

903

904 Bleich, M.E., Piedade, M.T.F., Mortati, A.F.M., André, T., 2015. Autochthonous primary
905 production in southern Amazon headwater streams: Novel indicators of altered
906 environmental integrity. *Ecological Indicators* 53, 154-161.

907

908 Burivalova, Z., Lee, T.M., Giam, X., Sekercioglu, C.H., Wilcove, D.S., Koh, L.P., 2015.
909 Avian responses to selective logging shaped by species traits and logging practices.
910 *Proceedings of the Royal Society B* 282, 1-8.

911

912 Butler, R.G., deMaynadier, P.G., 2008. The significance of littoral and shoreline habitat
913 integrity to the conservation of lacustrine damselflies (Odonata). *Journal Insect*
914 *Conservation* 12, 23-36.

915

916 Carvalho, F.G., Pinto, N.S., Oliveira-Júnior, J.M.B., e Juen, L. 2013. Effects of marginal
917 vegetation removal on Odonata communities. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 25, 1-9.

918

919 Casatti, L., Langeani, F., Ferreira, C.P., 2006. Effects of physical habitat degradation on the
920 stream fish assemblage structure in a pasture region. *Environmental Management* 38,
921 974-982.

922

923 Chao, A., Gotelli, N.J., Hsieh, T.C., Sander, E.L., Ma, K.H., Colwell, R.K., Ellison, A.M.,
924 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and
925 estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs* 84, 45-67.

926

927 Corbet, P.S., 1999. *Dragonflies Behavior and ecology of Odonata*. University of Edinburgh
928 scotland, U.K.

929

930 Cunha, E.J., Montag, L.F.A., Juen, L., 2015. Oil palm crops effects on environmental
931 integrity of Amazonian streams and Heteropteran (Hemiptera) species diversity.
932 Ecological Indicators 52, 422-429.

933

934 Davies, P.E., Cook, L.S.J., McIntosh, P.D., Munks, S.A., 2005. Changes in stream biota along
935 a gradient of logging disturbance, 15 years after logging at Bem Nevis, Tasmania. Forest
936 Ecology and Management 219, 132-148.

937

938 Davies, P.E., McIntosh, P.D., Wapstra, M., Bunce, S.E.H., Cook, L.S.J., French, B., Munks,
939 S.A., 2005. Changes to headwater stream morphology, habitats and riparian vegetation
940 recorded 15 years after pre-Forest Practices Codes forest clearfelling in upland granite
941 terrain, Tasmania, Australia. Forest Ecology and Management 217, 331-350.

942

943 De Marco, P.Jr., Resende, D.C., 2004. Cues for territory choice in two tropical dragonflies.
944 Neotropical Entomology 33, 397-401.

945

946 De Marco, P.Jr., Batista, J.D., Cabette, H.S.R., 2015. Community assembly of adult odonates
947 in tropical streams: an ecophysiological hypothesis. PlosOne 10, 1-17.

948

949 Dias, M.S., Magnusson, W.E., Zuanon, J., 2010. Effects of reduced-impact logging on fish
950 assemblages in a Central Amazonia. Conservation Biology 24, 278-286.

951

952 Dolný, A., Harabis, F., Mizicová, H., 2014. Home range, movement, and distribution patterns
953 of the threatened dragonfly *Sympetrum depressiusculum* (Odonata: Libellulidae): a
954 thousand times greater territory to protect? PlosOne 9, 1-10.

955

956 Dutra, S., De Marco, P.Jr., 2014. Bionomic differences in odonates and their influence on the
957 efficiency of indicator species of environmental quality. *Ecological Indicators* 49, 132-
958 142.

959

960 Dykstra, D.P., Heinrich, R., 1996. *FAO Model Code of Forest Harvesting Practices*. Food and
961 Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

962

963 Fernandes, J.F., Souza, A.L.T., Tanaka, M.O., 2014. Can the structure of a riparian forest
964 remnant influence stream water quality? A tropical case study. *Hydrobiologia* 724, 175-
965 185.

966

967 Ferreira, W.R., Ligeiro, R., Macedo, D., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Oliveira, L.G.,
968 Callisto, M., 2014. Importance of environmental factors for the richness and distribution
969 of benthic macroinvertebrates in tropical headwater streams. *Freshwater Science* 33, 860-
970 871.

971

972 Foote, A.L., Hornung, C.L.R., 2005. Odonates as biological indicators of grazing effects on
973 Canadian prairie wetlands. *Ecological Entomology* 30, 273-283.

974

975 Fossati, O., Wasson, J.G., Héry, C., Salinas, G., Marin, R., 2001. Impact of sediment releases
976 on water chemistry and macroinvertebrate communities in clear water Andean streams
977 (Bolivia). *Archiv fur Hydrobiologie* 151, 33-50.

978

979 Garrison, R.W., von Ellenrieder, N., Louton, J.A., 2006. Dragonfly genera of the New World
980 An illustrated and annotated key to the Anisoptera. The Johns Hopkins University Press,
981 Baltimore.

982

983 Garrison, R.W., von Ellenrieder, N., Louton, J.A., 2010. Damselfly Genera of the New
984 World. An illustrated and annotated key to the Zygoptera. The Johns Hopkins University
985 Press, Estados Unidos.

986

987 Garrison, R.W., von Ellenrieder, N., 2015. Damselflies of the genus *Argia* of the Guiana
988 Shield (Odonata: Coenagrionidae). *Zootaxa* 4042, 1-134

989

990 Gessner, M.O., Chauvet, E., 2002. A case for using litter breakdown to assess functional
991 stream integrity. *Ecological Applications* 12, 498-510.

992

993 Gomi, T., Sidle, R.C., Noguchi, S., Negishi, J.N., Nik, R., Sasaki, S., 2006. Sediment and
994 wood accumulations in humid tropical headwater streams: Effects of logging and riparian
995 buffers. *Forest Ecology and Management* 224, 166-175.

996

997 Hasegawa, M., Ito, M.T., Yoshida, T., Seino, T., Chung, A.Y.C., Kityama, K., 2014. The
998 effects of reduced-impact logging practices on soil animal communities in the Deramakot
999 Forest Reserve in Borneo. *Applied Soil Ecology* 83, 13-21.

1000

1001 Jackson, C.E., Batzer, D.P., Cross, S.S., Haggerty, S.M., Sturm, A.C., 2007. Headwater
1002 Streams and Timber Harvest: Channel, Macroinvertebrate, and Amphibian Response and
1003 Recovery. *Forest Science* 53, 356-370.

1004

1005 Janisch, J.E., Wondzell, S.M., Ehinger, W.J., 2012. Headwater stream temperature:
1006 Interpreting response after logging, with and without riparian buffers, Washington, USA.
1007 Forest Ecology and Management 270, 302-313.

1008

1009 Johns, J.S., Barreto, P., Uhl, C., 1996. Logging damage during planned and unplanned
1010 logging operations in the eastern Amazon. Forest Ecology and Management 89, 59-77.

1011

1012 Juen, L., De Marco, P.Jr., 2011. Odonate biodiversity in terra-firme forest streamlets in
1013 Central Amazonia: on the relative effects of neutral and niche drivers at small
1014 geographical extents. Insect Conservation and Diversity 4, 265-274.

1015

1016 Juen, L., Oliveira-Junior, J.M.B. Shimano, Y., Mendes, T.P., Cabette, H.S.R., 2014.
1017 Composição e riqueza de Odonata (Insecta) em riachos com diferentes níveis de
1018 conservação em um ecótono Cerrado-Floresta Amazônica. Acta Amazonica 44, 223–233

1019

1020 Kadoya, T., Suda, S., Tsubaki, Y., Washitani, I., 2008. The sensitivity of dragonflies to
1021 landscape structure differs between life-history groups. Landscape Ecology 23, 149-158.

1022

1023 Kaufmann, P.R., Levine, P., Robison, E.G., Seeliger, C., Peck, D.V., 1999. Quantifying
1024 physical habitat in wadeable streams. Environmental Protection Agency, Washington
1025 DC.

1026

1027 Kleinschroth, F., Healey, J.R., Sist, P., Mortier, F., Goulert-Fleury, S., 2016. How persistent
1028 are the impacts of logging roads on Central African forest vegetation?. *Journal of Applied*
1029 *Ecology* 53, 1127-1137.
1030

1031 Kreutzweiser, D.P., Capell, S.S., Good, K.P., 2005. Effects of fine sediment inputs from a
1032 logging road on stream insect communities: a large-scale experimental approach in a
1033 Canadian headwater stream. *Aquatic Ecology* 39, 55-66.
1034

1035 Kutcher, T.E., Bried, J.T., 2014. Adult Odonata conservatism as an indicator of freshwater
1036 wetland condition. *Ecological Indicators* 38, 31-39.
1037

1038 Leal, C.G., Pompeu, P.S., Gardner, T.A., Leitão, R.P., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R.,
1039 Zuanon, J., Paula, F.R., Ferraz, S.F.B., Thomson, J.R., 2016. Multi-scale assessment of
1040 human-induced changes to Amazonian instream habitats. *Landscape Ecology* 31, 1725-
1041 1745.
1042

1043 Legendre, P., Legendre, L., 1998. *Numerical ecology*. Elsevier, Amsterdam.
1044

1045 Lencioni, F.A.A., 2005. *The damselflies of Brazil: an illustrated guide-The non*
1046 *Coenagrionidae families*. All Print Editora, São Paulo.
1047

1048 Lencioni, F.A.A., 2006. *The damselflies of Brasil: an illustrated guide-Coenagrionidae*. All
1049 *Print Editora, São Paulo*.
1050

1051 Loiola, G. R., De Marco, P.Jr., 2011. Behavioral ecology of *Heteragrion consors* Hagen
1052 (Odonata, Megapodagrionidae): a shade-seek Atlantic forest damselfly. *Revista Brasileira*
1053 *de Entomologia* 55, 373-380.

1054

1055 Malhi, Y., Gardner, T.G., Goldsmith, G.R., Silman, M.R., Zelazowski, P., 2014. Tropical
1056 forests in the Anthropocene. *Annual Review of Environment and Resources* 39, 125-159.

1057

1058 May, M.L., 1976. Thermoregulation and adaptation to temperatures in dragonflies (Odonata:
1059 Anisoptera). *Ecological Monographs* 46, 1-32.

1060

1061 Monteiro Júnior, C.S., L. Juen, Hamada, N., 2015. Analysis of urban impacts on aquatic
1062 habitats in the central Amazon: Adult odonates as bioindicators of environmental quality.
1063 *Ecological Indicators* 48, 303-311.

1064

1065 Monteiro-Júnior, C.S., Espósito, M.C., Juen, L., 2016. Are the adulte odonate species found
1066 in a protected area different from those present in the surrounding zone? A case study from
1067 eastern Amazonia. *Journal of Insect Conservation*, doi:10.1007/s10841-016-9895-5, 1-10.

1068

1069 Moore, R.D., Spittlehouse, D.L., Story, A., 2005. Riparian microclimate and stream
1070 temperature response to forest harvesting: a review. *Journal Of The American Water*
1071 *Resources Association* 41(4), 813-834.

1072 Nogueira, D.S., Calvão, L.B., Montag, L.F.A. & De Marco Jr., P., 2016. Little effects of
1073 reduced-impact logging on insect communities in eastern Amazonia. *Environmental*
1074 *Monitoring and Assessment*, 188, 441.

1075

1076 Oliveira, R.B.S., Castro, C.M., Baptista, D.F., 2008. Desenvolvimento de índices
1077 multimétricos para utilização em programas de monitoramento biológico da integridade de
1078 ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasiliensis* 12, 487-505.

1079

1080 Oliveira-Junior, J.M.B., Shimano, Y., Gardner, T.A., Hughes, R.M., De Marco, P.Jr., Juen,
1081 L., 2015. Neotropical dragonflies (Insecta: Odonata) as indicators of ecological condition
1082 of small in the Eastern Amazon. *Austral Ecology* 40, 733-744.

1083

1084 Olsson, B.A., Staaf, H., 1995. Influence of harvesting intensity of logging residues on ground
1085 vegetation in coniferous forests. *Journal of Applied Ecology* 32, 640-654.

1086

1087 Paulson, D., 2006. The importance of forests to Neotropical Dragonflies. IV WDA
1088 International Symposium of Odonatology, Pontevedra (Spain), July 2005, 9-101.

1089

1090 Peck, D.V., et al., 2006. Environmental Monitoring and Assessment Program-Surface Waters:
1091 Western Pilot Study field operations manual for wadeable streams. Environmental
1092 Protection Agency, Washington DC.

1093

1094 Peel, M.C., Finlayson, B.L., McMahon, T.A., 2007. Updated world map of the Köppen-
1095 Geiger climate classification. *Hydrology and Earth system sciences* 11, 1633-1644.

1096

1097 Pereira, Jr.R., Zweede, J., Asner, G.P., Keller, M., 2002. Forest canopy damage and recovery
1098 in reduced-impact and conventional selective logging in eastern Para, Brazil. *Forest
1099 Ecology and Management* 168, 77-89.

1100

1101 Pessacq, P., 2014. Synopsis of *Epipleoneura* (Zygoptera, Coenagrionidae, “Protoneuridae”),
1102 with emphasis on its Brazilian species. *Zootaxa* 3872, 201-234.
1103

1104 Poff, N.L., Ward, J.V., 1990. Physical habitat template of lotic systems: Recovery in the
1105 Context of Historical pattern of spatiotemporal heterogeneity. *Environmental Management*
1106 14, 629-645.
1107

1108 Putz, F.E., Sist, P., Fredericksen, T., Dykstra, D., 2008. Reduced-impact logging: Challenges
1109 and opportunities. *Forest Ecology and Management* 256, 1427-1433.
1110

1111 Quinn, G.P., Keough, M.J., 2002. Principal components and correspondence analysis, in:
1112 Quinn, G.P., Keough, M.J. (Eds.), *Experimental design and data analysis for biologists*.
1113 Cambridge University Press, Cambridge, pp. 443-471.
1114

1115 R Development Core Team., 2014. *R: A language and environment for statistical computing*.
1116 R Foundation for statistical Computing, Vienna, Austria.
1117

1118 Reid, D.J., Quinn, J.M., Wright-Stow, A.E., 2010. Responses of stream macroinvertebrates
1119 communities to progressive forest harvesting: Influences of harvest intensity, stream size
1120 and riparian buffers. *Forest Ecology and Management* 260, 1804-1815.
1121

1122 Remsburg, A.J., Olson, A.C., Samways, M.J., 2008. Shade alone reduces adult dragonfly
1123 (Odonata, Libellulidae). *Revista Brasileira de Entomologia* 54, 110-114.
1124

1125 Remsburg, A.J., Turner, M.G., 2009. Aquatic and terrestrial drivers of dragonfly (Odonata)
1126 assemblages within and among north-temperate lakes. The North American Benthological
1127 Society 28, 44-56.
1128

1129 Resende, D., De Marco, P.Jr., 2010. First description of reproductive behavior of the
1130 Amazonian damselfly *Chalcopteryx rutilans* (Rambur) (Odonata, Polythroridae), Revista
1131 Brasileira de Entomologia 54, 436-440.
1132

1133 Roque, F.O., Escarpinati, S.C., Valente-Neto, F., Hamada, N., 2015. Responses of aquatic
1134 saproxylic macroinvertebrates to Reduced-Impact Logging in Central Amazonia.
1135 Neotropical Entomology 44, 345-350.
1136

1137 Rodrigues, M.E., Roque, F. O., Quintero, J. M. O., Pena, J. C. C., Sousa, D. C. & DE Marco,
1138 P. JR., 2016. Nonlinear responses in damselfly community along a gradient of habitat loss
1139 in savanna landscape. Biological Conservation 194, 113-120.
1140

1141 Samways, M.J., Steytler, N.S., 1996. Dragonfly (Odonata) distribution patterns in urban and
1142 forest landscapes, and recommendations for riparian management. Biological Conservation
1143 78, 279-288.

1144 Sanabria, C.G., Realpe, E., 2009. Dragonfly diversity (Insecta) in the natural reserve Cabildo-
1145 Verde (Sabana de torres-Santander, Colombia), and conservation approach. Caldasia 31,
1146 459-470.
1147

1148 Sato, M., Riddiford, N., 2008. A preliminary study of the Odonata of S'Albufera Natural
1149 Park, Mallorca: status, conservation priorities and bio-indicator potential. *Journal Insect*
1150 *Conservation* 12, 539-548.

1151

1152 Shelly, T.E., 1982. Comparative foraging behavior of light- versus shade- seeking damselflies
1153 in a lowland neotropical forest (Odonata: Zygoptera). *Physiological Zoology* 55, 335-343.

1154 Silva, M.G., Numazawa, S., Araujo, M.M., Nagaishi, T.Y.R., Galvão, G.R., 2007. Carvão de
1155 resíduos de indústria madeireira de três espécies florestais exploradas no município de
1156 Paragominas, PA. *Acta Amazonica* 37, 1-13.

1157

1158 Simaika, J.P., Samways, M.J., Kipping, J., Suhling, F., Dijkstra, K.D.B., Clausnitzer, V.,
1159 Boudot, J.P., Domisch, S., 2013. Continental-scale conservation prioritization of Africa
1160 dragonflies. *Biological Conservation* 157, 245-254.

1161

1162 Siva-Jothy, M.T., Gibbons, D.W. and Pain, D. 1995. Female oviposition-site preference and
1163 egg hatching success in the damselfly *Calopteryx splendens xanthostom*. *Behav Ecol*
1164 *Sociobiol*, 1995, 37:39-44.

1165

1166 Solar, R.R.C., Barlow, J., Ferreira, J., Berenguer, E., Lees, A.C., Thomson, J.R., Louzada, J.,
1167 Maués, M., Moura, N.G., Oliveira, V.H.F., Chaul. J.C.M., Schoereder, J.H., Vieira, I.C.,
1168 Nally, R.M., Gardner, T.A., 2015. How pervasive is biotic homogeneization in human-
1169 modified tropical forest landscape?. *Ecology Letters* 18, 1108-1118.

1170

1171 Steffen, W., Grinevald, J., Crutzen, P., McNeill, J., 2011. The Anthropocene: conceptual and
1172 historical perspectives. *Philosophical Transactions* 369, 842-867.

1173

1174 Thorp, J.H., Thoms, M.C., Delong, M.D. 2006. The riverine ecosystem synthesis:
1175 biocomplexity in river networks across space and time. *River Research and Applications*
1176 22, 123-147.

1177

1178 Vilela, D.S., Ferreira, R.G., Del-Claro, K., 2016. The Odonata community of a Brazilian
1179 Vereda: Seasonal patterns, species diversity and rarity in a palm swamp environment.
1180 *Bioscience Journal* 32, 486-495.

1181

1182 Veríssimo, A., Barreto, P., Mattos, M., Tarifa, R., Uhl, C., 1992. Logging impacts and
1183 prospects for sustainable Forest management in an old Amazonian frontier: the case of
1184 Paragominas. *Forest Ecology and Management* 55, 169-199.

1185

1186 von Ellenrieder, N., 2013. A revision of *Metaleptobasis* Calvert (Odonata: Coenagrionidae)
1187 with seven synonymies and the description of eighteen new species from South America.
1188 *Zootaxa* 3738, 001-155.

1189

1190 von Ellenrieder, N., 2013b. Odonata (Dragonflies and Damselflies) of the Kwamalasamutu
1191 Region, Suriname. *BioOne* 56-78.

1192

1193 Zaiha, A.N., Ismid, M.S.M., Azri, M.S.S., 2015. Effects of logging activities on ecological
1194 water quality indicators in the Berasau River, Johor, Malaysia. *Environmental Monitoring*
1195 *and Assessment* 187:493.

1196

1197 Zeni, J.O., Casatti, L., 2014. The influence of habitat homogenization on the trophic structure of
1198 fish fauna in tropical streams. *Hydrobiologia* 726, 259-270.

1199

1200 Zar, J.H., 2010. *Biostatistical analysis*. Pearson Prentice Hall, New Jersey.

1201

TABLES LEGENDS

1202 Table 1. Correlations between environmental variables and PCA scores (*loadings*) of the 49
1203 streams in the Capim River basin, in the municipality of Paragominas, PA, Brazil. Metrics in
1204 bold have a relationship to the axis (either positive or negative), considering a relationship
1205 higher than 0.7.

	PCA1	PCA2
Width-depth ratio	0.090	0.838
Organic matter	-0.370	-0.325
Residual pools	0.228	0.780
Canopy cover	0.716	-0.341
Wood	0.359	0.450
Shelter	0.448	0.139
Proximity to log removal	-0.790	0.356
Dissolved oxygen	0.430	0.296
Air temperature	-0.680	0.292
Eigenvalue	2.309	2.054
Partial explanation of the axes	25.661	22.818
P	0.001	0.001

1206

1207 Table 2. Odonata species recorded in 49 streams in in the Capim River basin, in the
 1208 municipality of Paragominas, PA, Brazil.

Families	Species/ Authority
Anisoptera Aeshnidae	<i>Gynacantha klagesi</i> Williamson, 1923
	<i>Gynacantha litoralis</i> Williamson, 1923
	<i>Gynacantha membranalis</i> Karsch, 1891
Libellulidae	<i>Argyrothemis argentea</i> Ris, 1909
	<i>Dasythemis essequiiba</i> Ris, 1919
	<i>Fylgia amazonica</i> Kirby, 1889
	<i>Macrothemis</i> sp.1
	<i>Micrathyria</i> sp.1
	<i>Oligoclada abbreviata</i> (Rambur, 1842)
	<i>Oligoclada</i> sp.1
	<i>Oligoclada walkeri</i> Geijskes, 1931
	<i>Perithemis lais</i> (Perty, 1834)
	<i>Perithemis thais</i> Kirby, 1889
	<i>Uracis imbuta</i> (Burmeister, 1839)
	Gomphidae
Zygoptera Calopterygidae	<i>Hetaerina laesa</i> Hagen in Selys, 1853
	<i>Hetaerina moribunda</i> Hagen in Selys, 1853
	<i>Mnesarete aenea</i> (Selys, 1853)
Coenagrionidae	<i>Acanthagrion aepiolum</i> Tenessen, 2004
	<i>Acanthagrion rubrifrons</i> Leonard, 1977
	<i>Argia chapadae</i> Calvert, 1909

	<i>Argia fumigata</i> Hagen in Selys, 1865
	<i>Argia hasemani</i> Calvert, 1909
	<i>Argia indicatrix</i> Calvert, 1902
	<i>Argia infumata</i> Selys, 1865
	<i>Argia oculata</i> Hagen in Selys, 1865
	<i>Argia</i> sp.1
	<i>Argia</i> sp.2
	<i>Argia collata</i> Selys, 1865
	<i>Argia tinctipennis</i> Selys, 1865
	<i>Epipleoneura capilliformis</i> (Selys, 1886)
	<i>Epipleoneura haroldoi</i> Santos, 1964
	<i>Epipleoneura metallica</i> Rácenis, 1955
	<i>Metaleptobasis diceras</i> (Selys, 1877)
	<i>Neoneura luzmarina</i> De Marmels, 1989
	<i>Phasmoneura exigua</i> (Selys, 1886)
	<i>Phoenicagrion flammeum</i> (Selys, 1876)
	<i>Protoneura tenuis</i> Selys, 1860
	<i>Psaironeura tenuissima</i> (Selys, 1886)
	<i>Mecistogaster amalia</i> (Burmeister, 1839)
Dicteriadidae	<i>Dicterias atosanguinea</i> Selys, 1853
Heteragrionidade	<i>Heteragrion icterops</i> Selys, 1862
	<i>Heteragrion silvarum</i> Sjöstedt, 1918
	<i>Oxystigma petiolatum</i> (Selys, 1862)
Perilestidae	<i>Perilestes kahli</i> Williamson and Williamson, 1924

Polythoridae *Chalcopteryx radians* Ris, 1914

Chalcopteryx rutilans (Rambur, 1842)

1209

1210

1211 Table 3. Correlations between RDA environmental variables of the 46 streams sampled in the

1212 Capim River basin, in the municipality of Paragominas, PA, Brazil.

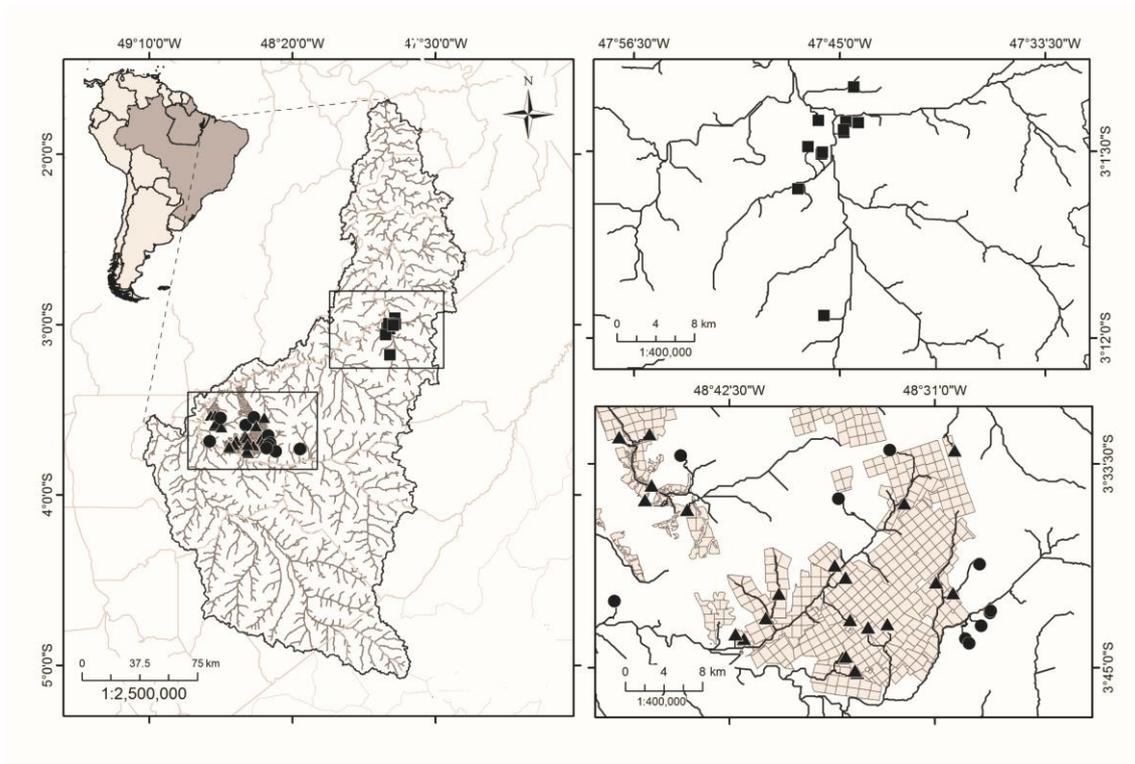
	RDA1	RDA2
Width-depth ratio	0.252	-0.355
Organic matter	-0.699	0.259
Residual pools	0.463	-0.661
Canopy cover	0.213	-0.104
Wood	0.268	0.295
Shelter	-0.157	-0.012
Proximity to log removal	-0.542	-0.378
Dissolved oxygen	0.790	0.428
Air temperature	-0.151	-0.012
Eigenvalue	0.125	0.045
Proportion	0.215	0.077
Inertia	0.585	
Constrained	0.240	
R²	0.410	
P	0.001	

1213

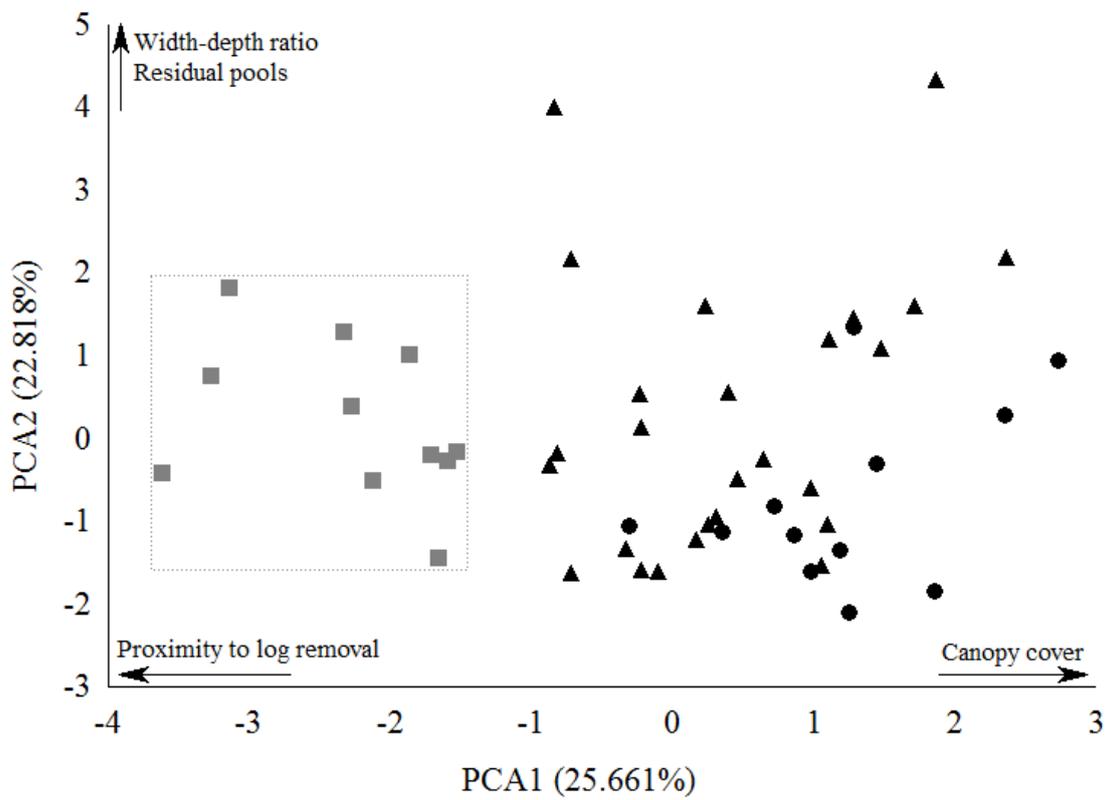
1214

1215

FIGURES LEGENDS

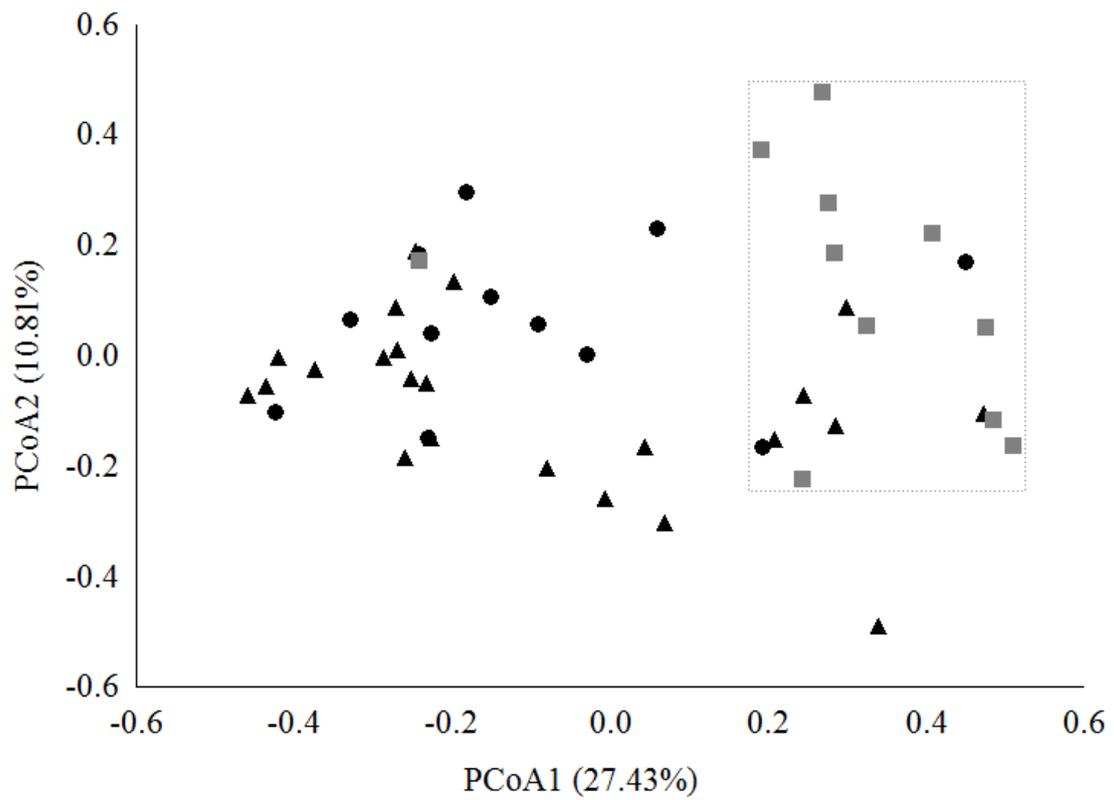


1217 Figure 1. Location of the 49 streams sampled in the Capim River basin, in the municipality of
1218 Paragominas, PA, Brazil. The streams are located in CONTROL areas (unlogged areas –
1219 represented by black circles), RIL areas (reduced-impact logging areas – black triangles) and
1220 CL areas (conventional logging – black squares).



1221

1222 Figure 2. Principal Component Analysis based on nine environmental metrics selected (see
 1223 methods) to characterize and compare streams. CONTROL areas (unlogged areas –
 1224 represented by black circles), RIL areas (reduced-impact logging areas – black triangles) and
 1225 CL areas (conventional logging – grey squares).



1226

1227 Figure 3. Odonata species composition ordination, sampled in 46 streams in the Capim River

1228 basin, in the municipality of Paragominas, PA, Brazil, in the three treatments.

1243

1244

1245

1246

1247

1248

1249

1250

1251

1252

1253

1254

1255

CAPÍTULO II

1256

Será submetido para *Biodiversity and Conservation*. Formatado conforme as normas da

1257

revista.

1258

1259

1260

1261

1262

1263

1264

1265

1266

1267

1268

1269

1270

1271 **Fatores ambientais locais estruturando o padrão de *turnover* das espécies de Odonata**
1272 **(Insecta) em riachos com exploração de madeira na Amazônia Oriental**

1273 Lenize Batista Calvão¹ e Leandro Juen ²

1274

1275 ¹Programa de Pós-Graduação em Zoologia, Museu Paraense Emílio Goeldi/Universidade Federal do Pará,
1276 Instituto de Ciências Biológicas, Laboratório de Ecologia e Conservação-LABECO, Rua Augusto Corrêa, Nº 1 Bairro
1277 Guamá, CEP 66.075-110, Belém, Pará, Brasil. E-mail: lenizecalvao@gmail.com

1278 ²Universidade Federal do Pará, Instituto de Ciências Biológicas, Laboratório de Ecologia e
1279 Conservação de Florestas Tropicais, Rua Augusto Corrêa, Nº 1 Bairro Guamá, CEP 66.075-110, Belém, Pará,
1280 Brasil.

1281

1282 **Resumo**

1283

1284 A distribuição das espécies nos ecossistemas pode ser predita por fatores ambientais e
1285 espaciais. Os preditores ambientais têm sido modificados diretamente por atividades
1286 humanas, levando à perda da heterogeneidade ambiental e a subsequente declínio na variação
1287 da composição (Beta diversidade) e biomassa das espécies nos ambientes aquáticos e
1288 terrestres. Assim, o objetivo foi identificar se fatores ambientais e espaciais determinam a
1289 variação na composição das espécies de Odonata em uma bacia hidrográfica na Amazônia.
1290 Esperamos que áreas íntegras apresentem maior heterogeneidade ambiental, *turnover* e
1291 biomassa de libélulas do que riachos sob diferentes intensidades de exploração de madeira.
1292 Para testar essas hipóteses, o estudo foi realizado em 49 riachos, sendo 12 em áreas de
1293 referência (REF), 26 em áreas com manejo de impacto reduzido (MIR) e 11 em áreas de
1294 exploração convencional (CC). O padrão de diversidade beta para Odonata foi causado por
1295 substituição das espécies nas áreas com exploração convencional de madeira. O *turnover* das
1296 espécies pode ser atribuído aos fatores ambientais locais de nicho, que foram importantes para
1297 a substituição das espécies de Odonata nas áreas com exploração de madeira convencional.
1298 Ao contrário do esperado em locais alterados pela exploração convencional as curvas de
1299 biomassa permaneceram acima da curva de abundância, esse resultado foi atribuído a
1300 ocorrência de espécies maiores e heliotérmicas que ocorrem em áreas com maior incidência
1301 solar. As atividades humanas, quando não planejadas, modificam as características ambientais
1302 dos sistemas aquáticos. As modificações nas condições físicas do ambiente aquático pela
1303 exploração convencional de madeira levaram um *turnover* das espécies de Odonata, já esse
1304 resultado não foi observado para os riachos inseridos em manejo de impacto reduzido quando
1305 comparados com os de referência. A complexidade intrínseca natural dos ecossistemas

1306 aquáticos e das atividades humanas podem não levar a perda de heterogeneidade ambiental.
1307 Esses resultados demonstram a importância de estabelecer medidas diretas para restaurar e
1308 preservar as características ambientais dos igarapés que estão inseridos em áreas de
1309 exploração convencional, pois as espécies de Odonata possuem diferentes requerimentos
1310 ambientais que são específicos.

1311

1312 **Palavras chave:** diversidade beta; exploração madeireira; ecossistemas aquáticos; biomassa;
1313 libélulas.

1314

1315 **Introdução**

1316

1317 Entender como as comunidades estão estruturadas e os mecanismos que geram os
1318 padrões de estruturação dessas comunidades são umas das metas mais almeçadas em ecologia
1319 (Heino et al. 2015). Assim, é essencial avaliar quais os fatores que estruturam ou moldam
1320 esses padrões nos diferentes ambientes (Solar et al. 2015). Essa avaliação permite identificar
1321 como as alterações antropogênicas (e.g. exploração madeireira) afetam os ecossistemas, bem
1322 como a distribuição e composição das espécies (Olden et al. 2006; Siqueira et al. 2015).

1323 Os impactos gerados pela exploração madeireira convencional podem desencadear
1324 um processo intenso na transformação da paisagem em função do manejo adequado na
1325 exploração desse recurso (Johns et al. 1996). Para minimizar os danos ao ambiente durante o
1326 processo de extração de madeira comercial, tem sido adotado o manejo de impacto reduzido
1327 (Uhl et al. 1997). Esse tipo de manejo é aplicado em florestas naturais, que foram destinadas à
1328 extração de madeira, e pode contribuir para manter a diversidade dos ecossistemas terrestres
1329 (Miller et al. 2011; Gibson et al. 2011; Putz et al. 2008; Woodcock et al. 2013) e aquáticos
1330 (Dias et al. 2010; Roque et al. 2015; Nogueira et al, 2016). No caso de existir maior
1331 intensidade na exploração de madeira, pode ocorrer declínio das comunidades bióticas
1332 (Cannon et al. 1998; Edwards et al. 2012). O manejo adequado que de fato alcança a
1333 sustentabilidade deve envolver uma cadeia complexa e multifacetada de práticas (Messier et
1334 al. 2013). Entre elas está a avaliação da distribuição dos vegetais adultos que são removidos,
1335 para evitar a extinção local dentro das parcelas de corte efetivo (Darrigo et al. 2016), assim
1336 como o monitoramento da intensidade de corte em cada local (Martin et al. 2015) e a
1337 reutilização de estradas (Kleinschroth et al. 2016).

1338 A diversidade beta tem sido frequentemente utilizada para compreender como
1339 atividades humanas podem modificar os padrões de diversidade observados em escala local e
1340 regional (Karp et al. 2012), que podem resultar na homogeneização taxonômica das espécies
1341 (Olden and Rooney 2006; Siqueira et al. 2015). Os fenômenos biológicos que geram a
1342 diversidade beta podem ser explicados pela substituição de espécies entre os locais (*Turnover*)
1343 ou pela perda de espécies (*nestedness*) (Baselga 2012). Esses diferentes processos geram
1344 diretrizes divergentes para a conservação das espécies que estão nos ambientes manejados
1345 pelas atividades humanas (Socolar et al. 2015). Por exemplo, um maior *turnover* observado
1346 entre áreas implica em medidas de conservação mais complexas e abrangentes, que incluem
1347 levantamento de dados extensivos nessas regiões para selecionar locais com espécies raras e
1348 endêmicas, recuperar áreas degradadas, avaliar a importância dos diferentes elementos da
1349 paisagem como florestas naturais e remanescentes (Solar et al. 2015). Já áreas que são
1350 subconjuntos de ambientes com maior número de espécies, os esforços direcionados à
1351 conservação poderiam se concentrar em preservar os sítios que apresentam maior diversidade
1352 biológica (Socolar et al. 2016).

1353 Os preditores ambientais, em sinergia com as interações biológicas, determinam o
1354 padrão de distribuição e manutenção das espécies em ecossistemas naturais (Heino 2013). Um
1355 dos principais fatores que pode ser associado ao aumento da diversidade beta é a
1356 heterogeneidade ambiental (Siqueira et al. 2015; Karp et al. 2012). As áreas naturais são em
1357 geral mais heterogêneas do que áreas afetadas por usos da terra (Siqueira et al. 2015) e
1358 tendem a apresentar maior variação do habitat físico, recursos disponíveis (e.g. presas)
1359 (Rojas-Ahumada et al. 2012) e, conseqüentemente, maior *turnover* de espécies quando
1360 comparadas com ambientes manejados pelo homem (Kehinde and Samways 2014). Nos
1361 ambientes alterados pelas atividades antrópicas seria esperado um aninhamento de espécies, e
1362 conseqüentemente uma homogeneização taxonômica (Siqueira et al., 2015)

1363 Assim, as áreas naturais apresentariam maior *turnover* de espécies do que áreas com
1364 exploração convencional de madeira, uma vez que as condições ambientais são determinantes
1365 para as assembleias aquáticas (e.g. libélulas). Além disso, essa comunidade biológica também
1366 teria uma maior biomassa, demonstrada pela curva ABC (Casatti et al. 2006). A medida de
1367 biomassa reflete o potencial uso de recursos pelos organismos presentes na comunidade,
1368 sendo que as espécies com maior biomassa e período de vida tendem a se estabelecer em
1369 áreas íntegras (Casatti et al. 2006). As alterações antrópicas intensas podem selecionar
1370 espécies *r* estrategistas, com tamanho corporal menor e de rápido crescimento populacional

1371 (Dias and Tejerina-Garro 2010). Assim, é importante avaliar o padrão de como o *turnover* e a
1372 biomassa das espécies de libélulas estão se comportando nos dois tipos de exploração florestal
1373 (manejado e convencional), principalmente porque as medidas de diversidade podem ser
1374 semelhantes entre os tipos de manejo florestal (Hasewaga et al. 2014).

1375 As libélulas são representadas por insetos que respondem em sua diversidade
1376 biológica à alteração das condições naturais dos ecossistemas hídricos, pois algumas espécies
1377 são associadas a características específicas do habitat (Rodrigues et. al 2015). Apesar de
1378 serem indivíduos alados, o que teoricamente diminuiria a restrição à dispersão, não é raro o
1379 registro da baixa capacidade de dispersão desses organismos, principalmente por algumas
1380 espécies de Zygoptera. Algumas espécies dessa subordem podem percorrer uma distância
1381 inferior a um quilômetro e os fatores espaciais podem ser fundamentais para o padrão de
1382 distribuição local dessas espécies (Conrad et al. 1999; Siepielski and McPeck 2013), pois a
1383 distância entre os riachos amostrados pode dificultar a transição dessas espécies. Já as
1384 espécies maiores de Zygoptera e os Anisoptera podem ser hábeis em colonizar riachos mais
1385 distantes, incluindo de diferentes bacias hidrográficas, sendo a estruturação dessas
1386 assembleias regidas principalmente por fatores ambientais (Juen and De Marco 2011). Assim,
1387 elas podem atingir ampla distribuição em função de suas habilidades dispersivas, já que
1388 espécies com maior vagilidade tendem a ter menor substituição na paisagem (Qian et al.
1389 2012) para além de mais locais disponíveis para sítios de oviposição (Mccauley et al. 2008).

1390 Nosso objetivo foi avaliar a intensidade com que fatores ambientais e espaciais
1391 determinam a estruturação da diversidade beta dos adultos de Odonata em 49 riachos na Bacia
1392 do Rio Capim, na Amazônia Oriental. Mais especificamente, avaliaremos: (i) se existe maior
1393 heterogeneidade ambiental em áreas de referência do que em áreas com exploração de
1394 madeira. (ii) se existe maior proporção do componente *turnover* das espécies de Odonata e se
1395 a proporção desse componente terá um valor mais elevado em áreas de referência do que em
1396 áreas com exploração de madeira (Impacto reduzido e Convencional). (iii) identificar se as
1397 áreas referência (REF) com maior *turnover* são compostas por espécies de libélulas que
1398 apresentam maior biomassa comparativamente às áreas com exploração pelo de impacto
1399 reduzido (MIR) e de corte convencional (CC).

1400

1401

1402

1403 **Métodos**

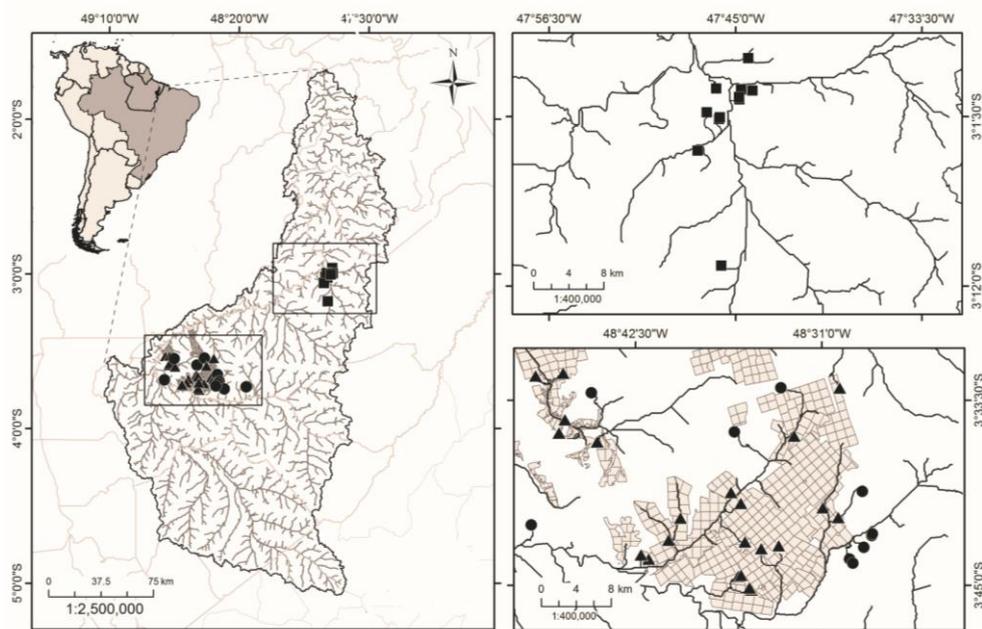
1404

1405 **Área de estudo**

1406 Amostramos 49 riachos (nossas unidades amostrais), na bacia do rio Capim, nordeste
1407 do estado do Pará, Brasil (Figura 1). Os dados abióticos e bióticos foram coletados em 2012,
1408 2013 e 2014, no período de estiagem na região (entre setembro e novembro) para uma maior
1409 eficiência da amostragem dos adultos de Odonata, pois esses indivíduos necessitam de
1410 incidência solar para iniciar suas atividades (Ferreira-Peruquetti & De Marco 2002). A
1411 vegetação é classificada como floresta Ombrófila densa (Veloso et al., 1991; Almeida et al.,
1412 2009). O clima segundo o sistema de classificação de Köeppen é “Af” (tropical chuvoso)
1413 (Peel et al. 2007), com precipitação pluviométrica de aproximadamente 2000 mm/ano e
1414 umidade relativa do ar de 81% (Watrín and Rocha 1992). Os riachos de referência e os de
1415 manejo de impacto reduzido foram amostrados dentro do complexo da empresa Cikel Brasil
1416 Verde Madeiras LTDA. A área destinada ao manejo é explorada desde 2001 com a
1417 certificação do FSC (*Forest Stewardship Council*). O método de exploração adotado é o
1418 manejo policíclico, no qual uma área é explorada novamente após 30 anos de regeneração
1419 florestal. Os riachos de referência estão localizados nas reservas florestais dentro do
1420 Complexo Cikel. Estas reservas são compostas por densa cobertura florestal contínua.

1421 As UAs em áreas com exploração convencional estão localizadas em propriedades
1422 além dos limites do domínio da empresa Cikel. Os riachos nessa área têm vegetação marginal,
1423 porém esta composta por uma faixa descontínua de floresta, com número reduzido de árvores
1424 de grande porte. Além disso, existem moradias temporárias ou permanentes que são ocupadas
1425 pelos madeireiros que se instalaram na região (Uhl and Vieira 1989; Veríssimo et al. 1992).
1426 Diante do exposto, as 49 UAs foram separadas em três tratamentos sendo 12 de Referência
1427 (REF), 26 manejo de impacto reduzido (MIR) e 11 de exploração convencional (CC).

1428



1429

1430

1431 **Figura 1.** Distribuição das unidades amostrais (UAs) na bacia do rio Capim, Pará, Brasil.
 1432 Círculos preenchidos representam as áreas de referência (REF), os triângulos preenchidos as
 1433 áreas de manejo de impacto reduzido (MIR) e os quadrados as áreas de corte convencional
 1434 (CC).

1435

1436 **Delineamento amostral e coleta biológica**

1437

1438 Em cada riacho foi demarcado um trecho de 150 metros (m), subdividido em 10
 1439 seções de 15 metros cada. Cada seção foi subdividida em três segmentos de cinco metros
 1440 cada, sendo coletado Odonata nos dois primeiros segmentos. O terceiro segmento de cada
 1441 seção é usado para mensurar as variáveis limnológicas (e.g. oxigênio dissolvido). Assim, são
 1442 coletados indivíduos de Odonata em 20 segmentos em cada riacho (Gardner et al. 2013;
 Oliveira-Junior et al. 2015; Monteiro-Junior et al. 2016).

1443

1444 Os Adultos de Odonata foram coletados com uso de uma rede entomológica entre as
 1445 11 e 14h, período no qual estão em maior atividade (Ferreira-Peruquetti & De Marco 2002),
 1446 com a temperatura mínima ambiental de 19 °C. Foi padronizado o tempo de uma hora para a
 1447 coleta dos indivíduos em cada riacho. Colocamos cada indivíduo em envelopes de papel
 1448 vegetal, seguindo o protocolo de Lencioni (2005; 2006). Para identificação dos espécimes,
 1449 utilizamos chaves taxonômicas especializadas (Lencioni 2005, 2006; Garrison et al. 2006;
 1450 Garrison et al. 2010; Von Ellenrieder 2013; Pessacq 2014). O material biológico testemunho
 1451 está depositado na Coleção de Zoologia da Universidade Federal do Pará, Campus
 Universitário de Belém - PA, Brasil.

1452 Para remover possível viés causado por procedimento amostral (Magurran 2013),
1453 que interfira na comparação da diversidade e composição de espécies de Odonata, usamos o
1454 método de cobertura de amostragem (Chao et al. 2014). Esse método avalia a eficiência de
1455 amostragem em cada UA, com base na abundância das espécies. O critério de remoção é o
1456 valor do parâmetro de cobertura de amostragem inferior a 50%.

1457

1458 **Preditores ambientais e espaciais**

1459 Em cada riacho foi demarcado um trecho de 150 m em que foram mensuradas
1460 variáveis ambientais na seção transversal e longitudinal do riacho, em conformidade com o
1461 protocolo de integridade física adaptado da Agência Norte Americana de Proteção Ambiental
1462 (US-EMAP West Weadeable Stream) (Kaufman et al. 1999; Peck et al. 2006). Para compor a
1463 matriz ambiental, nove métricas ambientais foram utilizadas: razão entre largura e
1464 profundidade do canal, quantidade de matéria orgânica (%); presença de piscinas residuais
1465 (m²/100m); cobertura de dossel (%); madeiras (dentro e fora do leito com diâmetro de 1 a 3 m
1466 e comprimento de 1.5 a 5 m); índice de proximidade de impacto por silvicultura (remoção
1467 das toras até 10 m de distância do riacho); presença de abrigo (plantas aquáticas, vegetação
1468 pendurada igual ou menor a 1 m e madeiras pequena e grande maior ou menor que 3 m);
1469 temperatura do ar (°C) e oxigênio dissolvido (mg/l).

1470 Para obter os descritores espaciais ortogonais entre os pontos amostrados, usamos as
1471 coordenadas geográficas de cada UA. A matriz euclidiana de distância espacial foi obtida pela
1472 *principal coordinates of neighbour matrices* (PCNM) (Bocard and Legendre 2002). Esse
1473 método captura os padrões de complexidade espacial e pode ser eficiente na quantificação de
1474 respostas sobre a diversidade de espécies na rede dendrítica (Heino et al. 2015).

1475

1476 **Análises estatísticas**

1477 Para avaliar se a heterogeneidade ambiental varia entre os tratamentos (REF, MIR e
1478 CC) foi realizado um teste de homogeneidade multivariada de dispersão de grupos
1479 (PERMDISP) (Anderson et al. 2006). Nesse teste utilizamos os dados padronizados de
1480 preditores ambientais e a distância euclidiana para originar a matriz de dissimilaridade. Uma
1481 análise de coordenadas principais (PCoA) foi utilizada para ordenar os pontos em um plano
1482 multivariado.

1483 Para avaliar a influência dos fatores ambientais e espaciais sobre a variação da
1484 composição das assembleias de Odonata foi utilizado a análise de redundância parcial
1485 (pRDA) (Legendre and Legendre 1998). Os preditores ambientais foram padronizados, pois
1486 estavam em escalas de medidas diferentes. Os dados bióticos foram modificados pela
1487 transformação Hellinger (Peres-Neto et al. 2006). Essa análise estima a fração dos fatores
1488 puramente ambientais, espaciais, do compartilhamento entre espaço e ambiente e da variação
1489 não explicada (Resíduo) (Bocard et al. 1992). A matriz espacial é composta pelos filtros
1490 espaciais (PCNM) (Bocard and Legendre 2002).

1491 Para testar se houve diferença nas proporções de turnover e aninhamento entre os
1492 tratamentos a diversidade beta foi particionada nesses dois componentes (Baselga 2010, Si et
1493 al. 2015). Após obter as três matrizes (*sorensen*, *turnover* e *nestedness*), construímos uma
1494 nova matriz de proporção baseada na razão entre a matriz de *turnover* e a de *sorensen* (Si et
1495 al. 2015) e então testamos se a proporção de *turnover* foi proporcionalmente diferente entre os
1496 tratamentos através da análise permutacional de variância (PERMANOVA) (Anderson 2001).
1497 Esse mesmo procedimento foi realizado para a matriz de aninhamento (*nestedness*). Para
1498 avaliar o efeito dos preditores ambientais nas matrizes de *sorensen*, *turnover* e *nestedness*,
1499 utilizamos a regressão múltipla de matrizes de distância (MRM), com 9999 permutações. Na
1500 matriz ambiental usamos a distância euclidiana (Legendre et al. 1994; Si et al. 2015).

1501 Para identificar se a curva de biomassa permanece acima da curva de abundância de
1502 Odonata nas áreas de referência, plotamos as duas medidas em curvas ABC, para
1503 representação visual da uniformidade de ambas as medidas. Calculamos a estatística W para
1504 cada riacho (UA), seguido de uma análise de variância (ANOVA) para avaliar se existe
1505 diferença entre os tratamentos (REF, MIR e CC). O valor estatístico W varia de -1 até 1,
1506 sendo que valores positivos representam que a curva de biomassa se encontra acima da curva
1507 de abundância (Magurran 2004). As análises foram feitas no programa R (R Development
1508 Core Team 2016).

1509

1510 **Resultados**

1511 Foram coletados 1.154 indivíduos, distribuídos em 47 espécies de Odonata. A
1512 subordem Anisoptera apresentou 15 espécimes pertencentes às famílias Aeshnidae,
1513 Gomphidae e Libellulidae. Os Zygoptera apresentaram 32 espécies pertencentes às famílias
1514 Calopterygidae, Coenagrionidae, Dictyodidae, Pseudostigmatidae, Megapodagrionidae,
1515 Perilestidae e Polythoridae (Tabela 1).

1516

1517 **Tabela 1.** Espécies de Odonata registradas em 49 riachos (UAs) na bacia do rio Capim, PA,
1518 Brasil.

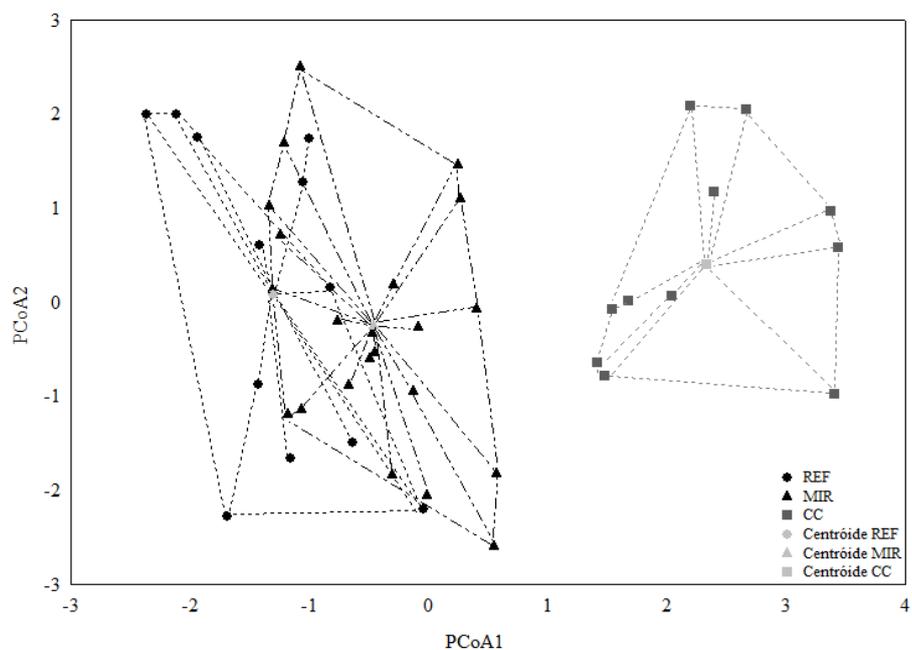
1519

	Famílias	Espécies de Odonata	
Anisoptera	Aeshnidae	<i>Gynacantha klagesi</i> Williamson, 1923	
		<i>Gynacantha litoralis</i> Williamson, 1923	
		<i>Gynacantha membranalis</i> Karsch, 1891	
	Libellulidae		<i>Argyrothemis argentea</i> Ris, 1909
			<i>Dasythemis essequiba</i> Ris, 1919
			<i>Fylgia amazonica</i> Kirby, 1889
			<i>Macrothemis</i> sp.1
			<i>Micrathyria</i> sp.1
			<i>Oligoclada abbreviata</i> (Rambur, 1842)
			<i>Oligoclada</i> sp.1
<i>Oligoclada walkeri</i> Geijskes, 1931			
<i>Perithemis lais</i> (Perty, 1834)			
<i>Perithemis thais</i> Kirby, 1889			
Gomphidae		<i>Uracis imbuta</i> (Burmeister, 1839)	
		<i>Zonophora batesi</i> Selys, 1869	
Zygoptera	Calopterygidae	<i>Hetaerina laesa</i> Hagen in Selys, 1853	
		<i>Hetaerina moribunda</i> Hagen in Selys, 1853	
		<i>Mnesarete aenea</i> (Selys, 1853)	
	Coenagrionidae		<i>Acanthagrion aepiolum</i> Tennessen, 2004
			<i>Acanthagrion rubrifrons</i> Leonard, 1977
			<i>Argia chapadae</i> Calvert, 1909
			<i>Argia fumigata</i> Hagen in Selys, 1865
			<i>Argia hasemani</i> Calvert, 1909
			<i>Argia indicatrix</i> Calvert, 1902
			<i>Argia infumata</i> Selys, 1865
		<i>Argia oculata</i> Hagen in Selys, 1865	
		<i>Argia</i> sp.1	
		<i>Argia</i> sp.2	
		<i>Argia collata</i> Selys, 1865	
		<i>Argia tinctipennis</i> Selys, 1865	
		<i>Epipleoneura capilliformis</i> (Selys, 1886)	
		<i>Epipleoneura haroldoi</i> Santos, 1964	
		<i>Epipleoneura metallica</i> Rácenis, 1955	
		<i>Metaleptobasis diceras</i> (Selys, 1877)	
		<i>Mecistogaster amalia</i> (Burmeister, 1839)	
		<i>Neoneura luzmarina</i> De Marmels, 1989	
		<i>Phasmoneura exigua</i> (Selys, 1886)	
		<i>Phoenicagrion flammeum</i> (Selys, 1876)	
		<i>Protoneura tenuis</i> Selys, 1860	

	<i>Psaironeura tenuissima</i> (Selys, 1886)
Dicteriadiidae	<i>Dicterias atrosanguinea</i> Selys, 1853
Heteragrionidade	<i>Heteragrion icterops</i> Selys, 1862
	<i>Heteragrion silvarum</i> Sjöstedt, 1918
	<i>Oxystigma petiolatum</i> (Selys, 1862)
Perilestidae	<i>Perilestes kahli</i> Williamson and Williamson, 1924
Polythoridae	<i>Chalcopteryx radians</i> Ris, 1914
	<i>Chalcopteryx rutilans</i> (Rambur, 1842)

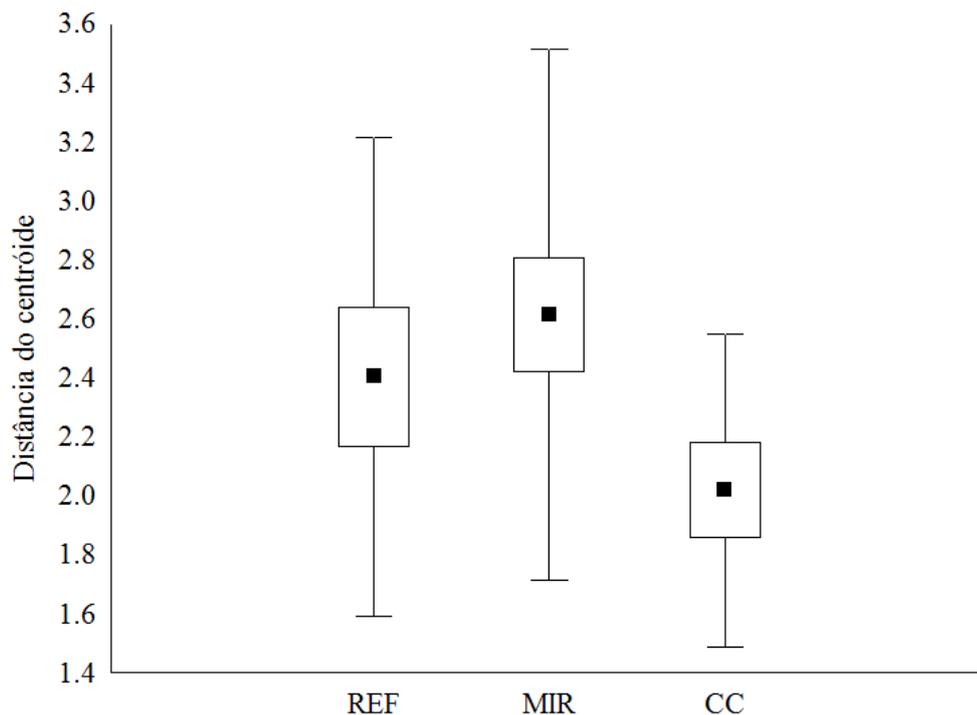
1520

1521 Os riachos íntegros (REF) não foram ambientalmente mais heterogêneos do que os
 1522 das áreas com manejo florestal (MIR) e exploração convencional (CC) ($F = 2.023$, $p = 0.144$)
 1523 (Figura 3 e 4), não corroborando nossa hipótese inicial.



1524

1525 **Figura 3.** Análise de coordenadas principais para os preditores ambientais baseada na
 1526 distância euclidiana. Círculos preenchidos de preto representam as áreas de referência (REF),
 1527 os triângulos preenchidos de preto as áreas de manejo de impacto reduzido (MIR) e os
 1528 quadrados preenchidos em cinza escuro as áreas de corte convencional (CC). Os centróides de
 1529 cada tratamento estão preenchidos em cinza claro.



1530

1531 **Figura 4.** Box plot representando a distância média do centróide entre os tratamentos:
 1532 referência (REF), manejo de impacto reduzido (MIR) e corte convencional (CC). As barras
 1533 representam o desvio padrão e as caixas o erro padrão.

1534

1535 Constatamos que a variância da composição das espécies de Odonata nos riachos
 1536 amostrados foram de 32%. Desses valores, 17% foi explicada exclusivamente por fatores
 1537 puramente ambientais ($F = 2.060$, $p=0.001$), 0.07% por fatores puramente espaciais ($F =$
 1538 1.644 , $p= 0.002$) e 0.07 % pela interação ambiente e espaço. Os resíduos corresponderam a 68
 1539 % da variância.

1540

1541 As médias dos valores de beta diversidade (Sorensen) e *turnover* foram maiores nas
 1542 áreas de corte convencional do que nas áreas de manejo de impacto reduzido e referência
 1543 (Figura 2). A variação na composição das espécies de Odonata entre os riachos foi causada
 1544 principalmente por *turnover*, enquanto o aninhamento (*nestedness*) apresentou baixa
 1545 contribuição (Tabela 2). Houve diferença na proporção da contribuição do *turnover* entre os
 1546 três tratamentos (REF, MIR e CC) ($F = 3.467$, $p < 0.001$). Essa diferença foi principalmente
 1547 entre os riachos de exploração convencional (CC) quando comparado com as referências
 1548 (REF) e manejo de impacto reduzido (MIR) ($t = 2.051$, $p = 0.002$; $t = 2.151$, $p<0.001$),
 1549 contrariando nossa hipótese inicial. Os riachos de REF não diferiram dos riachos de MIR ($t =$

1550 1.326, $p=0.145$). Já a proporção do componente aninhamento não diferiu entre os tratamentos
1551 ($F = 4.543$, $p > 0.050$).

1552

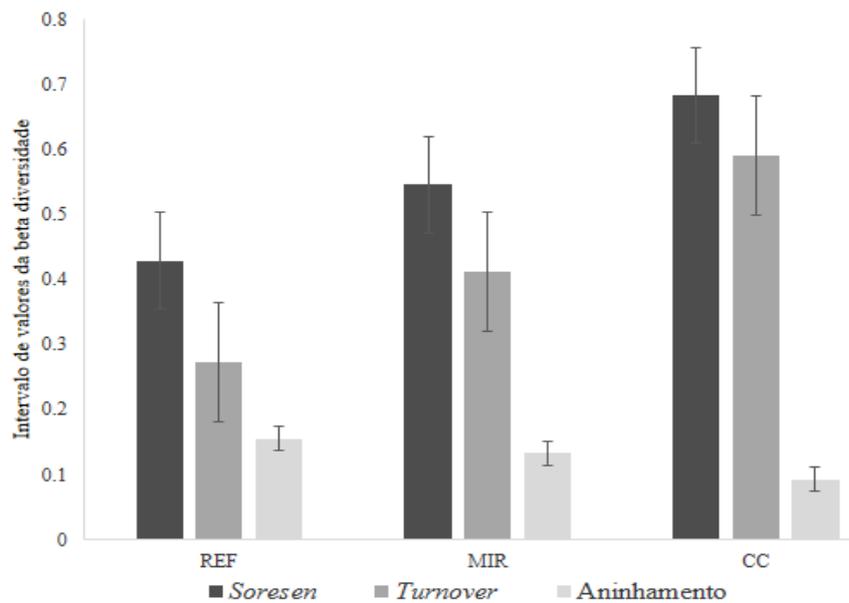
1553

1554 **Tabela 2.** Partição dos componentes de diversidade beta para os adultos de Odonata.

Categoria da dissimilaridade	Valor parcial observado	valor p*
<i>Turnover</i>	0.918	0.014
Aninhamento	0.026	0.007
Diversidade Beta	0.944	0.035

1555

1556



1557

1558 **Figura 2.** Valores médios de diversidade beta (*Sorensen*), *Turnover* e aninhamento entre os
1559 tratamentos: Riachos de referência (REF), manejo de impacto reduzido (MIR) e corte convencional
1560 (CC). As barras representam o Erro padrão.

1561

1562 As variáveis ambientais locais foram determinantes no padrão de diversidade beta
1563 ($R^2 = 0.211$, $p < 0.001$) e no *turnover* ($R^2=0.186$ e $p<0.001$) da comunidade de Odonata em
1564 todas as unidades amostrais. A matéria orgânica no canal foi a variável mais relacionada com
1565 a diversidade beta e o *turnover* da comunidade de Odonata. A presença do impacto humano
1566 próximo ao canal também foi importante para a diversidade beta, mas teve maior contribuição
1567 no *turnover* das espécies. A presença de piscinas residuais e oxigênio dissolvido na água

1568 foram importantes somente para a diversidade beta (Tabela 3). As variáveis ambientais não
 1569 foram determinantes no aninhamento das espécies de Odonata ($R^2 = 0.050$, $p = 0.091$).

1570 **Tabela 3.** Relação da matriz de diversidade beta e *turnover* da comunidade de Odonata com a
 1571 matriz de preditores ambientais.

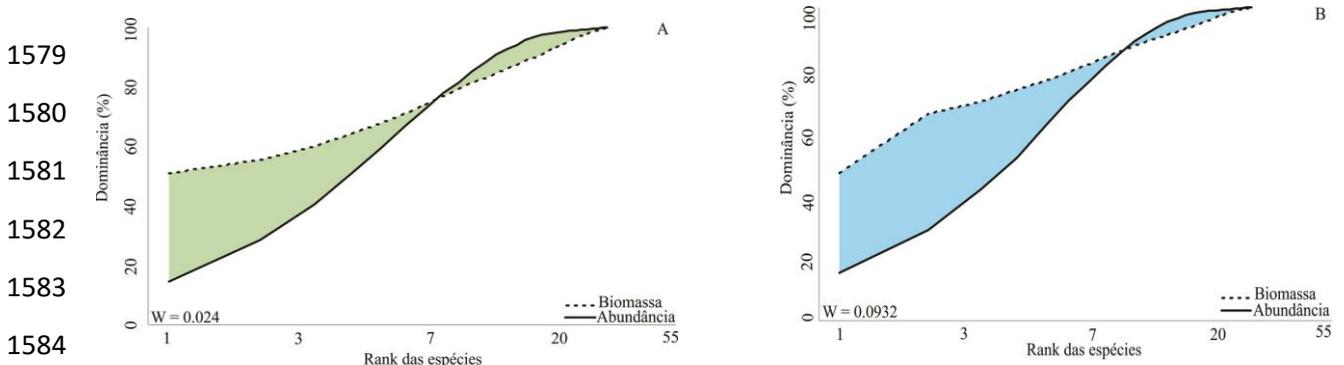
	Matriz de diversidade beta		Matriz de <i>Turnover</i>	
	Coefficiente da regressão (b)	Valor p	Coefficiente da regressão (b)	Valor p
Intercepto	0.356		0.188	
Razão entre largura e profundidade do canal	0.025	0.837	0.146	0.272
Quantidade de matéria Orgânica no canal (%)	2.493	0.001	3.250	0.001
Presença de piscinas residuais (m ² por 100m de Canal)	0.060	0.055	0.063	0.090
Cobertura de dossel (%)	0.001	0.391	0.001	0.349
Presença de madeiras (diâmetro de 1 a 3 m e comprimento de 1.5 a 5 m)	0.000	0.985	0.000	0.926
Abrigo	0.000	0.660	0.000	0.842
Índice de proximidade de impacto no canal (<10m)	0.080	0.017	0.114	0.005
Oxigênio dissolvido na água	0.049	0.001	0.055	0.001
Temperatura do ar (°C)	0.018	0.058	0.014	0.209

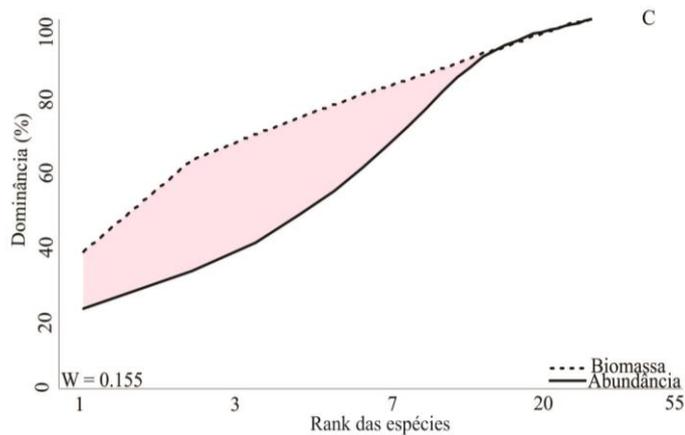
1572

1573 **Biomassa (curva ABC) da comunidade de Odonata**

1574 Ao contrário do esperado, a curva de biomassa permaneceu acima da curva de
 1575 abundância das espécies de Odonata nos tratamentos de manejo de impacto reduzido (MIR) e
 1576 exploração convencional (CC). A biomassa não foi menor em riachos com exploração
 1577 convencional (Figura 3) ($F_{(2,43)} = 0.774$, $p = 0.467$).

1578





1585

1586 **Figura 4.** Curva de abundância e biomassa (ABC) dos adultos de Odonata entre os três
 1587 tratamentos: (A) riachos em áreas de referência (REF), (B) Manejo de impacto de reduzido e
 1588 (MIR) e (C) corte convencional (CC).

1589

1590 DISCUSSÃO

1591 Os resultados mostram que fatores ambientais estruturam a variação na composição
 1592 da comunidade de Odonata entre riachos que estão submetidos a diferentes tipos de
 1593 exploração madeireira na região amazônica. Como consequência das alterações físicas no
 1594 habitat, as características ambientais dos ecossistemas aquáticos de áreas naturais são
 1595 modificadas pelo processo de exploração de madeira convencional (Davies et al. 2005). Os
 1596 riachos em áreas de exploração convencional apresentam vegetação ripária remanescente, mas
 1597 os danos ambientais ainda são evidentes. Mesmo assim, esses riachos tiveram maior *turnover*
 1598 de espécies, se comportando contrário do esperado. Os danos ambientais nos riachos em áreas
 1599 de exploração convencional ocorrem principalmente pela proximidade da retirada de madeira
 1600 próximo às margens dos riachos, levando a maior incidência solar no canal e alteração
 1601 prejudicial das propriedades da água. As espécies de libélulas que são tolerantes a essas
 1602 modificações na estrutura física continuam persistindo nesses riachos.

1603 Com base nos nossos resultados, acreditamos que os possíveis motivos que
 1604 justificam o *turnover* das espécies de Odonata não ter ocorrido em riachos íntegros
 1605 (referência), sejam relacionados aos requerimentos ambientais específicos das espécies em
 1606 cada tratamento (Langenheder et al. 2011) e não à heterogeneidade ambiental em si, uma vez
 1607 que esta não diferiu entre os tratamentos. Uma maior beta diversidade e *turnover* de espécies
 1608 em áreas alteradas já foi registrada para ecossistemas aquáticos temperados (Hawkins et al.
 1609 2015). Fugère et al. (2016) demonstraram que o aumento da diversidade beta em áreas
 1610 alteradas foi relacionado com o aumento da heterogeneidade ambiental. Porém, esses

1611 resultados são opostos dos que foram apresentados por Siqueira et al. (2015) e Kehinde and
1612 Samways (2014), pois houve diminuição da diversidade beta das espécies em áreas alteradas e
1613 com menor heterogeneidade ambiental.

1614 Apesar das áreas com exploração convencional levam à perda de integridade física
1615 ambiental dos riachos, não houve diminuição da heterogeneidade ambiental. A
1616 heterogeneidade dos ecossistemas aquático alterados pode estar associada a alguns pontos que
1617 merecem destaque, entre eles, a condição física natural e inicial da área a ser manejada, pois
1618 esses fatores podem ditar os efeitos que as mudanças antropogênicas causam no ambiente
1619 (Hawkins et al. 2015). Por exemplo, ambientes com terrenos inclinados podem dificultar a
1620 presença de tratores que removem as toras muito próximo à vegetação ciliar, o que possibilita
1621 a permanência de vegetal ciliar remanescente. Assim, apesar de permanecer uma estreita
1622 cobertura vegetal nos igarapés, ocorre a perda de integridade ambiental em suas adjacências o
1623 que afeta diretamente a qualidade da água (Zaiha et al. 2015; Leal et al. 2016).

1624 Além desses fatores, as variáveis ambientais podem apresentar uma resposta não
1625 linear ao distúrbio (Leal et al. 2016), como o exemplo da presença da vegetação ciliar
1626 remanescente nas áreas com exploração convencional. A exploração convencional de madeira
1627 remove ou derruba desnecessariamente árvores de forma não contínuas próximo à margem
1628 dos riachos, sendo possível distinguir a presença de pequenos fragmentos distribuídos ao
1629 longo do riacho. Esses fragmentos podem manter a heterogeneidade ambiental relativamente
1630 semelhante à das áreas naturais, favorecendo a presença de espécies heliotérmicas (De Marco
1631 et al. 2015) e tolerantes às mudanças nas condições físicas dos igarapés (Ferreira Peruquetti
1632 and De Marco 2002, Souza et al. 2015). Uma possível explicação para o aumento da
1633 diversidade de libélulas em áreas alteradas é a invasão de espécies de ambientes lênticos
1634 associado ao aumento da produtividade desses ecossistemas (Ferreira Peruquetti and De
1635 Marco 2002), processo que tem sido relacionado com o aumento da diversidade beta para
1636 outros grupos (Chase 2010; Bini et al. 2014).

1637 Os mecanismos de produtividade que levam ao aumento de diversidade beta das
1638 espécies ainda permanecem obscuros. Porém, é possível que os mesmos efeitos causados pela
1639 exploração de madeira convencional, que levam ao aumento da produtividade desses
1640 ecossistemas, podem também estar conduzindo também ao aumento das espécies tolerantes de
1641 Odonata. Esse aumento das espécies tolerantes é principalmente em função dos requerimentos
1642 ambientais específicos de cada espécie às novas condições ambientais, como por exemplo,
1643 maior incidência solar que favorece as espécies heliotérmicas (De Marco et al. 2015). Outro

1644 mecanismo é a maior quantidade de nutrientes no solo onde ocorre exploração de madeira
1645 (Davies et al. 2005). A entrada desses nutrientes pode favorecer o crescimento de plantas
1646 vivas nas águas e contribuir para a presença de espécies do gênero *Perithemis* que selecionam
1647 macrófitas como poleiros em trechos lânticos (De Marco and Resende 2002).

1648

1649 Já a ausência de *turnover* de espécies de Odonata nos riachos de referência e de
1650 manejo de impacto reduzido, sugere que as condições físicas para manutenção das espécies
1651 em seus habitats naturais, não contribui para a mudança da composição das libélulas,
1652 conforme testado para outros organismos aquáticos (Dias et al. 2010; Nogueira et al. 2016). A
1653 técnica de manejo de impacto reduzido pode diminuir em aproximadamente 75% os danos
1654 ambientais quando comparados com a exploração convencional (Burivalova et al. 2015). Esse
1655 tipo de manejo explora os recursos florestais, com planejamento de quantidade de estradas de
1656 acesso e distância dos ecossistemas aquáticos (Burivalova et al. 2015). Esse planejamento
1657 pode reduzir os efeitos na comunidade biológica e promover a proteção das nascentes dos
1658 riachos (Adkins et al. 2016), permitindo que as condições físicas ambientais naturais dos
1659 riachos tropicais sejam mantidas, facilitando o fluxo das espécies (Martin et al. 2015) que são
1660 muitos sensíveis as mudanças ambientais entre os riachos.

1661 As principais modificações ambientais que contribuíram para a variação na
1662 diversidade e o *turnover* das libélulas entre os tratamentos, foram o aumento de matéria
1663 orgânica no canal e a proximidade (inferior a 10 m) da retirada de madeira em relação aos
1664 riachos. A proximidade de atividades antrópicas nos riachos podem reduzir a cobertura
1665 vegetal (Scott et al. 2016). Essa redução na cobertura vegetal modifica as condições de
1666 temperatura e microclima (Leal et al. 2016), alterando a composição das espécies de Odonata,
1667 favorecendo espécies heliotérmicas (Monteiro-Júnior et al. 2016), principalmente as de maior
1668 tamanho corporal (De Marco et al. 2015) e que possuem maior vagilidade dispersiva (Harabiš
1669 & Dolný, 2011).

1670 Embora as áreas de corte convencional apresentem intensos vestígios de atividades
1671 antrópicas, principalmente com a expressiva perda da cobertura vegetal (Barlow et al. 2016),
1672 os igarapés apresentaram uma estreita faixa de vegetação ripária no período da amostragem,
1673 sendo capaz de fornecer matéria orgânica alóctone para os riachos (Kaufmann & Faustini
1674 2012). No entanto, o aumento de matéria orgânica dentro do canal pode ser um indicativo de
1675 vários outros processos de perda da qualidade da água, talvez refletindo até na diminuição das
1676 taxas de processamento do material orgânico por organismos sensíveis a perturbações

1677 antrópicas (Fugère et al. 2016, Nogueira et al. 2016). Esses processos em sinergia contribuem
1678 com a diminuição do oxigênio dissolvido (Esteves and Furtado 2011) e regime do fluxo
1679 (Esteves and Camargo 2011, Allan and Castillo 2010).

1680 Os fatores espaciais não foram determinantes para a estruturação da comunidade de
1681 Odonata neste estudo realizado em uma bacia hidrográfica localizada na região amazônica.
1682 Relacionamos ao fato de insetos alados estarem sempre se dispersando de um ambiente para
1683 outro (McCauley 2008), principalmente através do auxílio de poças temporárias, procurando
1684 por condições ambientais ótimas para sua persistência (Vanschoenwinkel et al. 2010). Assim,
1685 o mínimo de recurso existente no ambiente alterado (e.g. vegetação ripária remanescente)
1686 pode estar contribuindo para manter algumas espécies que são consideradas sensíveis às
1687 modificações ambientais nos habitats aquáticos.

1688 Ao contrário da nossa hipótese inicial, os três tratamentos apresentaram valores de
1689 biomassa acima da curva de abundância das espécies de Odonata. Tanto nas áreas de
1690 referência como nas áreas de manejo foi possível observar que não houve uma uniformidade
1691 na extensão da curva de biomassa acima da de abundância. Ambientes alterados com maior
1692 severidade tendem a ter uma dominância contínua das curvas de biomassa acima das de
1693 abundância. Dessa forma, nossos resultados podem ser explicados pelo fato das áreas íntegras
1694 e das manejadas manterem desde espécies pequenas como *E. cappiliformis*, *E. haroldoi* até
1695 espécies de maior porte como *G. klagesi*, *G. membarnalis*, *G. litoralis*, *Z. batesi*. Diferente do
1696 comportamento heliotérmico, espécies muito grandes podem ser consideradas endotérmicas e
1697 não se beneficiam das alterações antrópicas, como exemplo das espécies do gênero
1698 *Zonophora* encontradas nos estratos de sub-bosque de riachos sombreados (Garrison et al.
1699 2006, Monteiro-Junior et al. 2015). A presença de espécies grandes, incluindo alguns
1700 Zygoptera como *A. collata*, *P. flammeum*, *M. diceras* e Anisoptera como *O. walkeri*, *P. thais*,
1701 contribuem para elevar a curva de biomassa em áreas alteradas, sendo esse resultado
1702 explicado pela hipótese ecofisiológica da distribuição de Odonata em riachos tropicais (De
1703 Marco et al. 2015).

1704 A dinâmica de exploração vegetal propicia a presença de elementos que compõem a
1705 paisagem. Esses elementos são a delimitação da matriz de referências (áreas naturais), de
1706 exploração manejada e da exploração convencional. Essas características precisam ser
1707 consideradas no planejamento de conservação de ecossistemas aquáticos (Socolar et al. 2016),
1708 principalmente em áreas com exploração de madeira que serão ou que estão sendo manejadas
1709 e nas áreas que extraem madeira de forma não planejada. A alta diversidade das espécies de

1710 Odonata nos igarapés amazônicos, aponta para uma grande complexidade estrutural desses
1711 ecossistemas (Leal et al. 2016), possibilitando a presença de espécies que apresentam
1712 requerimentos ambientais específicos em cada tratamento. Isso ocorre principalmente porque
1713 algumas espécies de Odonata são muito sensíveis a fatores ambientais específicos, enquanto
1714 outras possuem características morfofisiológicas que permitem a seleção de micro-habitat em
1715 locais alterados (Souza et al. 2015).

1716 A proteção dos diferentes elementos da paisagem (hipótese da *landscape-divergence*)
1717 promove a preservação dos diferentes ecossistemas (Lawrence et al. 2007), sendo possível
1718 manter a diversidade regional das espécies de Odonata (Simaika et al. 2016) e os serviços
1719 ecossistêmicos. Além disso a manutenção da sua diversidade pode ser importante para a
1720 diversidade de outras espécies, uma vez que as espécies interagem entre si.

1721

1722

1723

1724 **CONCLUSÃO**

1725 As mudanças drásticas ocorridas nas condições físicas do ambiente aquático pela
1726 exploração convencional de madeira na Amazônia Oriental elevaram o *turnover* das espécies
1727 de Odonata entre os igarapés. Os fatores estruturais do ambiente físico das áreas alteradas pela
1728 exploração convencional de madeira que foram importantes no padrão de diversidade
1729 observado foram a proximidade de impacto antrópico e a quantidade de matéria orgânica no
1730 riacho.

1731 Não podemos associar o *turnover* das libélulas com a heterogeneidade ambiental dos
1732 riachos, uma vez que não houve a diminuição da heterogeneidade nos riachos com exploração
1733 convencional de madeira, quando comparada com os da área de referência. Diversos fatores
1734 podem contribuir para a alta beta diversidade de espécies em locais alterados, como a
1735 presença de espécies que são tolerantes às mudanças na estrutura do habitat físico e os
1736 visitantes ocasionais (Solar et al. 2015). Esse padrão também pode ser uma consequência da
1737 oferta de alguns recursos (e.g. presença de mata ciliar ainda que reduzida) importantes para
1738 algumas espécies sensíveis de Odonata. A redução da cobertura de dossel nos riachos com
1739 exploração convencional contribuiu para a presença das espécies heliotérmicas de libélulas.
1740 Essas libélulas apresentam grande tamanho corporal, para Anisoptera (e.g. *Oligoclada walkeri*

1741 e *Perithemis thais*) e Zygoptera (e.g. *Argia collata*), que contribuiu para a manutenção da
1742 curva de biomassa das espécies acima da curva da abundância em ambientes alterados.

1743 Essa abordagem sintética reforça ainda mais a necessidade de um planejamento
1744 efetivo para a recuperação das características naturais dos riachos distribuídos na região
1745 amazônica, uma vez que manteria as diferentes espécies que estão selecionando o
1746 microhabitat nas duas áreas. Além disso, manteriam os diferentes riachos e a sua
1747 conectividade dentro da bacia hidrográfica, essencial para espécies aquáticas que são afetadas
1748 por fatores ambientais.

1749

1750

1751 **Referências**

1752 Adkins JK, Barton CD, Grubbs S, Stringer JW, Kolka RK (2016) Assessment of Streamside
1753 Management Zones for Conserving Benthic Macroinvertebrate Communities Following
1754 Timber Harvest in Eastern Kentucky Headwater Catchments. *Water* 8:261.

1755 Allan JD, Castillo MM (2010) *Stream ecology: structure and function of running waters*. 2^a
1756 ed. Paperback.

1757 Almeida SS, Silva ASL, Silva ICB (2009) Cobertura vegetal. In: Monteiro MA, Coelho
1758 MCN, Barbosa EJS (Ed) *Atlas socioambiental: municípios de Tomé-Açu, Aurora do*
1759 *Pará, Ipixuna do Pará, Paragominas e Ulianópolis*. NAEA, Belém 112-124.

1760 Anderson MJ (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance.
1761 *Austral Ecol* 26:32-46. doi:10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x.

1762 Anderson MJ (2006) Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions.
1763 *Biometrics* 62:245–253. doi:10.1111/j.1541-0420.2005.00440.x.

1764 Baselga A (2010) Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity.
1765 *Global Ecol Biogeogr* 19:134-143. doi:10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x.

1766 Baselga A (2012) The relationship between species replacement, dissimilarity derived from
1767 nestedness, and nestednessge. *Global Ecol. Biogeogr* 21:1223–1232.
1768 doi:10.1111/j.1466-8238.2011.00756.x.

1769 Barlow J, Lennox GD, Ferreira J, Berenguer E, Lees AC et al (2016) Anthropogenic
1770 disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. *Nature*
1771 535:144-147. doi:10.1038/nature18326.

1772 Bini LM, Landeiro VL, Padiá AA, Siqueira T, Heino J (2014) Nutrient enrichment is related
1773 to two facets of beta diversity for stream invertebrates across the United States. *Ecology*
1774 95:1569-1578. doi:10.1890/13-0656.1.

1775 Bocard D, Legendre P, Drapeau P (1992) Partialling out the spatial component of ecological
1776 variation. *Ecology* 73: 1045-1055. doi:10.1023/A:1009693501830.

- 1777 Borcard D, Legendre P (2002) All-scale spatial analysis of ecological data by means of
1778 principal coordinates of neighbour matrices. *Ecol Model* 153:51-68.
1779 doi.org/10.1016/S0304-3800(01)00501-4.
- 1780 Burivalova Z, Lee TM, Giam X, Sekercioglu CH, Wilcove DS, Koh LP (2015) Avian
1781 responses to selective logging shaped by species traits and logging practices.
1782 *Proceeding Royal Soc B* 282:1-8. doi:10.1098/rspb.2015.0164.
- 1783 Cannon JB, Gullison RE, Rice RE (1998) Evaluating strategies for biodiversity conservation
1784 in tropical forests. Development Research Group, World Bank, Washington, D.C.
- 1785 Casatti L, Langeani F, Ferreira CP (2006) Effects of physical habitat degradation on the
1786 stream fish assemblage structure in a pasture region. *Environ Manag* 38:974-982.
1787 doi:10.1007/s00267-005-0212-4.
- 1788 Chao A, Gotelli NJ, Hsieh TC, Sander EL, Ma KH, Colwell RK, Ellison AM (2014)
1789 Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and
1790 estimation in species diversity studies. *Ecol Monogr* 84:45–67. doi:10.1890/13-
1791 0133.1.
- 1792 Chase JM (2010) Stochastic community assembly causes higher biodiversity in more
1793 productive environments. *Science* 328:1388-1391. doi: 10.1126/science.1187820.
- 1794 Conrad KF, Willson KH, Harvey IF, Thomas CJ, Sherratt TN (1999) Dispersal characteristics
1795 of seven odonate species in an agricultural landscape. *Ecography*, 524-531.
1796 doi:10.1111/j.1600-0587.1999.tb01282.x.
- 1797 Darrigo MR, Venticinque EM, Dos Santos FAM (2016) Effects of reduced impact logging on
1798 the forest regeneration in the central Amazonia. *Forest Ecol Management* 360:52-59.
1799 doi.org/10.1016/j.foreco.2015.10.012.
- 1800 De Marco PJr, Resende DC (2002) Activity patterns and thermoregulation in a tropical
1801 dragonfly assemblage. *Odonatologica* 31:129-138.
- 1802 De Marco PJr, Batista JD, Cabette HSR (2015) Community assembly of adult odonates in
1803 tropical streams: an ecophysiological hypothesis. *PloS one* 10:e0123023.
1804 doi.org/10.1371/journal.pone.0123023.
- 1805 Dias AM, Tejerina-Garro FL (2010) Changes in the structure of fish assemblages in streams
1806 along an undisturbed-impacted gradient, upper Paraná River basin, Central Brazil.
1807 *Neotrop Ichthyol* 8:587-598. doi.org/10.1590/S1679-62252010000300003.
- 1808 Davies PE, McIntosh PD, Wapstra M, Bunce SEH et al (2005) Changes to headwater stream
1809 morphology, habitats and riparian vegetation recorded 15 years after pre-Forest
1810 Practices Code forest clearfelling in upland granite terrain, Tasmania, Australia. *Forest*
1811 *Ecol Manage* 217:331-350. doi.org/10.1016/j.foreco.2005.06.015.
- 1812 Esteves FA, Furtado ALS (2011) Oxigênio Dissolvido. In: ESTEVES, Francisco de Assis
1813 (coord.) *Fundamentos de Limnologia*. 3 ed. Rio de Janeiro, Interciência 167-192. ISBN
1814 97885-7193-271-5.

- 1815 Esteves FA, Camargo AFM (2011) Sedimentos Límnicos. In: Esteves FA (coord.)
1816 Fundamentos de Limnologia. 3 ed. Rio de Janeiro, Interciência 38-354. ISBN 97885-
1817 7193-271-5.
- 1818 Edwards DP, Woodcock P, Edwards FA et al (2012) Reduced-impact logging and
1819 biodiversity conservation: a case study from Borneo. *Ecol Appl* 22:561-571.
1820 doi:10.1890/11-1362.1.
- 1821 Ferreira-Peruquetti P, De Marco PJr (2002) Efeito da alteração ambiental sobre comunidades
1822 de Odonata em riachos de Mata Atlântica de Minas Gerais, Brasil. *Rev Bras Zool*
1823 19:317-327. doi.org/10.1590/S0101-81752003000200008.
- 1824 Fugère V, Kasangaki A, Chapman LJ (2016) Land use changes in an afro-tropical biodiversity
1825 hotspot affect stream alpha and beta diversity. *Ecosphere* 7. doi:10.1002/ecs2.1355.
- 1826 Gardner TA, Ferreira J, Barlow J et al (2013) A social and ecological assessment of tropical
1827 land uses at multiple scales: the Sustainable Amazon Network. *Philos. Trans. R. Soc.*
1828 *Lond. B. Biol Sci.* 368:20120166. doi:10.1098/rstb.2012.0166.
- 1829 Garrison RW, Von Ellenrieder N, Louton JA (2006) Dragonfly genera of the new world: an
1830 illustrated and annotated key to the Anisoptera. The Johns Hopkins University Press,
1831 Baltimore, MD.
- 1832 Garrison RW, Von Ellenrieder N, Louton JA (2010) Damselfly genera of the New World: an
1833 illustrated and annotated key to the Zygoptera. The Johns Hopkins University Press,
1834 Baltimore, MD.
- 1835 Gibson L, Lee TM, Koh LP, Brook BW et al (2011) Primary forests are irreplaceable for
1836 sustaining tropical biodiversity. *Nature* 478:378–381. doi:10.1038/nature10425.
- 1837 Harabiš F, Dolný A (2011) The effect of ecological determinants on the dispersal abilities of
1838 central European dragonflies (Odonata). *Odonatologica* 40:17–26.
- 1839 Hasegawa M, Ito MT, Yoshida T, Seino T, Chung AY, Kitayama K (2014) The effects of
1840 reduced-impact logging practices on soil animal communities in the Deramakot Forest
1841 Reserve in Borneo. *Appl Soil Ecol* 83:13-21. doi.org/10.1016/j.apsoil.2013.07.008.
- 1842 Hawkins CP, Mykrä H, Oksanen J, Vander Laan JJ (2015) Environmental disturbance can
1843 increase beta diversity of stream macroinvertebrate assemblages. *Global Ecol*
1844 *Biogeogr* 24:483-494. doi:10.1111/geb.12254.
- 1845 Heino J (2013) Environmental heterogeneity, dispersal mode, and co-occurrence in stream
1846 macroinvertebrates. *Ecol Evol* 3:344–355. doi:10.1002/ece3.470.
- 1847 Heino J, Melo AS, Bini LM et al (2015) A comparative analysis reveals weak relationships
1848 between ecological factors and beta diversity of stream insect metacommunities at two
1849 spatial levels. *Ecol Evol* 5:1235–1248. doi.org/10.1002/ece3.1439.
- 1850 Jackson ST, Sax DF (2010) Balancing biodiversity in a changing environment: extinction
1851 debt, immigration credit and species turnover. *Trends Ecol Evol* 25:153-160. doi:
1852 10.1016/j.tree.2009.10.001.

- 1853 Johns JS, Barreto P, Uhl C (1996) Logging damage during planned and unplanned logging
1854 operations in the eastern Amazon. *Forest Ecol Management* 89:59-77.
1855 doi:10.1016/S0378-1127(96)03869-8.
- 1856 Juen L, De Marco PJr (2011) Odonate beta diversity in terra-firme forest streams in Central
1857 Amazonia: On the relative effects of neutral and niche drivers at small geographical
1858 extents. *Insect Conserv Divers* 4: 265-274. doi:10.1111/j.1752-4598.2010.00130.x.
- 1859 Karp DS, Rominger AJ, Zook J, Ranganathan J, Ehrlich PR, Daily GC (2012) Intensive
1860 agriculture erodes b-diversity at large scales. *Ecol Lett* 15: 963–970. doi:
1861 10.1111/j.1461-0248.2012.01815.x.
- 1862 Kaufmann PR, Levine P, Robison EG, Seeliger C, & Peck DV (1999) Quantifying Physical
1863 Habitat in Wadeable Streams. Environmental Protection Agency, EPA/620/R- 99/003.
1864 U.S, Washington, DC.
- 1865 Kaufmann PR, Faustini JM (2012) Simple measures of channel habitat complexity predict
1866 transient hydraulic storage in streams. *Hydrobiologia* 685:69-95. doi: 10.1007/s10750-
1867 011-0841-y
- 1868 Kehinde T, Samways MJ (2014) Management defines species turnover of bees and flowering
1869 plants in vineyards. *Agric Forest Entomol* 16:95-101. doi:10.1111/afe.12038.
- 1870 Kleinschroth F, Healey JR, Gourlet-Fleury S (2016) Sparing forests in Central Africa: re-use
1871 old logging roads to avoid creating new ones. *Front Ecol Environment* 14: 9–10.
1872 doi:10.1002/FEEKleinscrothletter.1.
- 1873 Langenheder S, Székely AJ (2011) Species sorting and neutral processes are both important
1874 during the initial assembly of bacterial communities. *ISME J* 5:1086-1094. doi:
1875 10.1038/ismej.2010.207.
- 1876 Laurance WF, Nascimento HE, Laurance SG et al (2007) Habitat fragmentation, variable
1877 edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. *PLoS one* 2:e1017.
1878 doi.org/10.1371/journal.pone.0001017
- 1879 Leal CG, Pompeu PS, Gardner TA, Leitão RP et al (2016) Multi-scale assessment of human-
1880 induced changes to Amazonian instream habitats. *Landsc Ecol* 31:1725-1745.
1881 doi:10.1007/s10980-016-0358-x.
- 1882 Legendre P, Legendre L (1998) *Numerical Ecology*, 2nd edn. Elsevier, Amsterdam.
- 1883 Legendre P, Lapointe FJ, Casgrain P (1994) Modeling Brain Evolution from Behavior: A
1884 Permutational Regression Approach. *Evolution* 48:1487-1499. doi:10.2307/2410243.
- 1885 Lencioni FAA (2005) *The damselflies of Brazil: an illustrated guide – The non*
1886 *Coenagrionidae families*. All Print Editora, São Paulo, SP.
- 1887 Lencioni FAA (2006) *The damselflies of Brazil: an illustrated guide - Coenagrionidae*. All
1888 *Print Editora, São Paulo, SP*.
- 1889 Magurran AE (2004) *Measuring biological diversity*. Oxford, Blackwell Science.

- 1890 Magurran AE (2013) Chapter one: Introduction: measurement of (biological) diversity. In
1891 Measuring Biological Diversity. Hoboken, NJ: Wiley-Blackwell.
- 1892 Martin PA, Newton A, Pfeifer M, Khoo M, Bullock J (2015) The effects of reduced impact
1893 logging and logging intensity on stand damage, biomass loss and tree species richness
1894 in tropical forests: a meta-analysis. PeerJ PrePrints 3:e846v1.
1895 doi.org/10.7287/peerj.preprints.846v1.
- 1896 McCauley SJ (2006) The effects of dispersal and recruitment limitation on community
1897 structure of odonates in artificial ponds. *Ecography* 29: 585-595. doi:10.1111/j.0906-
1898 7590.2006.04787.x.
- 1899 McCauley SJ, Davis CJ, Relyea RA Yurewicz KL, Skelly DK, Werner EE (2008)
1900 Metacommunity patterns in larval odonates. *Oecologia*, 158: 329-342. doi:
1901 10.1007/s00442-008-1141-8.
- 1902 Messier C, Puettmann K, Coates D (2013) Managing forests as complex adaptive systems:
1903 building resilience to the challenge of global change. Routledge, New York, NY.
- 1904 Miller SD, Goulden ML, Hutya LR et al (2011) Reduced impact logging minimally alters
1905 tropical rainforest carbon and energy exchange. *P Natl Acad Sci* 108:19431-19435. doi:
1906 10.1073/pnas.1105068108.
- 1907 Monteiro-Júnior CS, Esposito MC, Juen L (2016) Are the adult odonate species found in a
1908 protected area different from those present in the surrounding zone? A case study from
1909 eastern Amazonia. *J Insect Conserv* 20:1-12. doi:10.1007/s10841-016-9895-5.
- 1910 Nogueira DS, Calvão LB, Montag LFA, Juen L, De Marco PJr (2016) Little effects of
1911 reduced-impact logging on insect communities in eastern Amazonia. *Environ Monit*
1912 188:441. doi.10.1007/s10661-016-5431-z.
- 1913 Olden JD, Rooney TP (2006) On defining and quantifying biotic homogenization. *Global*
1914 *Ecol Biogeogr* 15:113-120. doi:10.1111/j.1466-822X.2006.00214.x.
- 1915 Oliveira-Junior JMB, Shimano Y, Gardner TA, Hughes RM, De Marco PJr, Juen L (2015)
1916 Neotropical dragonflies (Insecta: Odonata) as indicators of ecological condition of
1917 small streams in the eastern Amazon. *Austral Ecol* 40: 733-744.
1918 doi:10.1111/aec.12242.
- 1919 Peel MC, Finlayson, BL, & McMahon TA (2007) Updated world map of the Koppen- Geiger
1920 climate classification. *Hydrol Earth Syst Sci* 11:1633-1644. doi:10.5194/hess-11-
1921 1633-2007.
- 1922 Peck DV, Herlihy AT, Hill BH, Hughes RM, Kaufmann PR et al (2006) Environmental
1923 Monitoring and Assessment Program – Surface Waters Western Pilot Study: Field
1924 Operations Manual for 16 Wadeable Streams. Environmental Protection Agency, EPA
1925 600/R-06/003. U.S., Office of Research and Development, Washington, DC.
- 1926 Peres-Neto PR, Legendre P, Dray S, Borcard D (2006) Variation partitioning of species data
1927 matrices: estimation and comparison of fractions. *Ecology* 87:2614-2625.
1928 doi:10.1890/0012-9658(2006)87[2614:VPOSDM]2.0.CO;2.

- 1929 Pessacq P (2014) Synopsis of *Epipleoneura* (Zygoptera, Coenagrionidae, “Protoneuridae”),
 1930 with emphasis on its Brazilian species. *Zootaxa* 3872:201-234. doi:
 1931 10.11646/zootaxa.3872.3.1.
- 1932 Putz FE, Sist P, Fredericksen T, Dykstra D (2008) Reduced-impact logging: challenges and
 1933 opportunities. *Forest Ecol Management* 256:1427-1433.
 1934 doi.org/10.1016/j.foreco.2008.03.036.
- 1935 Qian H, Ricklefs RE (2012) Disentangling the effects of geographic distance and
 1936 environmental dissimilarity on global patterns of species turnover. *Global Ecol*
 1937 *Biogeogr* 21:341-351. doi:10.1111/j.1466-8238.2011.00672.x.
- 1938 R Core Team (2016) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation
 1939 for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- 1940 Rodrigues ME, Roque FO, Quintero JMO, Pena JCC, Sousa DC, De Marco PJr. (2016)
 1941 Nonlinear responses in damselfly community along a gradient of habitat loss in
 1942 savanna landscape. *Biol Conserv* 194:113-120. doi.org/10.1016/j.biocon.2015.12.001.
- 1943 Rojas-Ahumada DP, Landeiro VL, Menin M (2012) Role of environmental and spatial
 1944 processes in structuring anuran communities across a tropical rain forest. *Austral Ecol*
 1945 37:865-873. doi:10.1111/j.1442-9993.2011.02330.x.
- 1946 Roque FO, Escarpinati SC, Valente-Neto F, Hamada N (2015) Responses of aquatic
 1947 saproxylic macroinvertebrates to reduced-impact logging in central Amazonia. *Neotrop*
 1948 *Entomol* 44:345-350. doi.org/10.1007/s13744-015-0295-4.
- 1949 Si1 X, Baselga A, Ding P (2015) Revealing Beta-Diversity Patterns of Breeding Bird and
 1950 Lizard Communities on Inundated Land-Bridge Islands by Separating the Turnover
 1951 and Nestedness Components. *PlosOne* doi:10.1371/journal.pone.0127692.
- 1952 Siepielski AM, McPeck MA (2013) Niche versus neutrality in structuring the beta diversity of
 1953 damselfly assemblages. *Freshw Biol* 58:758-768. doi:10.1111/fwb.12082.
- 1954 Simaika JP, Samways MJ, Frenzel PP (2016) Artificial ponds increase local dragonfly
 1955 diversity in a global biodiversity hotspot. *Biodiv Conser* 25:1921-1935. doi
 1956 10.1007/s10531-016-1168-9.
- 1957 Siqueira T, Lacerda CGLT, Saito VS (2015) How Does Landscape Modification Induce
 1958 Biological Homogenization in Tropical Stream Metacommunities?. *Biotropica* 47:509-
 1959 516. doi:10.1111/btp.12224.
- 1960 Scott RL, Huxman TE, Barron-Gafford GA, Darrel Jenerette G, Young JM, Hamerlynck EP
 1961 (2014) When vegetation change alters ecosystem water availability. *Global Change Biol*
 1962 20:2198-2210. doi:10.1111/gcb.12511.
- 1963 Socolar JB, Gilroy JJ, Kunin WE, Edwards DP (2016) How should beta-diversity inform
 1964 biodiversity conservation?. *Trends Ecol Evol* 31:67-80.
 1965 doi.org/10.1016/j.tree.2015.11.005

1966 Solar RRC, Barlow J, Ferreira J, Berenguer E et al (2015) How pervasive is biotic
1967 homogenization in human-modified tropical forest landscapes?. *Ecol Lett* 18:1108–
1968 1118. doi:10.1111/ele.12494.

1969 Souza AM, Fogaça FNO, Cunico AM, Higuti J (2015) Does the habitat structure control the
1970 distribution and diversity of the Odonatofauna?. *Braz J Biol* 75:598-606.
1971 doi.org/10.1590/1519-6984.18213.

1972 Uhl C, Vieira ICG (1989) Ecological impacts of selective logging in the Brazilian Amazon: a
1973 case study from the Paragominas region of the state of Para. *Biotropica* 21:98-106.

1974 Uhl C, Barreto P, Veríssimo A, Vidal E et al (1997) Natural resource management in the
1975 Brazilian Amazon: an integrated research approach. *BioScience* 47: 160-199.

1976 Vanschoenwinkel B, Waterkeyn A, Jocqué M, Boven L, Seaman M, Brendonck L (2010)
1977 Species sorting in space and time-the impact of disturbance regime on community
1978 assembly in a temporary pool metacommunity. *J NABS* 29:1267-1278.
1979 doi.org/10.1899/09-114.1.

1980 Veloso HP, Rangel Filho ALR, Lima JCA (1991) Classificação da vegetação brasileira
1981 adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro: IBGE, Departamento de Recursos
1982 Naturais e Estudos Ambientais, 124 p.

1983 Veríssimo A, Barreto P, Mattos M, Tarifa R, Uhl C (1992) Logging impacts and prospects for
1984 sustainable forest management in an old Amazonian Frontier: the case of
1985 Paragominas. *Forest Ecol Manage* 55:169-199. doi:10.1016/0378-1127(92)90099-U.

1986 von Ellenrieder N (2013) A revision of *Metaleptobasis* Calvert (Odonata: Coenagrionidae)
1987 with seven synonymies and the description of eighteen new species from South America.
1988 *Zootaxa* 3738:001-155. doi: 10.11646/zootaxa.3738.1.1.

1989 Zaiha AN, Ismid MM, Azri MS (2015) Effects of logging activities on ecological water
1990 quality indicators in the Berasau River, Johor, Malaysia. *Environ Monit Assess* 187:1-
1991 9. doi:10.1007/s10661-015-4715-z.

1992 Watrin OS, Rocha AMA (1992) Levantamento de vegetação natural e uso da terra no
1993 Município de Paragominas (PA) utilizando imagens TM/Landsat. Belém, EMBRAPA-
1994 CPATU.

1995 Woodcock P, Edwards DP, Newton RJ, Khen CV, Bottrell SH, Hamer KC (2013) Impacts of
1996 intensive logging on the trophic organisation of ant communities in a biodiversity
1997 hotspot. *PloS one* 4:60756. doi: 10.1371/journal.pone.0060756.

1998

1999

2000

2001

2002

2003

2004

2005

2006

2007

2008

2009

2010

2011

2012

2013

2014

CAPÍTULO III

2015 Será submetido para Journal of Animal Ecology. Formatado conforme as normas da revista.

2016

2017

2018

2019

2020

2021

2022

2023

2024

2025

2026

2027

2028

2029

2030

2031

2032 **Turnover morfológico de Odonata em riachos amazônicos com exploração convencional**
2033 **de madeira**

2034 ¹Lenize Batista Calvão, ²Rogério Rosa e ³Leandro Juen

2035 ¹Programa de Pós-Graduação em Zoologia, Museu Paraense Emílio Goeldi/Universidade Federal do Pará,
2036 Instituto de Ciências Biológicas, Laboratório de Ecologia e Conservação-LABECO, Rua Augusto Corrêa, N° 1 Bairro
2037 Guamá, CEP 66.075-110, Belém, Pará, Brasil. E-mail: lenizecalvao@gmail.com

2038 ²Museu Paraense Emílio Goeldi, Coordenação de Ciências da Terra e Ecologia, Av. Perimetral 1901,
2039 CEP 66.077-830, Belém, PA, Brasil.

2040 ³Universidade Federal do Pará, Instituto de Ciências Biológicas, Laboratório de Ecologia e
2041 Conservação de Florestas Tropicais, Rua Augusto Corrêa, N° 1 Bairro Guamá, CEP 66.075-110, Belém, Pará,
2042 Brasil.

2043 **Resumo**

2044 A busca por um manejo adequado e sustentável dos ecossistemas envolve uma
2045 compreensão mais aprofundada dos fatores que causam o padrão de distribuição das espécies
2046 no espaço. A quantificação dos aspectos funcionais das espécies revelam essencialmente suas
2047 funções nos sistemas, os serviços ecossistêmicos prestados e suas relações com as condições
2048 ambientais. Mas por outro lado, abordagens morfológicas permitem detectar a existência de
2049 relações não aleatórias de distribuição das espécies, dentro dessa perspectiva, a beta
2050 diversidade morfológica das espécies vem ganhando espaço pois é uma medida que permite
2051 inferir sobre os processos de seleção de microhabitat das espécies no ambiente. Para testar a
2052 hipótese de que áreas íntegras teriam maior diversidade, e conseqüentemente existisse
2053 *turnover* morfológico das espécies de libélulas, amostramos 49 igarapés, 11 com extração
2054 convencional de madeira, 26 de manejo e 12 de referência na região amazônica no Pará. A
2055 hipótese apresentada nesta pesquisa de que os valores dos índices de diversidade morfológica
2056 seriam mais elevados nas áreas íntegras comparativamente às áreas de exploração, não foi
2057 corroborada. No entanto ao contrário do que esperávamos houve um maior *turnover*
2058 morfológico das libélulas em áreas com exploração convencional de madeira, quando
2059 comparado às áreas de manejo de impacto reduzido. As espécies de libélulas tentem a
2060 compartilhar características morfológicas semelhantes entre as áreas de manejo de impacto
2061 reduzido e áreas de referência. Esses resultados auxiliam na compreensão do papel de alguns
2062 aspectos morfológicos das libélulas que participam do processo de seleção de microhabitat
2063 assim como os efeitos das atividades humanas, nas facetas da diversidade morfológica de
2064 Odonata nos riachos amazônicos.

2065

2066 **Palavras-chave:** ecomorfologia; beta diversidade morfológica; libélulas; seleção de
2067 microrhabitat; manejo florestal; exploração de madeira; integridade ambiental de riachos.

2068

2069

2070

2071

2072 **Introdução**

2073

2074 Diversas atividades antrópicas, entre elas a exploração de madeira, criam mosaicos de
2075 fragmentos florestais e clareiras, o que resulta na redução da cobertura vegetal que protege o
2076 solo (Boltz *et al.* 2003) e na degradação dos ecossistemas hídricos inseridos nessas áreas
2077 (Davies *et al.* 2005). Conseqüentemente, as condições da cobertura de dossel e dos estratos
2078 arbóreos podem atuar como um filtro na distribuição das espécies, uma vez que as assembleias
2079 biológicas são influenciadas pela qualidade do hábitat ocupado (Raebel *et al.* 2012). Os danos
2080 causados pela exploração madeireira por vezes ultrapassam a capacidade de resistência e
2081 resiliência dos ecossistemas (Schulze & Zweede 2006). Isso modifica as condições
2082 microclimáticas do hábitat natural e afeta a disponibilidade de recursos para espécies
2083 especialistas (Dolný *et al.* 2012).

2084

2085 Por outro lado, as práticas que exploram madeira pelo método manejado de impacto
2086 reduzido (MIR), tem como objetivo mitigar os efeitos dessa perda de cobertura vegetal sobre a
2087 biodiversidade em ecossistemas terrestres (Hasegawa *et al.* 2014) e aquáticos (Nogueira *et al.*
2088 2016). No entanto, o método ainda precisa ser melhor avaliado, especialmente para identificar
2089 se os ecossistemas respondem da mesma maneira aos diferentes tipos de exploração de madeira
2090 em diversas regiões do planeta, bem como os possíveis impactos sobre os ecossistemas
2091 aquáticos. Os impactos ambientais gerados pela exploração de madeira não manejada podem
2092 não ser perceptíveis se utiliza uma abordagem puramente taxonômica, como exemplo são as
2093 medidas tradicionais de diversidade de espécies (e.g. riqueza de espécies e densidade de
2094 indivíduos) (Hasewaga *et al.* 2014). Muitas vezes ocorre da riqueza de espécies e abundância
2095 de indivíduos aumentar com o impacto ambiental, devido à entrada de espécies mais
2096 generalistas. Desta forma, deve-se pesquisar se existe algum filtro ambiental atuando sobre os
2097 componentes morfológicos, que facilitaria ou impediria o estabelecimento das espécies,
2098 ampliaria o espectro de estratégias de conservação dos ecossistemas naturais inseridos em áreas
2099 de exploração, partindo da premissa que condições ambientais alteradas dificultam ou impedem
2100 a presença de espécies sensíveis a essas mudanças (Chovanec & Waringer 2001).

2101

2102 Em insetos, as espécies com maior tamanho de tórax possuem maior musculatura de
2103 voo (Mcauley 2013), a qual é essencial para a regulação da temperatura corporal dos
2104 organismos ectotérmicos, podendo determinar a seleção do microhabitat em riachos (De
2105 Marco *et al.* 2015, Okuyama *et al.* 2013, 2015). As espécies da subordem Anisoptera são

2106 encontradas em ambientes com maior luminosidade e têm maior habilidade de vôo quando
2107 comparadas às espécies da subordem Zygoptera (Conrad *et al.* 1999; Harabiš & Dolný 2011;
2108 Foote & Hornung 2005; Dutra *et al.* 2014). Ainda, espécies de Zygoptera têm geralmente
2109 menor habilidade de dispersão, menor tolerância ao aumento da incidência solar quando
2110 comparadas às Anisoptera. Tais características podem ser associadas ao tamanho de corpo em
2111 Zygoptera, grupo considerado como especialista de habitat florestados (Harabiš & Dolný,
2112 2011; Foote & Hornung, 2005).

2113 Geralmente, os Zygoptera que habitam áreas florestadas possuem capacidade de
2114 dispersão limitada aos corpos d'água, percorrendo às vezes distâncias inferiores a um
2115 quilômetro (Purse *et al.* 2003). Tais espécies são consideradas especialistas em relação às
2116 condições ambientais (Dutra *et al.* 2014), dependendo da estrutura e dos estratos que
2117 compõem a vegetação marginal dos cursos de água para sítios de oviposição, bem como, a
2118 presença de poleiros e sombreamento necessários à sua sobrevivência (e.g. aquisição de calor)
2119 e reprodução (Butler & deMaynadier 2008; De Marco *et al.* 2015, Rodrigues *et al.* 2016).
2120 Portanto, é um grupo muito sensível a mudanças na vegetação ripária (Carvalho *et al.* 2013;
2121 Dolný *et al.* 2012), em virtude de causar maior abertura do dossel, permitindo maior entrada
2122 de luz, calor e maior amplitude na temperatura ao longo do dia.

2123 A composição das características morfológicas das espécies de Odonata parece ser
2124 importante para entender a distribuição espacial da comunidade nos riachos (De Marco *et al.*
2125 2015; Okuyama *et al.* 2013, 2015). Desta forma, deve-se identificar nos sistemas tropicais os
2126 fatores ambientais que determinam o padrão de *turnover* das características morfológicas entre
2127 os ambientes. Tal pode permitir inferências sobre o processo de preferência e função das
2128 características morfológicas das espécies (Swenson *et al.* 2011). O *turnover* funcional pode
2129 descrever melhor as diferenças nas funções estratégicas entre espécies e assim influi na
2130 diferenciação de nicho da comunidade (Swenson *et al.* 2011, Villéger *et al.* 2013), com
2131 implicações diretas na conservação das espécies.

2132

2133 De acordo com a hipótese do gradiente de *stress* (Spasojevic & Suding, 2012), é
2134 esperado que diferentes tipos de exploração de madeira se comportem como um gradiente
2135 ambiental, no qual existe uma maior severidade na perda da integridade ambiental nas áreas
2136 com exploração convencional de madeira (CC), seguido por uma diminuição não muito
2137 intensa da integridade ambiental nas áreas de manejo (MIR), sendo que os igarapés inseridos
2138 íntegros servem como áreas de referência (REF). As espécies que não suportam as mudanças

2139 nas condições ambientais com maior severidade, apresentam um aumento na taxa de
2140 mortalidade em resposta a flutuações ambientais (McGeoch 1998; Yoshimura 2012), sendo
2141 que as perturbações antrópicas nas características físicas dos igarapés devem selecionar as
2142 espécies com medidas morfológicas semelhantes, pois de certa forma estas explorariam
2143 recursos similares. O contrário ocorreria em áreas não perturbadas pelas ações antrópicas
2144 (REF), assim como em áreas manejadas pelo homem, e que adotam práticas para extração de
2145 matéria prima do ambiente (e.g. Manejo de impacto reduzido - MIR) visando reduzir ao
2146 máximo as modificações provocadas no ambiente. Em áreas íntegras espera-se uma maior
2147 diversidade e variação de características morfológicas e de seus componentes, de que são
2148 exemplos maior especialização, riqueza, equitabilidade, divergência e distância morfológica
2149 (Mouillot *et al.* 2013; Villéger *et al.* 2008) entre as espécies de Odonata.

2150

2151 Desta forma, é preciso identificar quais as características morfológicas das libélulas
2152 que podem prevalecer ou serem excluídas, em locais alterados ou íntegros, o que permitiria
2153 aperfeiçoar as diretrizes para conservação (Huggett 2005; Yates *et al.* 2014), em virtude do
2154 baixo conhecimento atual que temos sobre a biologia básica das espécies, poderíamos
2155 estabelecer no futuro um possível *proxy* de sensibilidade ambiental. O qual, permitirá prever
2156 quais espécies serão mais afetadas pelas modificações de habitat e quais espécies estarão mais
2157 ameaçadas de extinção. Nesse contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a diversidade
2158 morfológica das espécies de Odonata em riachos inseridos em áreas de exploração de
2159 madeira. Buscamos também investigar quais estruturas morfológicas da ordem Odonata estão
2160 associadas com os preditores ambientais nos tratamentos áreas de referência (REF), de manejo
2161 de impacto reduzido (MIR) e exploração convencional (CC). Nossa hipótese é de que há uma
2162 maior diversidade e um maior *turnover* morfológico de Odonata nos igarapés inseridos nas
2163 áreas de referência (REF), quando comparados às áreas de manejo de impacto reduzido (MIR)
2164 e de corte convencional (CC). Prevemos que as características morfológicas das espécies de
2165 Odonata relacionadas às suas habilidades termorreguladoras serão as mais afetadas pela
2166 exploração convencional de madeira, considerando que esta atividade aumenta a incidência de
2167 luz solar no sistema aquático.

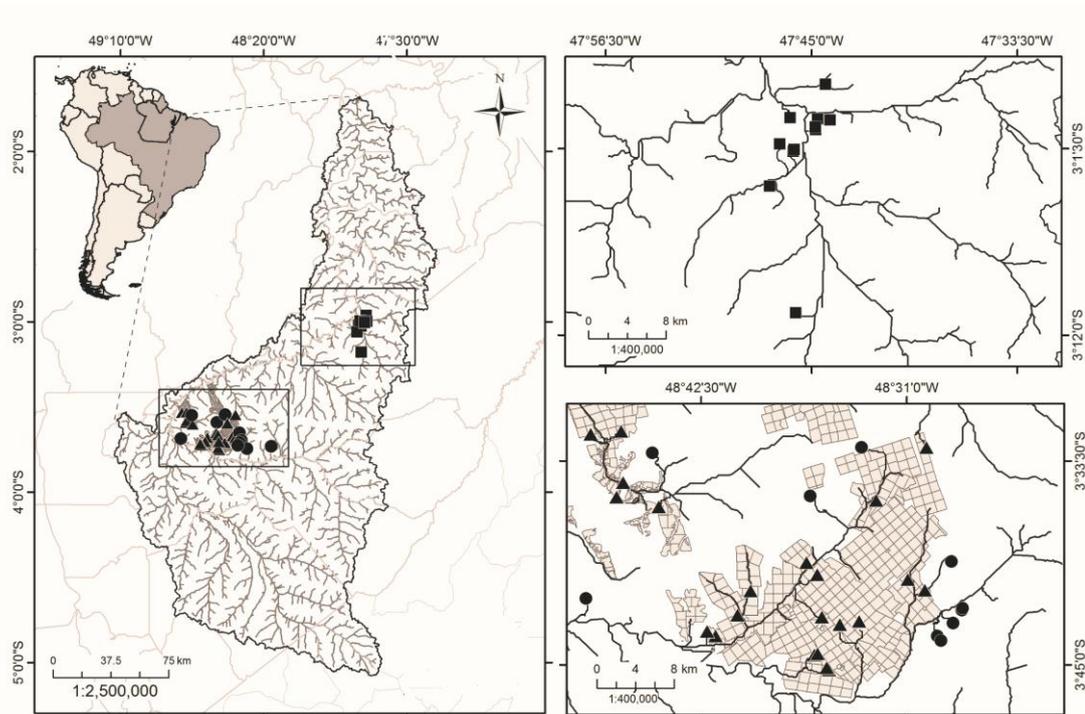
2168

2169 **Material e métodos**

2170 *Área de estudo*

2171 A pesquisa foi realizada em 49 igarapés (nossas unidades amostrais) que fazem parte
2172 da bacia do rio Capim, localizado no município de Paragominas no nordeste do estado do
2173 Pará (Figura 1). A topografia da região em geral é plana, contando com a presença de algumas
2174 alterações no relevo do terreno, e a vegetação é classificada como floresta Ombrófila densa
2175 (Veloso *et al.* 1991; Almeida *et al.* 2009). Segundo o sistema de classificação de Köeppen, o
2176 clima é do tipo equatorial “Af” (Peel *et al.* 2007), tropical chuvoso, com precipitação
2177 pluviométrica de aproximadamente 2000 mm/ano e umidade relativa do ar de 81% (Watrin &
2178 Rocha 1992).

2179 Doze igarapés estão localizados em áreas de referência (REF), usadas como controle
2180 por apresentarem a vegetação ripária em continuidade com a floresta natural, ausência de
2181 moradias, maior integridade dos habitats e menor incidência de alterações antrópicas (Oliveira
2182 *et al.* 2008). Vinte e seis igarapés estão em áreas com exploração de madeira que adotam o
2183 sistema de manejo de impacto reduzido (MIR) (Veríssimo *et al.* 1992), e 11 igarapés estão
2184 inseridos em áreas com corte convencional (CC). Os igarapés de referência e de manejo de
2185 impacto reduzido estão localizadas dentro do complexo da empresa Cikel Brasil Verde
2186 Madeiras LTDA. Esta área é explorada desde 2001, sob a certificação do FSC (Forest
2187 Stewardship Council) usando técnicas de manejo policíclico, em que as áreas que foram
2188 exploradas permanecem 30 anos em processo de regeneração florestal. Os igarapés inseridos
2189 em áreas com exploração convencional estão localizados em propriedades além dos limites de
2190 domínio do complexo do grupo Cikel. Os corpos d’água localizados nessas áreas apresentam
2191 a presença da vegetação marginal. Porém, esta é composta por uma faixa não contínua com a
2192 floresta adjacente, existindo uma redução de árvores de maior porte e a presença de algumas
2193 moradias de madeireiros que se instalam na região (Veríssimo *et al.* 1992; Uhl & Vieira
2194 1989).



2195

2196 **Figura 1.** Localização dos igarapés amostrados na bacia do rio Capim, no município de
 2197 Paragominas, PA, Brasil. Círculos preenchidos representam as áreas de referência (REF), os
 2198 triângulos preenchidos as áreas de manejo de impacto reduzido (MIR) e os quadrados as áreas
 2199 de corte convencional (CC).

2200 ***Desenho amostral e Amostragem biológica***

2201 Em cada igarapé foi demarcado um trecho de 150 metros, subdividido em 10 seções
 2202 de 15 metros cada, nomeadas de A (jusante) à K (montante). Cada seção foi subdividida em
 2203 três segmentos de cinco metros. Em cada seção foram avaliadas os preditores ambientais
 2204 através do protocolo de caracterização de habitats físicos adaptado da Agência de Proteção
 2205 Ambiental dos Estados Unidos (US-EMAP *West Wadeable Stream*, Peck *et al.* 2006).

2206 As libélulas foram amostradas nos dois primeiros segmentos de cada seção,
 2207 totalizando 20 segmentos amostrados por igarapé. Os Adultos de Odonata foram coletados
 2208 com uso de uma rede entomológica, entre as 11 e 14 h, período no qual estão em maior
 2209 atividade (Ferreira-Peruquetti & De Marco 2002). Foi padronizado o tempo médio de uma
 2210 hora para a amostragem dos indivíduos para cada riacho, em conformidade com o protocolo
 2211 de Lencioni (2005, 2006) para armazenamento dos espécimes. Para identificação dos
 2212 espécimes, utilizamos chaves taxonômicas especializadas (Lencioni 2005, 2006; Garrison *et*
 2213 *al.* 2006, 2010; Garrison & von Ellenrieder 2015; Pessacq 2014; von Ellenrieder 2013). O

2214 material biológico testemunho encontra-se na Coleção de Zoologia da Universidade Federal
2215 do Pará, Campus Universitário de Belém - PA, Brasil.

2216 **Métricas morfológicas funcionais de Odonata**

2217 Para descrever a variação morfológica das espécies de Odonata, foram medidos 10
2218 indivíduos de cada espécie. As medidas foram selecionadas com base na literatura do grupo,
2219 buscando relacioná-las com à seleção de micro-habitat. Em geral estudos têm associado o
2220 modo de dispersão das libélulas com distribuição e tolerância as condições ambientais (Foote
2221 *et al.* 2005; Harabiš & Dolný 2011). Espécies de libélulas menores, considerados fracas
2222 dispersoras, têm sido associadas a ambientes florestados, enquanto espécies maiores têm sido
2223 consideradas de ambientes com incidência de luz solar mais constante, sendo até mesmo
2224 encontradas em igarapés alterados pelas ações antrópicas (Purse *et al.* 2003). Diversos
2225 caracteres morfológicos podem estar envolvidos nesse processo, mas são obscurecidos pelo
2226 uso unicamente do tamanho corporal, e são portanto, importantes também em termos do
2227 *fitness* das espécies (Violle *et al.* 2007). Espécies com maiores medidas torácicas tendem a ser
2228 menos dependentes da temperatura do ar para se aquecerem e realizarem suas atividades.
2229 Assim, alguns indivíduos conseguem se estabelecer em áreas com maior incidência de luz
2230 solar, incluindo ambientes alterados pelas atividades humanas (May 1976, 1979; De Marco *et*
2231 *al.* 2015; Carvalho *et al.* 2013).

2232 No total, usamos oito caracteres morfológicos para quantificar a diversidade
2233 morfológica (Tabela 1). Medidas de outras estruturas do corpo foram usadas para calcular
2234 métricas morfológicas funcionais como, por exemplo, a carga alar da asa anterior e posterior.
2235 Essas duas medidas podem estar relacionadas à variação das condições ambientais locais
2236 (Starmer & Wolf 1988). Elas podem ser vantajosas em voos curtos ou no hábito de planar,
2237 isto é tão mais importante para os organismos localizados em temperaturas mais elevadas
2238 (Starmer & Wolf 1988).

2239 Foi estimado o formato das asas (*aspect ratio*) da asa anterior e da posterior (Hassal 2015). Ele
2240 foi calculado através da razão entre as dimensões do comprimento das asas e a área das
2241 mesmas. A área da asa foi obtida através da forma elipsoide, já utilizada para a ordem
2242 Odonata (Mourão & Peixoto 2014). Um *aspect ratio* mais elevado pode estar associado com
2243 as espécies que apresentam maior distribuição nos habitats (Mcauley 2013). Sendo um
2244 atributo importante para a dispersão das espécies, uma vez que essa característica morfológica
2245 favorece um voo mais longo e rápido e está associada a organismos que são capazes de

2246 atravessar paisagens fragmentadas e tem maior distribuição (Mccauley *et al.* 2014; Hassal *et*
 2247 *al.* 2009, 2015).

2248 Foram utilizadas também dimensões morfológicas que são associadas a
 2249 funcionalidades descritas na literatura, como: i) o comprimento do tórax, utilizado como
 2250 *proxy* para tamanho corporal (Scales & Butler 2015); ii) a largura do tórax, essencial para os
 2251 mecanismos de termorregulação (De Marco *et al.* 2015); iii) a largura da base das asas,
 2252 associada a uma maior capacidade e performance de voo (Mcauley 2013); e iv) a presença de
 2253 um *lobo* maior na base da asas, que evita que as espécies sejam arrastadas pelas correntes de
 2254 vento (Corbet 1962). Os valores maiores desta medida podem estar associados a espécies que
 2255 percorrem longas distâncias. Devido a diminuição da manobrabilidade (Mcauley 2013) é
 2256 esperado que as espécies com maior base da asa estejam associadas a áreas com redução da
 2257 vegetação ripária.

2258

2259 **Tabela 1.** Oito medidas morfológicas funcionais de Odonata usadas para caracterizar
 2260 diversidade morfológica e a estrutura de assembleias.

Caraterística morfológica funcional	Sigla	Hipótese Funcional	Bibliografia
<i>Aspecto ratio</i> das asas anterior e posterior	F.A.A. e F.A.P.	Espécies com maior formato da asa tendem a apresentar maior distribuição na paisagem e podem selecionar locais com menor integridade ambiental.	Hassal 2015
Carga alar das asas anterior e posterior	C.A.A.A. e C.A.A.P.	Espécies com maior carga alar e que realizam voos curtos ou planagem, tendem a ter maior vantagem em ambientes de temperatura mais elevada.	Hassal 2015; Starmer & Wolf, 1988
Comprimento do tórax	C.To.	Proxy para tamanho corporal, Habilidades termorreguladoras: espécies maiores estariam em riachos com menor cobertura de dossel e espécies menores em riachos íntegros.	Scales & Butler 2015, De Marco <i>et al.</i> 2015
Largura do tórax	L.To.		De Marco <i>et al.</i> 2015
Largura da base das asas anterior e posterior	L.B.A.A. e L.B.A.P.	Espécies com menor largura da base das asas tendem a ser encontradas no interior de áreas florestadas e apresentam	Mcauley 2013

maior manobrabilidade do que espécies com maior base da asa.

2261

2262 **Preditores ambientais**

2263 Em cada seção, foram mensuradas variáveis ambientais de acordo com o protocolo
2264 de integridade física (IIF) adaptado da US-EMAP *West Weadeable Stream* (Peck *et al.* 2006,
2265 Kaufman *et al.* 1999).

2266 Para caracterizar os ambientes, nove métricas ambientais foram utilizadas: razão
2267 largura e profundidade (R.L.P); matéria orgânica (%) (M.O., piscinas residuais (P.R.);
2268 cobertura de dossel (%) (C.D.); madeiras (diâmetro de 1 a 3 m e comprimento de 1.5 a 5 m)
2269 (M.); remoção das toras a uma distância de 10 metros do curso d'água (P.IM.); presença de
2270 abrigo (plantas aquáticas, vegetação pendurada igual ou menor 1 m, madeiras maior ou menor
2271 que 3 m) (A.); temperatura do ar (°C) (T.A.) e oxigênio dissolvido da água (mg/l) (O.D).
2272 Essas métricas têm sido bastante utilizadas para avaliar a qualidade dos ecossistemas hídricos
2273 e a comunidade de Odonata. (Sato & Riddiford 2008; Scot *et al.* 2014, Leal *et al.* 2016,
2274 Nogueira *et al.* 2016, Calvão *et al.* 2016).

2275

2276 **Análises dos dados**

2277 De modo a evitar problemas de multicolinearidade entre as métricas morfológicas
2278 das espécies de Odonata, empregamos uma Análise de Componentes Principais (PCA)
2279 (Legendre & Legendre 1998). Os dados morfológicos foram padronizados. Em seguida,
2280 utilizamos os três primeiros eixos somente nas análises envolvendo medidas de diversidade
2281 morfológica e de beta morfológica. Os três eixos juntos, explicaram 93% da sumarização
2282 morfológica.

2283 **Métricas de diversidade morfológica**

2284 Para calcular a diversidade morfológica dos adultos de Odonata nos três tratamentos,
2285 empregamos uma combinação de métricas de diversidade morfológica e funcional. Utilizamos
2286 uma medida de diversidade funcional (DF) derivada de um dendrograma de similaridade
2287 morfológica (Petchey & Gaston 2002). Usamos ainda, a partir de uma matriz de distância
2288 morfológica entre os pares de espécies (MPD) da comunidade existente em cada igarapé que
2289 representa o parâmetro da diversidade geral (Bello *et al.* 2016). Essas medidas refletem muitas

2290 características dos ecossistemas manejados pelas atividades humanas (Paillex *et al.* 2013). Por
2291 exemplo, em ambientes com maior diversidade funcional espera-se mais funções ligadas aos
2292 seus processos ecossistêmicos (e.g. maior produtividade) (Dolbeth *et al.* 2015).

2293 Finalmente, calculamos algumas medidas derivadas de análises funcionais para
2294 avaliar a dissimilaridade morfológica (Dolbeth *et al.* 2015) das libélulas entre os tratamentos
2295 (REF, MIR e CC) como especialização, riqueza, equitabilidade e divergência funcional
2296 (Villéger *et al.* 2008). Para essas métricas esperamos encontrar uma elevada especialização,
2297 riqueza, equitabilidade e divergência morfológica das libélulas em áreas íntegras. A maior
2298 especialização das características morfológicas poderia refletir um maior número de espécies
2299 coexistindo (Belwood *et al.* 2006). A riqueza reflete o espaço morfológico ocupado pelas
2300 espécies, por sua vez equitabilidade é regularidade das características distribuídas no espaço
2301 morfológico e, por último a divergência indica a presença de características morfológicas
2302 extremas (Dolbeth *et al.* 2015).

2303 Para testar se existe diferença nas métricas de diversidade morfológica (DF e MPD),
2304 especialização, riqueza, equitabilidade e divergência morfológica entre os tratamentos de
2305 referência (REF), manejo de impacto reduzido (MIR) e de corte convencional (CC)
2306 realizamos uma análise de variância (ANOVA) (Zar 2010). Como o número de espécies deve
2307 ser maior que o número de descritores morfológicos, 42 unidades amostrais atenderam esse
2308 critério, e por isso, foram usadas para calcular as medidas da diversidade funcional.

2309 Avaliamos também se as métricas de diversidade morfológica (DF e MPD),
2310 especialização, riqueza, equitabilidade e divergência morfológica apresentam alta correlação
2311 (superior a 0.6). Após avaliar a variação das medidas de diversidade morfológica em cada
2312 tratamento, através da percepção gráfica de distribuição das métricas (Cleveland's Dot Plots)
2313 (Cleveland & McGill, 1985), observamos que algumas unidades amostrais apresentaram
2314 *outliers*, que foram removidos. Para a diversidade morfológica removemos os pontos
2315 extremos que apresentavam *scores* (DF superior a 0.57 e MPD superior a 4.5), para riqueza
2316 (superior a 0.60), equitabilidade (superior a 0.8) e especialização morfológica (superior a 4).
2317 Seguindo esse procedimento, permaneceram para realizar o teste de hipótese (ANOVA)
2318 subsequente 34 unidades amostrais para a diversidade morfológica (DF), 40 para (MPD), 41
2319 para a equitabilidade, 35 para a riqueza e 40 para a especialização morfológica.

2320 Em adição, avaliamos se a diversidade beta morfológica diferiu entre os tratamentos
2321 (REF, MIR e CC). Esse método permite ainda fazer o particionamento entre *turnover* e

2322 aninhamento dos caracteres morfológicos e avaliar o compartilhamento de características
2323 morfológicas entre as comunidades que estão distribuídas nos tratamentos (Swenson *et al.*
2324 2011). O *turnover* funcional indica a presença de diferentes caracteres funcionais entre as
2325 comunidades, substancialmente quantificando a diferenciação de nicho na comunidade
2326 (Villéger *et al.* 2013). Por fim, para testar a diferença da contribuição parcial do *turnover* e
2327 aninhamento entre os tratamentos (REF, MIR e CC), utilizamos uma Análise Permutacional
2328 Multivariada da Variância (PERMANOVA) (Anderson 2001), seguida do teste *Pair-Wise*. A
2329 significância foi definida através do teste de Monte Carlo, com 9999 randomizações e $p \leq$
2330 0,05. Para obter as matrizes de beta morfologia, turnover e aninhamento utilizamos a matriz
2331 de presença e ausência da comunidade de Odonata das 42 unidades amostrais, e os três
2332 primeiros eixos da PCA para compor a matriz de traços morfológicos, utilizando o índice de
2333 *Sorensen* e a função *functional.beta.pair* do pacote *betapart* (Villéger *et al.* 2013).

2334

2335 **Relação entre características morfológicas de Odonata e os preditores ambientais**

2336 Para avaliar quais são as estruturas morfológicas das espécies de Odonata que foram
2337 mais afetadas pelas mudanças nas condições ambientais dos igarapés em função da
2338 exploração convencional de madeira foi utilizada uma análise RLQ (Dolédec *et al.* 1996;
2339 Dray & Legendre 2008). A versatilidade desta consiste em uma ordenação simultânea de três
2340 matrizes, sendo elas: L que é composta pela abundância das espécies de Odonata, R é
2341 composta pelas variáveis ambientais e, por fim, Q que contém as estruturas morfológicas das
2342 espécies. A relação entre a posição de cada atributo morfológico com o gradiente ambiental
2343 foi dada pela estatística *fourth-corner*, ponderados pela matriz L. A relação entre as matrizes é
2344 feita pela covariância máxima entre as variáveis ambientais, as estruturas morfológicas e os
2345 *scores* processados pela análise de correspondência das espécies em cada unidade amostral
2346 através da análise da co-inércia. Como resultado, foi apresentado uma ordenação entre as
2347 estruturas morfológicas, as variáveis ambientais e as espécies de Odonata. As análises foram
2348 feitas no software R (R Development Core Team 2014). Usando os pacotes *betapart*, *vegan*,
2349 *ade4*.

2350

2351 **Resultados**

2352 Foram coletados 1.154 indivíduos, distribuídos em 47 espécies de Odonata. A
2353 subordem Anisoptera apresentou 15 espécimes pertencentes às famílias Aeshnidae,

2354 Gomphidae e Libellulidae. Os Zygoptera apresentaram 32 espécies pertencentes às famílias
 2355 Calopterygidae, Coenagrionidae, Dicteriadidae, Pseudostigmatidae, Megapodagrionidae,
 2356 Perilestidae e Polythoridae (Tabela 2). As dez espécies mais abundantes nas áreas de
 2357 referência foram: *C. rutilans*, *M. aenea*, *H. silvarum*, *P. tenuis*, *A. infumata*, *A. tinctipennis*, *F.*
 2358 *amazonica*, *P. tenuissima*, *A. indicatrix* e *E. haroldoi*, respectivamente. As espécies mais
 2359 abundantes nas áreas de corte convencional foram respectivamente: *H. silvarum*, *F.*
 2360 *amazonica*, *P. tenuissima*, *A. collata*, *O. walkeri*, *A. indicatrix*, *A. infumata*, *E. metallica*, *M.*
 2361 *aenea* e *P. thais*.

2362

2363 **Tabela 2.** Espécies de Odonata registradas em 49 riachos (UAs) na bacia do rio Capim, PA,
 2364 Brasil.

2365

	Famílias	Espécies de Odonata
Anisoptera	Aeshnidae	<i>Gynacantha klagesi</i> Williamson, 1923
		<i>Gynacantha litoralis</i> Williamson, 1923
		<i>Gynacantha membranalis</i> Karsch, 1891
	Libellulidae	<i>Argyrothemis argentea</i> Ris, 1909
		<i>Dasythemis essequiba</i> Ris, 1919
		<i>Fylgia amazonica</i> Kirby, 1889
		<i>Macrothemis</i> sp.1
		<i>Micrathyria</i> sp.1
		<i>Oligoclada abbreviata</i> (Rambur, 1842)
		<i>Oligoclada</i> sp.1
Zygoptera	Gomphidae	<i>Zonophora batesi</i> Selys, 1869
	Calopterygidae	<i>Hetaerina laesa</i> Hagen in Selys, 1853
		<i>Hetaerina moribunda</i> Hagen in Selys, 1853
		<i>Mnesarete aenea</i> (Selys, 1853)
	Coenagrionidae	<i>Acanthagrion aepiolum</i> Tennessen, 2004
		<i>Acanthagrion rubrifrons</i> Leonard, 1977
		<i>Argia chapadae</i> Calvert, 1909
		<i>Argia fumigata</i> Hagen in Selys, 1865
		<i>Argia hasemani</i> Calvert, 1909
		<i>Argia indicatrix</i> Calvert, 1902
<i>Argia infumata</i> Selys, 1865		
<i>Argia oculata</i> Hagen in Selys, 1865		
	<i>Argia</i> sp.1	
	<i>Argia</i> sp.2	

	<i>Argia collata</i> Selys, 1865
	<i>Argia tinctipennis</i> Selys, 1865
	<i>Epipleoneura capilliformis</i> (Selys, 1886)
	<i>Epipleoneura haroldoi</i> Santos, 1964
	<i>Epipleoneura metallica</i> Rácenis, 1955
	<i>Metaleptobasis diceras</i> (Selys, 1877)
	<i>Mecistogaster amalia</i> (Burmeister, 1839)
	<i>Neoneura luzmarina</i> De Marmels, 1989
	<i>Phasmoneura exigua</i> (Selys, 1886)
	<i>Phoenicagrion flammeum</i> (Selys, 1876)
	<i>Protoneura tenuis</i> Selys, 1860
	<i>Psaironeura tenuissima</i> (Selys, 1886)
Dicteriadae	<i>Dictérias atrosanguinea</i> Selys, 1853
Heteragrionidade	<i>Heteragrion icterops</i> Selys, 1862
	<i>Heteragrion silvarum</i> Sjöstedt, 1918
	<i>Oxystigma petiolatum</i> (Selys, 1862)
Perilestidae	<i>Perilestes kahli</i> Williamson and Williamson, 1924
Polythoridae	<i>Chalcopteryx radians</i> Ris, 1914
	<i>Chalcopteryx rutilans</i> (Rambur, 1842)

2366

2367 Houve diferença das métricas da diversidade morfológica (DF) (Figura 2A) e da
 2368 especialização morfológica (Figura 2E) das espécies de Odonata entre os tratamentos ($F_{(2, 31)}$
 2369 = 5.301 e $p=0.009$; $F_{(2,37)}=3.998$ e $p=0.026$). Porém, ao contrário da nossa hipótese inicial,
 2370 através do teste de comparação *a posteriori* existiu uma maior diversidade e especialização
 2371 morfológica das espécies de Odonata nas áreas de corte convencional comparando com as
 2372 áreas de manejo somente. Contudo, não houve diferenças das áreas de manejo e convencional,
 2373 quando comparadas com áreas de referência (Tabela 3).

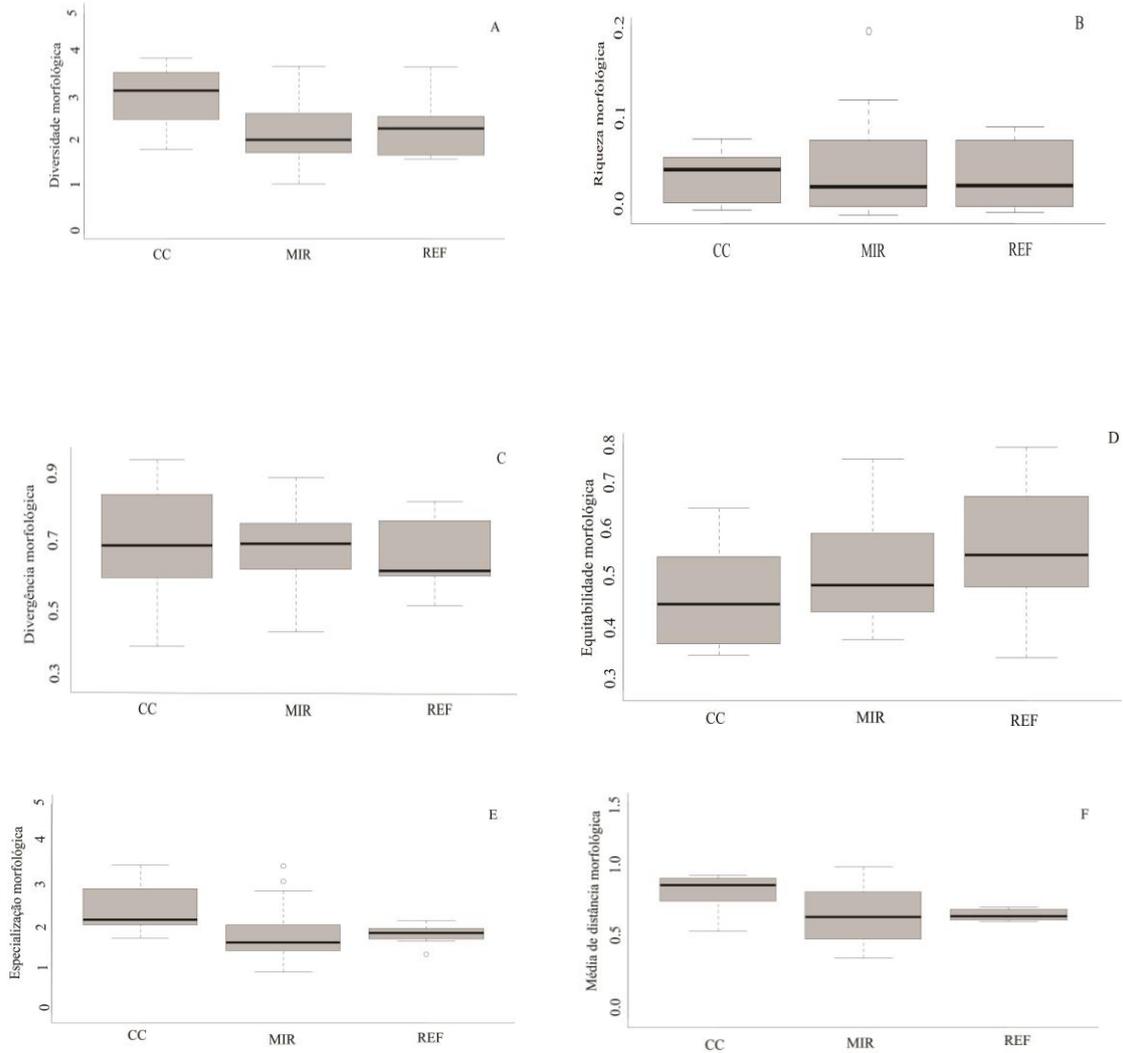
2374 **Tabela 3.** Valores de probabilidade estatística das medidas funcionais (Diversidade (DF) e
 2375 especialização morfológica) entre os tratamentos corte convencional (CC), manejo de impacto
 2376 reduzido (MIR) e referência (REF) oriundos do teste de *Tukey*.

	Diversidade morfológica	Especialização morfológica
MIR-CC	0.007	0.031
REF-CC	0.064	0.055
REF-MIR	0.894	0.991

2377

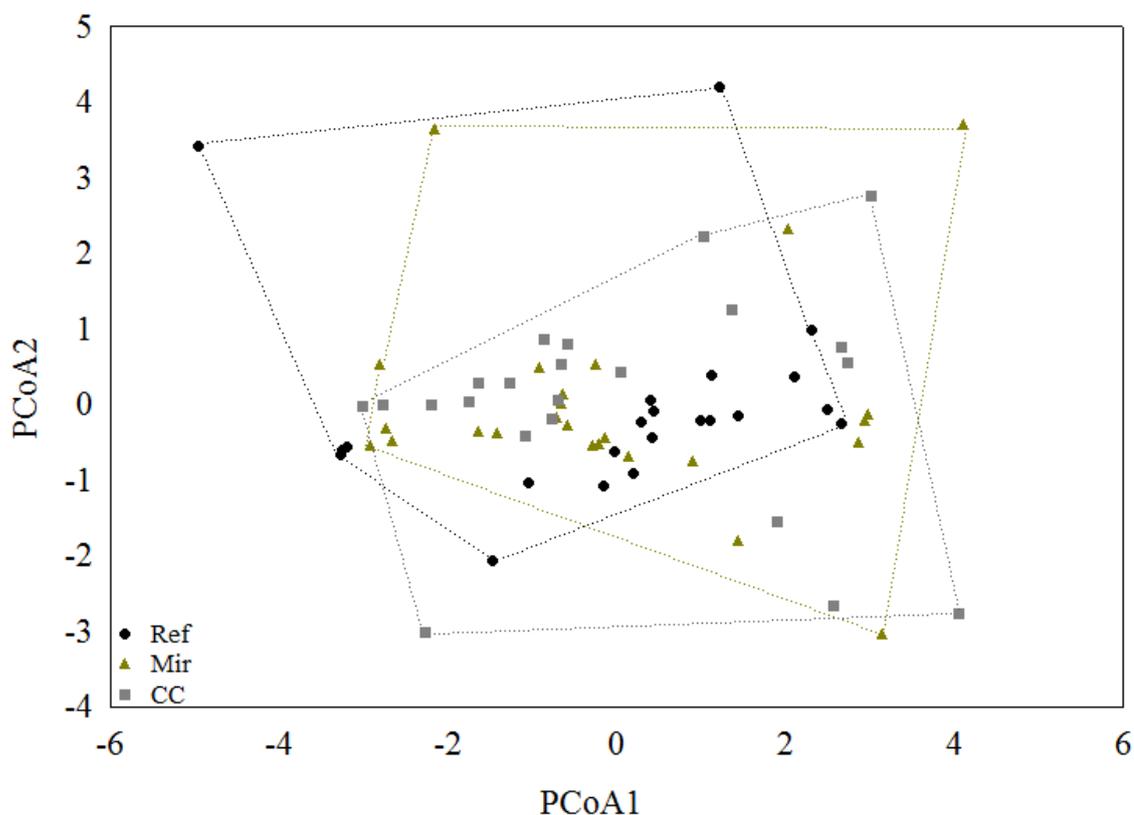
2378 Não existiu diferença nas métricas de riqueza ($F_{(2,32)}=0.108$ e $p=0.898$), divergência
 2379 ($F_{(2,39)}=0.227$ e $p=0.798$), equitabilidade ($F_{(2,38)}=2.507$ e $p=0.094$) e média da distância
 2380 morfológica (MPD) ($F_{(2,37)}=3.214$ e $p=0.053$) entre os tratamentos (Figura 2B, C, D e F). O

2381 espaço morfológico ocupado pelas espécies de Odonata nos três tratamentos, está
2382 representado na (Figura 3).



2383

2384 **Figura 2.** Índices de diversidade morfológica calculados a partir dos três primeiros eixos de
2385 uma PCA (derivada de oito caracteres morfológicos de Odonata). Os três tratamentos são
2386 definidos como: corte convencional (CC), manejo de impacto reduzido (MIR) e áreas de
2387 referência (REF). (A) Diversidade morfológica de Odonata (DF), (F) Média de distância
2388 morfológica de Odonata (MPD).



2389

2390 **Figura 3.** Espaço morfológico de Odonata plotado em um plano cartesiano multivariado,
 2391 entre os tratamentos. Corte convencional (CC), manejo de impacto reduzido (MIR) e áreas de
 2392 referência (REF).

2393

2394 A matriz de diversidade beta morfológica de Odonata diferiu entre os tratamentos
 2395 CC, MIR e REF ($F=1.814$ e $p=0.038$). Avaliando cada matriz par a par entre os tratamentos,
 2396 observamos que existiu diferença apenas quando se compara o corte convencional com os
 2397 outros tratamentos, não havendo diferença entre referência e manejo de impacto reduzido
 2398 (Tabela 4).

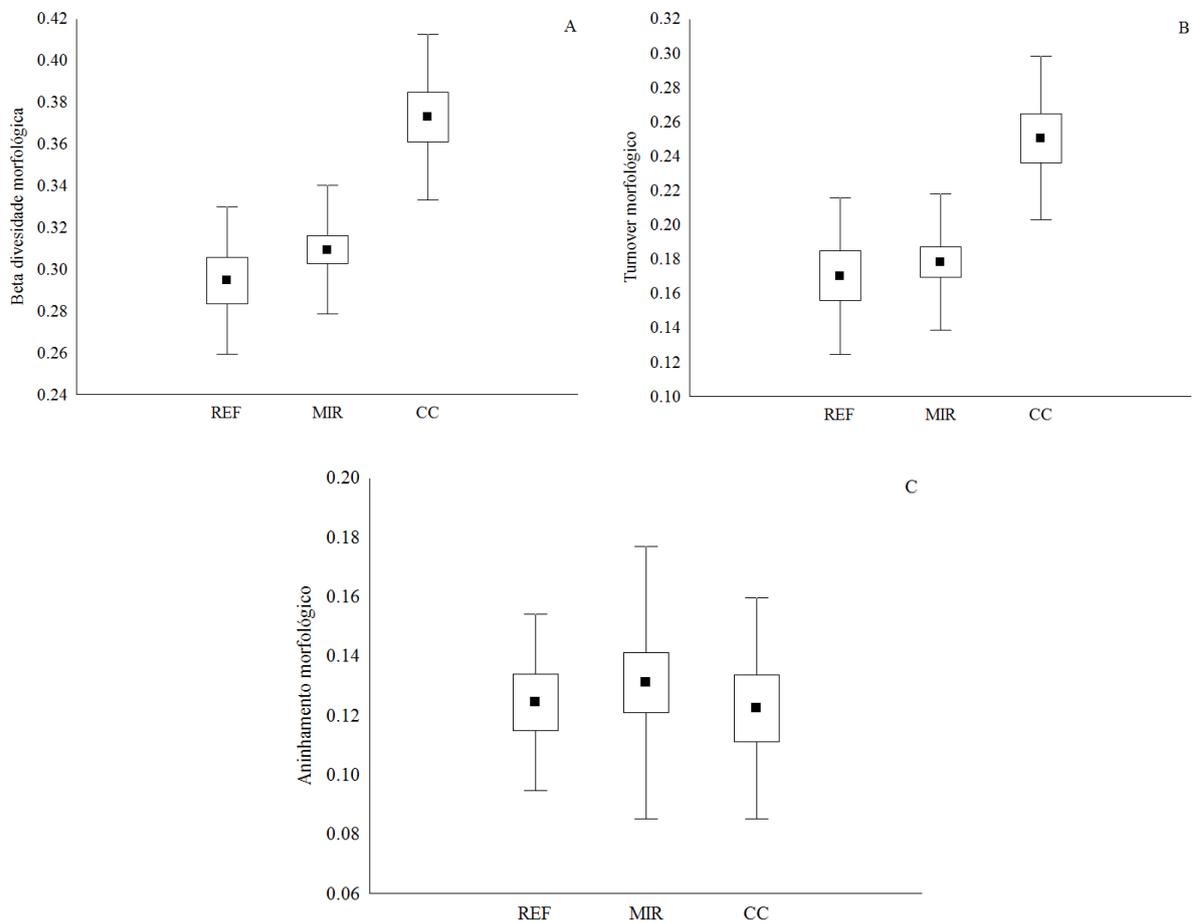
2399 Existiu uma diferença na matriz de substituição das medidas morfológicas funcionais
 2400 entre os tratamentos CC, MIR e REF ($F=4.299$ e $p=0.013$) (Tabela 4), sendo que esse padrão
 2401 não foi observado para o aninhamento entre os tratamentos ($F=1.043$ e $p=0.397$). A maior
 2402 beta diversidade e *turnover* morfológico das libélulas podem ser atribuída às áreas de corte
 2403 convencional, uma vez que apresentaram maior valor do que as áreas de REF e MIR (Tabela
 2404 4, Figura 4).

2405 **Tabela 4.** Valores da probabilidade estatística, por comparação par a par entre as matrizes de
 2406 beta e a de *turnover* das características morfológicas funcionais de Odonata de cada

2407 tratamento. Áreas de referência (REF), manejo de impacto reduzido (MIR) e corte
 2408 convencional (CC).

Comparação par a par		Matriz de beta diversidade morfológica (Sorensen)	P (Matriz beta)	Aninhamento	Turnover	P (turnover)
CC	CC	0.372		0.122	0.250	
MIR	CC	0.744	0.050*	0.345	0.399	0.023*
MIR	MIR	0.309		0.131	0.178	
REF	CC	0.748	0.016*	0.311	0.437	<0.010*
REF	REF	0.294		0.124	0.170	
REF	MIR	0.639	0.528	0.324	0.315	0.347

2409



2410

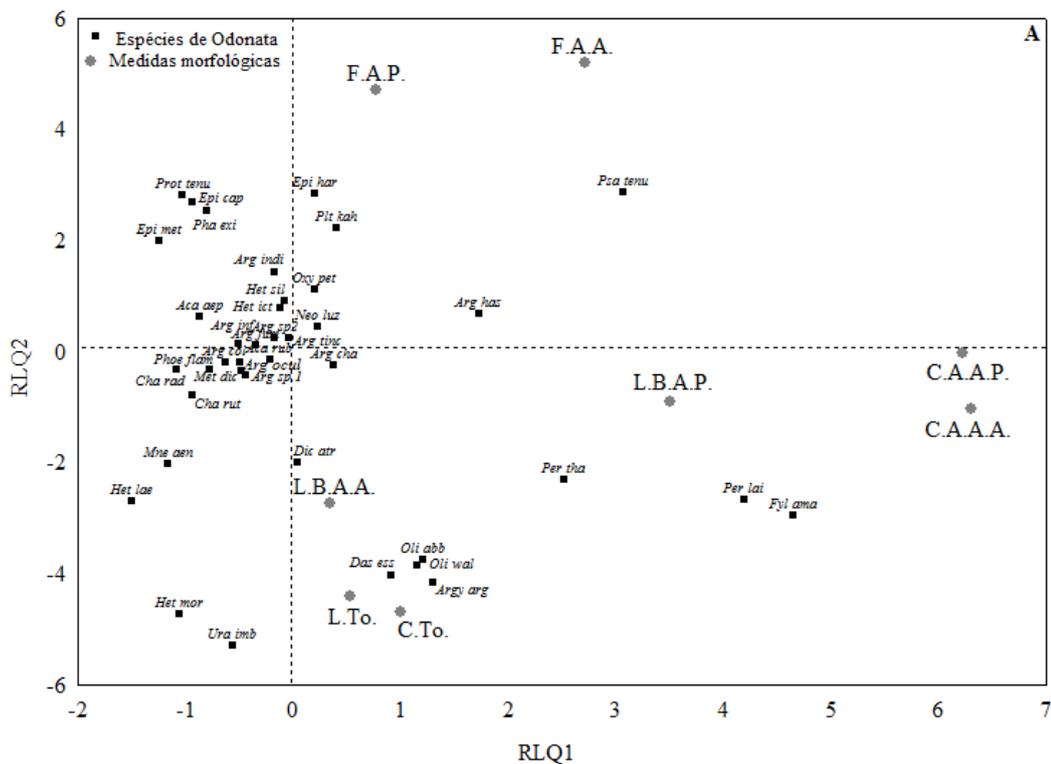
2411 **Figura 4.** Representação visual dos valores de beta diversidade morfológica de Odonata (A)
 2412 entre os tratamentos (REF, MIR e CC); *turnover* morfológico (B) e aninhamento morfológico
 2413 (C). Os quadrados representam a média, as caixas o erro padrão e as barras o desvio padrão.
 2414 Áreas de referência (REF), manejo de impacto reduzido (MIR) e corte convencional (CC).

2415

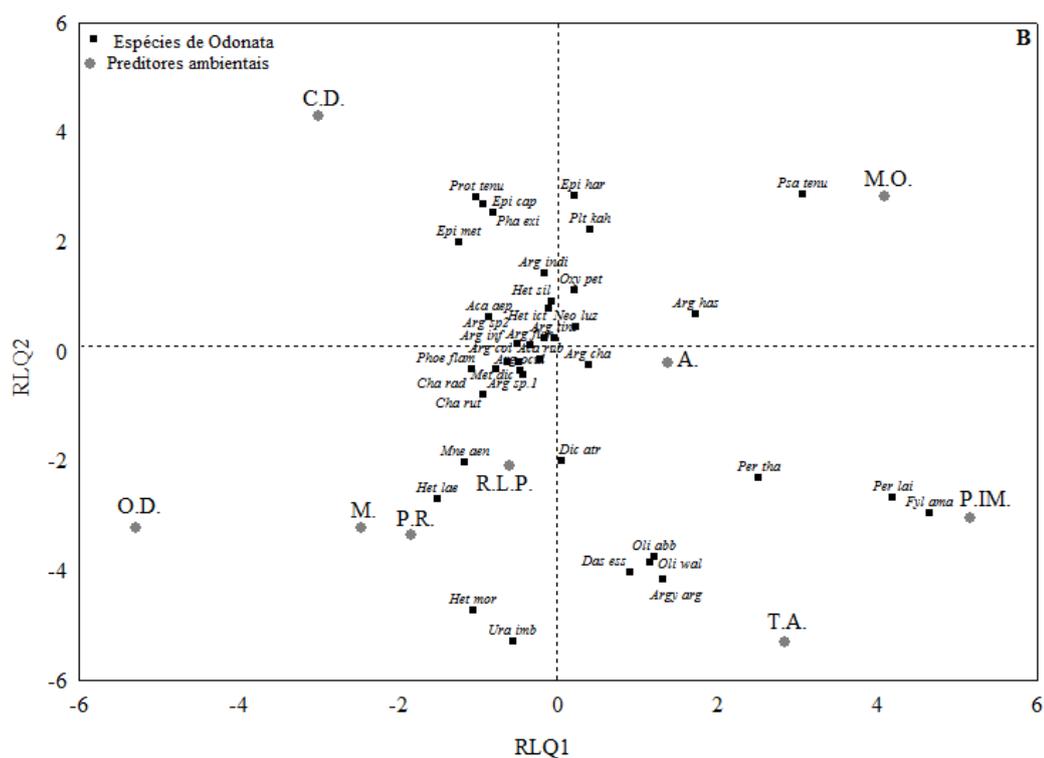
2416 Houve uma relação entre a variação da composição das espécies de Odonata e suas
 2417 medidas morfológicas (Figura 5A) com as variáveis ambientais (Figura 5B). Existiu um

2418 agrupamento das unidades amostrais caracterizadas pela exploração convencional de madeira,
 2419 em relação aos igarapés inseridos em áreas de referência e de manejo de impacto reduzido
 2420 (Figura 5C). Os eixos da análise RLQ apresentaram uma covariância de 80 e 36, e correlação
 2421 (37 e 15%) entre as características morfológicas funcionais das libélulas, as variáveis
 2422 ambientais e a abundância das espécies.

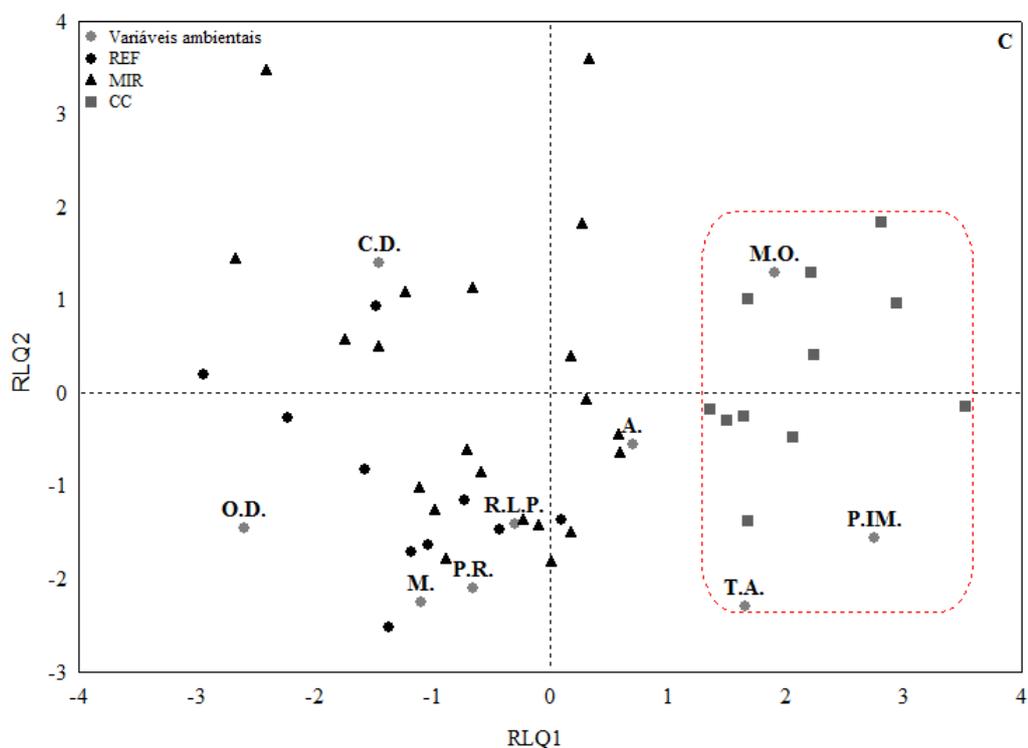
2423 As características morfológicas de que são exemplos maior largura da base da asa
 2424 posterior, a maior carga alar das asas anteriores e posteriores das libélulas como *F.*
 2425 *amazonica*, *P. lais*, *P. thais*, foram relacionadas com os igarapés impactados pela exploração
 2426 convencional de madeira, os quais apresentaram retirada de madeira próxima à margem dos
 2427 igarapés, conseqüentemente perda de cobertura de dossel, assim como maior temperatura do
 2428 ar, menor oxigenação da água e finalmente maior quantidade de matéria orgânica (Tabela 5).
 2429 As medidas do tórax e do formato das asas das libélulas, não apresentaram relação com os
 2430 preditores ambientais para esse tipo de impacto na região amazônica.



2431



2432



2433

2434 **Figura 5.** Os dois primeiros eixos da RLQ (Fourth corner analysis), representam a relação
 2435 entre características morfológicas e variáveis ambientais, ponderada pela abundância das
 2436 espécies. (A) Scores das espécies de Odonata e as variáveis ambientais. (B) Scores das
 2437 espécies e as características morfológicas funcionais. (C) Scores das unidades amostrais
 2438 dentro de cada tratamento e as variáveis ambientais. Os círculos representam as áreas de
 2439 referência, os triângulos as de manejo e os quadrados com tracejado vermelho representam o

2440 agrupamento das unidades amostrais inseridas em áreas com exploração convencional de
 2441 madeira. **Nove (9) Preditores ambientais:** Razão largura e profundidade (R.L.P); matéria
 2442 orgânica (M.O); piscinas residuais (P.R.); cobertura de dossel (C.D.); madeiras) (M.);
 2443 remoção das toras a uma distância de 10 m do curso d'água (P.IM.); presença de abrigo (A.);
 2444 temperatura do ar (T.A.) e oxigênio dissolvido na água (O.D). **Oito (8) Medidas**
 2445 **morfológicas:** Formato da asa anterior (F.A.A); Formato da asa posterior (F.A.P.); Carga alar
 2446 da asa anterior (C.A.A.A.); Carga alar da asa posterior C.A.A.P.; Comprimento do tórax
 2447 (C.To.); Largura do tórax (L.To.); Largura da base da asa anterior (L.B.A.A.) e Largura da
 2448 base da asa posterior (L.B.A.P.).

2449

2450 **Tabela 5.** Probabilidade estatística da relação entre as medidas morfológicas funcionais das
 2451 libélulas e as variáveis ambientais através da análise RLQ (Fourth corner analysis). Carga alar
 2452 da anterior e posterior (C.A.A.A. e C.A.A.P.), largura da base da asa posterior (L.B.P).

Preditores ambientais	Medida morfológica funcional	Coefficientes	Coefficientes padronizados	P
Cobertura de dossel (CD)	C.A.A.A	-0.179	-2.339	0.018
Proximidade de impacto (PIM)	C.A.A.A	0.268	2.643	0.004
Oxigênio dissolvido (OD)	C.A.A.A	-0.264	-2.005	0.032
Temperatura do ar (TA)	C.A.A.A	0.161	2.042	0.040
Matéria orgânica (MO)	C.A.A.P	0.215	1.887	0.049
Cobertura de dossel (CD)	C.A.A.P	-0.167	-2.145	0.029
Proximidade de impacto (PIM)	C.A.A.P	0.257	2.546	0.006
Oxigênio dissolvido (OD)	C.A.A.P	-0.252	-1.917	0.043
Proximidade de impacto (PIM)	L.B.P	0.239	1.989	0.042

2453

2454 **Discussão**

2455 A diversidade morfológica pode indicar processos determinantes da estruturação das
 2456 comunidades como, por exemplo, como as características morfológicas das espécies podem
 2457 influenciar no uso dos recursos no gradiente ambiental em um determinado tempo e espaço
 2458 (Villéger *et al.* 2008), e desta forma, a especificidade de hábitat das espécies (Cespedes *et al.*
 2459 2014). As alterações ambientais descritas para as áreas de corte convencional não
 2460 caracterizam alterações de diversidade morfológica das libélulas, como quantificadas em
 2461 termos de diversidade funcional ou as matrizes de distância entre espécies. Os resultados
 2462 demonstram que o espaço morfológico nos três tratamentos é semelhante, indicando que a
 2463 quantidade de caracteres morfológicos foi mantida, possivelmente via *turnover* para se
 2464 explorar os recursos disponíveis em cada tipo de tratamento (Mason *et al.* 2005).

2465 A presença de espécies maiores de Anisoptera como *O. walkeri* e *P. thais* em áreas
 2466 de corte convencional, e com maior perda cobertura de dossel (Dolný *et al.* 2012) podem estar

2467 contribuindo com o *turnover* funcional nas áreas de CC. Esse resultado é contrastante com os
2468 índices funcionais, pois não apresentaram diferença entre os tratamentos. Os traços associados
2469 a esse *turnover* morfológico é a maior largura da base da asa posterior associado com maior
2470 carga alar de espécies, que no caso do gênero *Perithemis* que apresentam essas características
2471 são favorecidas em áreas com maior temperatura e incidência de luz solar (De Marco &
2472 Resende 2004).

2473 Nossos resultados sugerem que a composição gama de características morfológicas
2474 em Odonata é bastante diversificada, mesmo nossa área de estudo sendo restrita a apenas uma
2475 bacia específica da região amazônica. Ao contrário do que esperávamos espécies pequenas de
2476 Zygoptera também foram registradas e exclusivas em áreas com exploração convencional de
2477 madeira como *E. metallica*. Isso pode ter contribuído para não haver diferenças no índice de
2478 divergência morfológica entre os tratamentos (REF, MIR e CC). Sendo que em áreas de
2479 referência ocorre espécies pequenas de tamanho semelhante como *E. haroldoi* (Monteiro-
2480 Júnior et al. 2015). Considerando que esses organismos são predadores generalistas (Corbet
2481 1999), em termos funcionais, caso haja uma seletividade no consumo de presas específicas
2482 relacionados ao tamanho corporal, o processo de transferência de energia não seria
2483 comprometido em ambas as áreas.

2484 Os outros componentes da diversidade funcional (especialização e diversidade
2485 funcional (DF) revelaram diferenças entre MIR e as áreas de corte convencional, sugerindo
2486 que existem diferenças funcionais entre assembleias. Porém, não podemos associar à uma
2487 redução da diversidade dos caracteres morfológicas das libélulas e da especialização
2488 morfológica nas áreas destinadas ao MIR quando comparada com as áreas de CC, pois as
2489 mesmas não diferiram das áreas consideradas controle.

2490 A redução da cobertura florestal da vegetação ripária nas áreas de exploração
2491 convencional altera as condições microclimáticas do canal, contribuindo para um aumento da
2492 temperatura do ar e da água, o que leva a diminuição de oxigênio dissolvido na água (Zaiha *et*
2493 *al.* 2015). A vegetação ripária remanescente continua fornecendo material alóctone para os
2494 ecossistemas aquáticos. Possivelmente, o aumento observado de matéria orgânica no canal
2495 nas áreas de exploração convencional se deve ao aumento de resíduos florestais, o quais
2496 aumentam também em áreas com manejo (Nogueira *et al.* 2016) e menor decomposição de
2497 folhas (Silva-Junior *et al.* 2014). A diminuição deste último processo, pode estar relacionado
2498 com a ausência de gêneros de macroinvertebrados fragmentadores, os quais são muito

2499 sensíveis às mudanças nas condições ambientais dos ecossistemas aquáticos, incluindo a
2500 diminuição na abundância em áreas com manejo de impacto reduzido (Nogueira *et al.* 2016).
2501 Ambos os processos indicam a perda de qualidade do ambiente aquático físico (Silva-Junior
2502 *et al.* 2014).

2503 Insetos com maior capacidade de voo tendem a ocorrer em maior número de locais
2504 do que as espécies com menor, podendo ocorrer também em locais com menor qualidade
2505 ambiental e com menor número de espécies (e.g., fragmentos menores). Embora isso não
2506 tenha sido demonstrado para grupos sensíveis (e.g. borboletas), refletindo seu alto grau de
2507 endemismo, menor potencial dispersivo ou especificidade às condições ambientais (Hill
2508 2011). Espécies com maior capacidade de dispersão tendem a ocorrerem em ambiente com
2509 menor qualidade, complementando e aumentando a extensão da área de forrageio e
2510 reprodução (Souza *et al.* 2015).

2511 Embora libélulas sejam considerados hábeis voadores, os dados registrados nessa
2512 pesquisa indicam uma dissimilaridade de suas características morfológicas, caracterizada pelo
2513 *turnover* morfológico nas unidades amostrais de CC em relação às áreas de MIR e REF.
2514 Sugerindo que as estratégias ecológicas funcionais ligadas a seus aspectos morfológicos e
2515 necessárias à sua persistência no ambiente, são divergentes entre os tratamentos que
2516 apresentam alteração ambiental severa, uma vez que o *turnover* das características
2517 morfológicas de Odonata indicam diferenciação de nicho na comunidade (Villéger *et al.*
2518 2013; Saito *et al.* 2016).

2519 Nesse contexto, podemos destacar que as características morfológicas funcionais de
2520 Odonata são aspectos fundamentais para o desempenho do voo, aquisição de calor e seu
2521 potencial dispersivo (Mccauley 2013), uma vez que integram também fatores fisiológicos,
2522 comportamentais e de seleção de hábitat (May 1976, De Marco *et al.* 2015). Desta forma é
2523 esperado que essas características morfológicas contribuam para a estrutura e composição das
2524 espécies de Odonata no ambiente, caracterizando suas restrições fisiológicas semelhante a
2525 uma barreira para seleção de microhabitat das espécies na paisagem (De Marco *et al.* 2015) e
2526 no gradiente ambiental condicionado pela intensidade que a exploração da madeira é
2527 realizada.

2528 As características morfológicas das espécies de Odonata têm sido objeto de
2529 investigação devido à sua importância no papel que desempenham no processo de
2530 estruturação das comunidades (Otoumuro & Ocharan 2011, Rivas *et al.* 2016). Algumas

2531 características têm sido associadas com os aspectos evolucionários das espécies como os
2532 mecanismos de termorregulação e seleção de hábitat (De Marco *et al.* 2015). O aumento da
2533 dimensão base das asas associada com outras características como largura do tórax,
2534 comprimento e largura das asas, reduzem os custos energéticos do desempenho de voo, pois
2535 permitem essas espécies pairarem no ar em distâncias maiores (Mcauley 2013). Por outro
2536 lado, existe um *trade off* com o aumento da medida da base das asas e a perda de
2537 manobrabilidade do organismo (Johansson *et al.* 2009).

2538 A presença das libélulas com maior carga alar em áreas com a presença impacto
2539 próximos as margens dos igarapés, podem estar sendo selecionadas nesses ambientes por
2540 favorecer espécies que realizam suas atividades com temperatura corporal mais elevada e de
2541 menor agilidade (May 1981), e que realizam voos curtos de patrulhas (Starmer & Wolf 1988).
2542 Associada a uma maior largura do tórax nas libélulas, as espécies que foram favorecidas em
2543 locais com maior perda de integridade ambiental pela exploração convencional de madeira
2544 que ocorre próximo dos cursos d'água, podem apresentar uma maior distribuição nos habitat
2545 (Mcauley 2013). Isso pode explicar a distribuição das espécies no espaço e a maior
2546 abrangência geográfica, bem como sobre a sua seleção de microhábitat (De Marco *et al.*
2547 2015). Simultaneamente, a maior largura do tórax tende a ocorrer nas espécies como *O.*
2548 *walkeri*, *O. abbreviata*, *D. essequiiba* e *A. argentea* as quais foram também abundantes em
2549 áreas alteradas.

2550 A utilização da abordagem funcional possibilita identificar as características
2551 morfológicas dos organismos que estão associados às condições ambientais locais e aos
2552 diversos tipos de impacto ambiental e suas respectivas magnitudes. Os efeitos do manejo de
2553 impacto reduzido ainda parecem ser mínimos nos ecossistemas aquáticos. No entanto,
2554 compreender como sua extensão a longo prazo pode afetar as espécies ainda é um passo
2555 importante para poderem tomar decisões de manejo nesses ambientes, principalmente porque
2556 algumas medidas ainda parecem insuficientes e.g. danos residuais nos caules das árvores
2557 (Martin *et al.* 2015).

2558

2559 **5.0 Conclusão**

2560 Demonstramos o papel de fatores determinísticos para o padrão observado de *turnover*
2561 dos atributos morfológicos funcionais de Odonata entre os tratamentos com exploração de
2562 madeira convencional em riachos tropicais. Os ambientes íntegros favoreceram a presença de

2563 libélulas com menor carga alar, menor comprimento da base da asa e menor *aspecto ratio* das
2564 asas.

2565 As condições ambientais preservadas nas áreas manejadas mantêm os atributos
2566 morfológicos das libélulas semelhantes aos das áreas íntegras, uma vez que não existiu
2567 substituição dos atributos morfológicos das libélulas. Desta forma, as espécies que possuem
2568 atributos específicos para determinadas condições ambientais conseguem realizar suas
2569 atividades nas áreas manejadas, enquanto outros caracteres morfológicos são selecionados nas
2570 áreas de corte convencional. Através destes resultados sugerimos que as áreas que são
2571 exploradas com o uso de práticas do manejo de impacto reduzido podem ser um método
2572 mitigatório para a aquisição da matéria prima na Amazônia, respeitando concomitante a
2573 dinâmica dos ecossistemas hídricos.

2574 Ainda existem diversas abordagens para serem exploradas, considerando que a
2575 variabilidade intraespecífica das espécies de Odonata ainda é um componente importante a se
2576 considerar. Além disso, compreender como essas características morfológicas funcionais
2577 contribuíram para a formação das comunidades de Odonata na região amazônica, e
2578 diferenciou-se entre os biomas, pode elucidar mais profundamente sobre seus aspectos
2579 históricos, geográficos e também evolutivos.

2580

2581 **Referências**

2582

2583 Almeida, S.S., Silva, A.S.L., & Silva, I.C.B. (2009) Cobertura vegetal. In: *Atlas*
2584 *socioambiental: municípios de Tomé-Açu, Aurora do Pará, Ipixuna do Pará,*
2585 *Paragominas e Ulianópolis.* Monteiro, M.A., Coelho, M.C.N., Barbosa, E.J.S. Belém:
2586 NAEA, PP. 112-124.

2587

2588 Anderson M.J. (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance,
2589 *Austral Ecology*, **26**, 32–46.

2590

2591 Bello, F., Carmona, C.P., Jan Lepš, Szava-Kovats, R. & Pärtel, M. (2016). Functional
2592 diversity through the mean trait dissimilarity: resolving shortcomings with existing
2593 paradigms and algorithms. *Oecologia*, **180**, 933-940.

2594

2595 Bellwood, D.R., Wainwright, P.C., Fulton, C.J. & Hoey, A.S. (2006) Functional versatility
2596 supports coral reef biodiversity. *Proceedings of the Royal Society B*, **273**, 101-107

2597

2598 Boltz, F., Holmes, T.P., & Carter, D.R. (2003) Economic and environmental impacts of
2599 conventional and reduced-impact logging in Tropical South America: a comparative
2600 review, *Forest Policy and Economics*, **5**, 69-81.

2601
2602 Butler, R.G., & deMaynadier, P.G. (2008), The significance of littoral and shoreline habitat
2603 integrity to the conservation of lacustrine damselflies (Odonata), *Journal Insect*
2604 *Conservation*, **12**, 23-36.
2605
2606 Calvão, L.B., Nogueira, S.D., Montag, L.F.A., Lopes, M.A. & Juen, L. (2016) Are Odonata
2607 communities impacted by conventional or reduced impact logging? *Forest Ecology and*
2608 *Management*, **382**, 143-150.
2609
2610 Carvalho, F.G., Pinto, N.S., Oliveira-Júnior, J.M.B., & Juen, L. (2013), Effects of marginal
2611 vegetation removal on Odonata communities. *Acta Limnologica Brasiliensia*, **25** (1), 1-
2612 9.
2613 Cespedes, A., Penz, C.M. & DeVries, J.P. (2014) Cruising the rain forest floor: butterfly wing
2614 shape evolution and gliding in ground effect. *Journal of Animal Ecology*, **84**, 808-816.
2615
2616 Chovanec, A., & Waringer, J. (2001) Ecological integrity of river-floodplain systems-
2617 assessment by dragonfly surveys (Insecta: Odonata), *Regulated Rivers: Research &*
2618 *Management*, **17**, 493 – 507.
2619
2620 Conrad, K.F., Willson, K.H., Harvey, I.F., Thomas C.J., & Sherratt, T.N. (1999), Dispersal
2621 characteristics of seven odonate species in an agricultural landscape. *Copenhagen*, **22**,
2622 524-531.
2623
2624 Corbet, P.S. (1962), A biology of dragonflies, Entomology Research Institute, Research
2625 Branch, Canada, Department of Agriculture, Ottawa.
2626
2627 Corbet, P.S. (1999), Dragonflies Behavior and ecology of Odonata, University of Edinburgh
2628 scotland, U.K.
2629 Cleveland, W.S. & McGill, R. (1985) Graphical perception and graphical methods for
2630 analyzing scientific data. *Science New Series*, **229**, 828-833.
2631
2632 Davies, P.E., Cook, L.S.J., McIntosh, P.D. & Munks, S.A. (2005) Changes in stream biota
2633 along a gradient of logging disturbance, 15 years after logging at Bem Nevis, Tasmania.
2634 *Forest Ecology and Management*, **219**, 132-148.
2635
2636 De Marco, P.Jr. & Resende, D.C. (2004) Cues for territory choice in two tropical dragonflies.
2637 *Neotropical Entomology*, **33**, 397-401.
2638
2639 De Marco Jr., P. Batista, J.D. & Cabette, H.S.R. (2015) Community assembly of adult
2640 odonates in tropical streams: an ecophysiological hypothesis. *PlosOne*, **10**(4), 1-17.
2641
2642 Dolbeth, M., Dolédec, S. & Pardal, M.A. (2015) Relationship between functional diversity
2643 and benthic secondary production in a disturbed estuary. *Marine Ecology Progress*
2644 *Series*, **539**, 33-46.
2645
2646 Dolný, A., Harabiš, F., Bárta, D., Lhota, S. & Drozd, P. (2012) Aquatic insects indicate
2647 terrestrial habitat degradation: changes in taxonomical structure and functional diversity
2648 of dragonflies in tropical rainforest of East Kalimantan. *Tropical Zoology*, **25**, 141-157.
2649

- 2650 Dolédec, S., Chessel, D., Ter Braak, C.J.F. & Champley, S. (1996) Matching species traits to
 2651 environmental variables: a new three-table ordination method, *Environmental and*
 2652 *Ecological Statistic*, **3**, 143-166.
 2653
- 2654 Dray, S., & Legendre, P. (2008) Testing the species traits-environment relationships: the
 2655 fourth-corner problem revisited, *Ecology*, **89**(12), 3400-3412.
 2656
- 2657 Dutra, S., & De Marco, P. (2014) Bionomic differences in odonates and their influence on the
 2658 efficiency of indicator species of environmental quality, *Ecological Indicators*, **49**, 132-
 2659 142.
 2660
- 2661 Ferreira-Peruquetti, P., & DE Marco, P. JR. (2002) Efeito da alteração ambiental sobre
 2662 comunidades de Odonata em riachos de Mata Atlântica de Minas Gerais, Brasil, *Revista*
 2663 *Brasileira de Zoologia*, **19**, 317-327.
 2664
- 2665 Foote, A.L., & Hornung, R. (2005) Odonates as biological indicators of grazing effects on
 2666 Canadian prairie wetlands, *Ecological Entomology*, **30**, 273-283.
 2667
- 2668 Garrison, R.W., Ellenrieder, N.V., & Louton, J.A. (2006) Dragonfly genera of the New World
 2669 An illustrated and annotated key to the Anisoptera. The Johns Hopkins University
 2670 Press, 368 pp.
 2671
- 2672 Garrison, R.W., Von Ellenrieder, N., & Louton, J.A. (2010), Damselfly Genera of the New
 2673 World. An illustrated and annotated key to the Zygoptera. The Johns Hopkins
 2674 University Press Baltimore 490 pp.
 2675
- 2676 Garrison, R.W. & von Ellenrieder, N. (2015) Damselflies of the genus *Argia* of the Guiana
 2677 Shield (Odonata: Coenagrionidae). *Zootaxa* 4042, 1-134
 2678
- 2679 Harabiš, F., & Dolný, A. (2011) The effect of ecological determinants on the dispersal
 2680 abilities of Central European dragonflies (Odonata), *Odonatologica*, **40**(1), 17-26.
 2681
- 2682 Hassall, C., Thompson, D.J. & Harvey, I.F. (2009) Variation in morphology between core and
 2683 marginal populations of three British damselflies, *Aquatic Insects*, **31**, 187-197.
 2684
- 2684 Hassall, C. (2015) Strong longitudinal variation in wing aspect ratio of a damselfly,
 2685 *Calopteryx maculata* (Odonata: Zygoptera), *PeeJ*, 1-32.
 2686
- 2687 Hasegawa, M., Ito, M.T., Yoshida, T., Seino, T., Chung, A.Y.C., & Kityama, K. (2014), The
 2688 effects of reduced-impact logging practices on soil animal communities in the
 2689 Deramakot Forest Reserve in Borneo, *Applied Soil Ecology*, **83**, 13-21.
 2690
- 2691 Hill, J.K., Gray, M.A., Khen, C.V., Benedick, S., Tawatao, N. & Hamer, K.C. (2011)
 2692 Ecological impacts of tropical forest fragmentation: how consistent are patterns in
 2693 species richness and nestedness?. *Philosophical Transactions of The Royal Society*, **366**,
 2694 3265-3276.
 2695
- 2696 Hugget, A.J. (2005), The concept and utility of 'ecological thresholds' in biodiversity
 2697 conservation, *Biological Conservation*, **124**, 301-310.
 2698

- 2699 Johansson, F., Söderquist, M., & Bokma, F. (2009) Insect wing shape evolution: independent
 2700 effects of migratory and mate guarding flight on dragonfly wings, *Biological Journal of*
 2701 *the Linnean Society*, **97**, 362-372.
 2702
- 2703 Kleckova, I., Konvicka, M. & Klecka, J. (2014) Thermoregulation and microhabitat use in
 2704 mountain butterflies of the genus *Erebia*: Importance of fine-scale habitat heterogeneity,
 2705 *Journal of thermal biology*, **41**, 50-58.
 2706
- 2707 Korfiatis, K.J., & Stamou, G.P. (1999) Habitat Templates and the changing worldview of
 2708 ecology, *Biology and Philosophy*, **14**, 375-393.
 2709
- 2710 Leal, C.G., Pompeu, P.S., Gardner, T.A., Leitão, R.P., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R.,
 2711 Zuanon, J., Paula, F.R., Ferraz, S.F.B. & Thomson, J.R. (2016) Multi-scale assessment
 2712 of human-induced changes to Amazonian instream habitats. *Landscape Ecology*, **31**,
 2713 1725-1745.
 2714
- 2715 Legendre, P., e Legendre, L. (1998), Numerical ecology. 2. Ed. Elsevier, Amsterdam. 853p.
 2716
- 2717 Lencioni, F.A.A. (2005) The damselflies of Brazil: an illustrated guide-The non
 2718 Coenagrionidae families. All Print Editora, 332pp.
 2719
- 2720 Lencioni, F.A.A. (2006) The damselflies of Brasil: an illustrated guide-Coenagrionidae. All
 2721 Print Editora, 743pp.
 2722
- 2723 Mason, N.W.H., Mouillot, D., Lee, W.G. & Wilson, J.B. (2005) Functional richness,
 2724 functional evenness and functional divergence: the primary components of functional
 2725 diversity. *Oikos*, **111**, 112-118.
 2726
- 2727 McCauley, S.J. (2013) Relationship between morphology, dispersal and habitat distribution
 2728 in three species of *Libellula* (Odonata: Anisoptera). *Aquatic Insects*, Doi
 2729 10.1080/01650424.2013.800557.
 2730
- 2731 Mccauley, S.J., Hammond, J.I., Frances, D.N., & Mabry, K.E. (2014) Effects of experimental
 2732 warming on survival, phenology, and morphology of an aquatic insect (Odonata),
 2733 *Ecological Entomology*, 1-10. Doi: 10.1111/een.12175.
 2734
- 2735 McGeoch, M.A. (1998) The selection, testing and application of terrestrial insects as
 2736 bioindicators. *Biological Reviews*, **73**, 181-201.
 2737
- 2738 Martin, P., Newton, A.C., Pfeifer, M., Khoo, M. & Bullock, J.M. (2015) The effects of
 2739 reduced impact logging and logging intensity on stand damage, biomass loss and tree
 2740 species richness in tropical forest: a meta-analysis. *PeerJ*, 1-18.
 2741
- 2742 May, M.L. (1976) Thermoregulation and adaptation to temperatures in dragonflies (Odonata:
 2743 Anisoptera). *Ecological Monographs*, **46**, 1-32.
 2744
- 2745 May, M.L. (1979) Insect thermoregulation, Annual Review of Entomology, 24, 313-349.
 2746
- 2747 May, M.L. (1981) Wingstroke frequency of Dragonflies (Odonata: Anisoptera) in relation of
 2748 temperature and Body size. *Journal of Comparative Physiology*, **144**, 229-240.

- 2749
2750 Monteiro Júnior, C., Juen, L., & Hamada, N. (2014), Effects of urbanization on stream
2751 habitats and associated adult dragonfly and damselfly communities in central Brazilian
2752 Amazonia. *Landscape and urban planning*, **127**, 28-40.
2753
- 2754 Monteiro Júnior, C.S., Juen, L. & Hamada, N. (2015) Analysis of urban impacts on aquatic
2755 habitats in the central Amazon: Adult odonates as bioindicators of environmental
2756 quality. *Ecological Indicators*, **48**, 303-311.
2757
- 2758 Mouillot, D., Graham, N.A.J., Villéger, S., Mason, N.W.H. & Bellwood, D.R. (2013) A
2759 functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology
2760 and Evolution*, **28**, 167-177.
2761
- 2762 Mourão, M.A.N. & Peixoto, P.E.C. (2014) Do morphological and physiological
2763 characteristics of males of dragonfly *Macrothemis imitans* determine the winner of
2764 territorial contests?. *Journal of Insect Science*, **14**, 1-10.
2765
- 2766 Nogueira, D.S., Calvão, L.B., Montag, L.F.A. & De Marco Jr., P. (2016) Little effects of
2767 reduced-impact logging on insect communities in eastern Amazonia. *Environmental
2768 Monitoring and Assessment*, **188**, 441.
- 2769
- 2770 Oliveira, R.B.S., Castro, C.M., e Baptista D.F. (2008), Desenvolvimento de índices
2771 multimétricos para utilização em programas de monitoramento biológico da integridade
2772 de ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasiliensis*, **12**, 487-505.
2773
- 2774 Oliveira-Junior, J.M.B., Shimano, Y., Gardner, T.A., Hughes, R.M., De Marco Jr., P., & Juen,
2775 L. (2015) Neotropical dragonflies (Insecta: Odonata) as indicators of ecological
2776 condition of small in the Eastern Amazon, *Austral Ecology*, Doi:10.1111/aec.12242.
2777
- 2778 Okuyama, H., Samejima, Y. & Tsubaki, Y. (2013) Habitat segregation of sympatric *Mnais*
2779 damselflies (Odonata: Calopterygidae): micro-habitat insolation preferences and
2780 competition for territorial space. *International Journal of Odonatology*, **16**, 1-11.
2781
- 2782 Okuyama, H., Samejima, Y., & Tsubaki, Y. (2015). Smaller damselflies have better flight
2783 performance at lower body temperature: implications for microhabitat segregation of
2784 sympatric *Mnais* damselflies. *International Journal of Odonatology*, **18**(3), 217-224.
2785
- 2786 Outomuro, D. & Ocharan, F.J. (2011) Wing pigmentation in *Calopteryx* damselflies: a role in
2787 thermoregulation?. *Biological Journal of the Linnean Society*, **103**, 36-44.
2788
- 2789 Paillex, A., Dolédec, S., Castella, E., Mérigoux, S., & Aldridge, D.C. (2013) Functional
2790 diversity in a large river floodplain: anticipating the response of native and alien
2791 macroinvertebrates to the restoration of hydrological connectivity. *Journal Applied
2792 Ecology*, **50**, 97-106.
2793
- 2794 Peck, D.V., Herlihy, A.T., Hill, B.H., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Klemm, D.J.,
2795 Lazorchak, J.M., McCormick, F.H., Peterson, S.A., Ringold, P.L., Magee, T., &
2796 Cappaert, M.R. (2006) Environmental Monitoring and Assessment Program-Surface

2797 Waters: Western Pilot Study field operations manual for Wadeable streams.
2798 Environmental Protection Agency, Washington DC.
2799

2800 Peel, M.C., Finlayson, B.L., & McMahon, T.A. (2007) Updated world map of the Köppen-
2801 Geiger climate classification, *Hydrology and Earth system sciences*, **11**, 1633-1644.
2802

2803 Pessacq, P. (2014) Synopsis of *Epipleoneura* (Zygoptera, Coenagrionidae, “Protoneuridae”),
2804 with emphasis on its Brazilian species. *Zootaxa*, **3872**(3), 201-234.
2805

2806 Petchey, O.L. & Gaston, K.J. (2002) Functional diversity (FD), species richness and
2807 community composition. *Ecology Letters*, **5**, 402-411.
2808

2809 Purse, B.V., Hopkins, G.W., Day, K.J., & Thompson, D.J. (2003) Dispersal characteristics
2810 and management of a rare damselfly, *Journal of Applied Ecology*, **40**, 716-728.
2811

2812 R Development Core Team., 2014. R: A language and environment for statistical computing.
2813 R Foundation for statistical Computing, Vienna, Austria.
2814

2815 Raebel, E.M., Merckx, T., Feber, R.E., Riordan, P., Macdonald, D.W., & Thompson, D.
2816 (2012) Identifying high-quality pond habitats for Odonata in lowland England:
2817 implications for agri-environment schemes, *Insect Conservation and Diversity*, **5**, 422-
2818 432.

2819 Resende, D., & De Marco, P.J. (2010) First description of reproductive behavior of the
2820 Amazonian damselfly *Chalcopteryx rutilans* (Rambur) (Odonata, Polythoridae), *Revista*
2821 *Brasileira de Entomologia*, **54**, 436-440.
2822

2823 Rivas, M., Meyer-Martínez, E., Muñoz, J., Córdoba-Aguilar, A. (2016) Body temperature
2824 is associated with climatic and geographical variables but not wing pigmentation in two
2825 rubyspot damselflies (Odonata: Calopterygidae). *Physiological Entomology*, **41**, 132-142.
2826

2827 Rodrigues, M.E., Roque, F.O., Quintero, J.M.O., Pena, J.C.C., Sousa, D.C. & DE Marco, P.
2828 JR. (2016) Nonlinear responses in damselfly community along a gradient of habitat loss
2829 in savanna landscape. *Biological Conservation*, **194**, 113-120.
2830

2831 Sato, M., & Riddiford, N. (2008) A preliminary study of the Odonata of S’Albufera Natural
2832 Park, Mallorca: status, conservation priorities and bio-indicator potential. *Journal Insect*
2833 *Conservation*, **12**, 539-548.
2834

2835 Saito, V.S., Valente-Neto, F., Rodrigues, M.E., Roque, F.O. & Siqueira, T. (2016)
2836 Phylogenetic clustering among aggressive competitors: evidence from odonate
2837 assemblages along a riverine gradient. *Oecologia*, **182**, 219-229.
2838

2839 Scales, J.A. & Butler, M.A. (2015) The relationship between microhabitat use, allometry and
2840 functional variation in the eyes of Hawaiian *Megalagrion* damselflies. *Functional*
2841 *Ecology*, **30**, 356-368.
2842

2843 Schulze, M., & Zweede, J. (2006) Canopy dynamics in unlogged and logged forest stands in
2844 the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management*, **236**, 56-64.
2845

- 2846 Scott, R.L., Huxman, T.E., Barron-Gafford, G.A., Jenerette, G.D., Young, J.M. &
 2847 Hamerlynck, E.P. (2014) When vegetation change alters ecosystem water availability.
 2848 *Global Change Biology*, **20**, 2198-2210.
 2849
- 2850 Silva-Junior, E.F., Moulton, T.P., Boëchat, I.G., & Gücker, B. (2014) Leaf decomposition and
 2851 ecosystem metabolism as functional indicators of land use impacts on tropical streams.
 2852 *Ecological Indicators*, **36**, 195-204.
 2853
- 2854 Sist, P., Nolan, T., Bertault, J.G. & Dykstra, D. (1998) Harvesting intensity versus
 2855 sustainability in Indonesia. *Forest Ecology and Management*, **108**, 251-260.
 2856
- 2857 Southwood, T.R.E. (1988) Tactics, Strategies and Templates. *Oikos*, **52**(1), 3-18.
 2858
- 2859 Souza, A.M., Fogaça, F.N.O., Cunico, A.M. & Higuti, J. (2015) Does the habitat structure
 2860 control the distribution and diversity of the Odonatofauna?. *Brazilian Journal of*
 2861 *Biology*, **75**, 598-606.
 2862
- 2863 Spasojevic, M.J. & Suding, K. (2012) Inferring community assembly mechanisms from
 2864 functional diversity patterns: the importance of multiple assembly processes. *Journal of*
 2865 *Ecology*, **100**, 652-661.
 2866
- 2867 Starmer, W.T. & Wolf, L.L. (1989) Causes of variation in wing loading among *Drosophila*
 2868 species. *Biological Journal of the Linnean Society*, **37**, 247-261.
 2869
- 2870 Swenson, N.G., Anglada-Cordero, P. & Barone, J. (2011) Deterministic tree community
 2871 turnover: evidence from patterns of functional beta diversity along an elevational
 2872 gradient. *Proceedings of the Royal Society*, **278**, 877-844.
 2873
- 2874 Uhl, C., & Vieira, I.C.G. (1989) Ecological impacts of selective logging in the Brazilian
 2875 Amazon: A case study from the Paragominas Region of the state of Para, *Biotropica*,
 2876 **21**(2), 98-106.
 2877
- 2878 Villéger, S., Grenouillet, G. & Brosse, S. (2013). Decomposing functional β -diversity reveals
 2879 that low functional β -diversity is driven by low functional turnover in European fish
 2880 assemblages. *Global Ecology and Biogeography*, **22**, 671-681.
 2881
- 2882 Villéger, S., Mason, N. & Mouillot, D. (2008) New multidimensional functional diversity
 2883 indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, **89**, 2290-2301.
 2884
- 2885 Veloso, H.P., Rangel Filho, A.L.R., & Lima, J.C.A. (1991) Classificação da vegetação
 2886 brasileira adaptada a um sistema universal. IBGE, Departamento de recursos naturais e
 2887 estudos ambientais, Rio de Janeiro. 124 pp.
 2888
- 2889 Veríssimo, A., Barreto, P., Mattos, M., Tarifa, R., & Uhl, C. (1992) Logging impacts and
 2890 prospects for sustainable Forest management in na old Amazonian frontier: the case of
 2891 Paragominas, *Forest ecology and management*, **55**, 169-199.
 2892
- 2893 Von Ellenrieder, N. (2013) A revision of *Metaleptobasis* Calvert (Odonata: Coenagrionidae)
 2894 with seven synonymies and the description of eighteen new species from South
 2895 America, *Zootaxa*, **3738**(1), 001-155.

2896
2897 Yates, M.L., Andrew, N.R., Binns, M. & Gibb, H. (2014) Morphological traits: predictable
2898 responses to macrohabitats across a 300 km scale, *PeerJ*, 2:e271, 1-20.
2899

2900 Yoshimura, M. (2012) Effects of Forest disturbances on aquatic insect assemblages,
2901 *Entomological science*, **15**, 145-154.
2902

2903 Wang, S., Tang, J., Cavalieri, R.P., & Davis, D.C. (2003) Differential heating of insects in
2904 dried nuts and fruits associated with radio frequency and microwave treatments,
2905 *Transactions of the ASAE*, **46**(4), 1175-1182.
2906

2907 Watrin, O.S., & Rocha, A.M.A. (1992) Levantamento de vegetação natural e uso da terra no
2908 Município de Paragominas (PA) utilizando imagens de TM/Landsat. Embrapa-CPATU
2909 (Embrapa-CPATU. Boletim de Pesquisa, 124), Belém, 40pp.
2910

2911

2912 Zaiha, A.N., Ismid, M.S.M., Salmiati. & Azri, M.S.S. (2015) Effects of logging activities on
2913 ecological water quality indicators in the Berasau River, Johor, Malaysia.
2914 *Environmental Monitoring and Assessment*, **187**, 493.
2915

2916 Zar, J.H. (2010) Biostatistical Analysis. Pearson Prentice-Hall, Upper Saddle River, N.J.
2917

2918
2919
2920
2921
2922
2923
2924
2925
2926
2927
2928
2929
2930
2931
2932

2933 4. CONCLUSÕES GERAIS

2934 A alteração ambiental causada pela prática de exploração convencional de madeira
2935 que mais influenciou a perda de integridade ambiental nos riachos amostrados foi a perda de
2936 cobertura de dossel da vegetação ripária (média de 18% de perda). Esta foi causada
2937 principalmente pela extração a uma distância inferior a 10 metros em relação à margem do
2938 curso de água. Como consequência dessas alterações existiu uma mudança na composição das
2939 espécies de Odonata, devido a entrada de espécies tolerantes, as quais suportam melhor o
2940 aumento de incidência solar. As espécies tolerantes contribuíram tanto para um *turnover*
2941 taxonômico quanto morfológico (59% e 25%, respectivamente) quando comparadas às áreas
2942 de referência (27% e 17%) e às áreas de manejo de impacto reduzido (41% e 17%). Apesar
2943 das mudanças nas condições ambientais físicas dos riachos, a riqueza, abundância das
2944 espécies de Odonata não foram diferentes entre os três tratamentos analisados. Em média, 23
2945 espécies foram coletadas nas áreas de referência, 30 espécies nas áreas de manejo e 27
2946 espécies nas áreas de corte convencional.

2947 A tolerância das espécies como *Oligoclada walkeri*, *Perithemis thais*, *Perithemis lais*
2948 e *Fylgia amazonica* às diferentes métricas ambientais está associada aos seus atributos
2949 morfológicos, de que são exemplos o aumento da carga alar e a largura da base das asas
2950 anteriores e posteriores. Diversos atributos morfológicos de Odonata têm sido associados à
2951 segregação no gradiente de luminosidade (e.g. tamanho corporal e habilidade de voo), sendo
2952 que espécies maiores tendem a selecionar habitats com maior incidência de luz solar, hipótese
2953 em conformidade com Okuyama et al. (2013). Nesta pesquisa, espécies com maior carga alar
2954 encontradas em áreas alteradas, como o exemplo de alguns Anisoptera, estão diretamente
2955 associadas às espécies que apresentam maior capacidade de voo, semelhante ao que já foi
2956 mostrado em outros grupos (Berwaerts et al. 2012). Como consequência, estas espécies podem
2957 ser mais distribuídas geograficamente e não estar diretamente associadas ao interior de áreas
2958 com extensa cobertura florestal como os Zygoptera, em conformidade com os resultados
2959 apresentados por Foote & Hornung et al. (2005).

2960 Nesta pesquisa não existiu a perda de heterogeneidade ambiental nas áreas com
2961 exploração convencional de madeira quando comparadas as áreas de manejo e de referência
2962 (2,403 de média e 0,746 de desvio padrão). Este resultado foi contrário à nossa hipótese
2963 inicial. A percepção de que as atividades humanas interferem nos ecossistemas naturais de
2964 forma somente linear pode muitas vezes não condizer com os padrões observados na natureza.
2965 Esta é uma questão que deve ser pesquisada em futuros trabalhos e pode ajudar a explicar as

2966 suas causas. Provavelmente tal poderá estar associado a muitos fatores, como condições
2967 iniciais geográficas da área, presença de vegetação ripária ainda que estreita, em relação as
2968 áreas de referência e manejo. Como exemplo, a presença de vegetação ripária devido à alta
2969 incisão das margens dos igarapés que impossibilitavam os tratores de ir adiante. Obviamente
2970 esse aspecto geográfico não é por si só um impedimento para a extração de madeira, mas
2971 exige técnicas, materiais adequados e recursos financeiros proporcionais.

2972 Outro exemplo de não linearidade neste estudo é a presença de espécies de Odonata
2973 que já são previamente consideradas sensíveis à perda de cobertura de dossel da vegetação
2974 ripária, foram abundantes nas áreas de exploração convencional. Estas espécies são *Fylgia*
2975 *amazonica*, *Psaironeura tenuissima*, *Mnesarete aenea*, *Argia infumata*, e algumas do gênero
2976 *Heteragrion* (Oliveira-Junior et al. 2015; Monteiro Júnior et al. 2015). O resultado nesta
2977 pesquisa não corrobora o esperado de acordo com esses autores. Uma possibilidade que
2978 poderá explicar esse fenômeno pode estar na presença da vegetação ripária remanescente
2979 usada como um recurso para essas espécies, uma pesquisa futura poderá ajudar a explicar esse
2980 evento. Assim, é possível que essas espécies venham a desaparecer localmente, com o
2981 aumento na intensidade da retirada desordenada de madeira pela prática convencional. Isso é
2982 umum indicativo muito importante da necessidade de recuperação da cobertura vegetal nativa
2983 nestes riachos investigados.

2984 A recuperação as características físicas dos igarapés inseridos em áreas com
2985 exploração convencional de madeira, se torna consistente também com o fato de que não
2986 encontramos nesta pesquisa, efeitos espaciais com valores muito elevados para a distribuição
2987 das espécies (apenas 7%), enquanto os fatores ambientais explicaram 17%. Os riachos
2988 distribuídos dentro de uma bacia hidrográfica podem possibilitar que insetos alados percorram
2989 a rede dendrítica (pelo menos parte dela). No entanto, as condições ambientais necessárias a
2990 seus requerimentos ecológicos, quando modificados pelas alterações antrópicas conduzem a
2991 um *turnover* de espécies, composto de espécies tolerantes a essas mudanças.

2992 A ausência das mudanças físicas ambientais nos igarapés, e de seus efeitos sobre a
2993 diversidade de Odonata nas áreas de manejo de impacto reduzido, se mostraram como
2994 perspectivas otimistas do manejo florestal na Amazônia quando comparado ao método de
2995 exploração convencional. No entanto, esse resultado não exclui a necessidade de futuras
2996 pesquisas que busquem um manejo sustentável de fato. Principalmente devido à
2997 complexidade ambiental dos biomas e como ocorre a interação em suas interfaces exige-se

2998 uma agregação sistêmica no modo de como conduzir o manejo a longo prazo. Um
2999 levantamento heurístico das propriedades do nicho das espécies, formalizando ligações entre a
3000 diversidade taxonômica e a composição dos atributos morfológicos, com os gradientes nos
3001 permitiu inferir sobre o padrão de distribuição das espécies no espaço, o que foi de
3002 inestimável importância para a obtenção destas conclusões. Isto para além de possibilidades
3003 futuras de mitigação do manejo dos ecossistemas naturais e eventualmente alguns aspectos
3004 relacionados a estruturação das comunidades no ambiente.

3005 Os ecossistemas aquáticos estão submetidos a diversas pressões antropogênicas que
3006 tendem a aumentar nos próximos anos. Desta forma, se torna necessário avaliar como são as
3007 respostas das espécies no gradiente ambiental para que futuramente possamos prever com
3008 maior precisão o destino das populações durante o manejo dos ecossistemas naturais. Os
3009 resultados desta pesquisa sugerem que a proximidade dos ecossistemas aquáticos sejam um
3010 aspecto relevante no processo de planejamento da construção das estradas para a retirada da
3011 madeira, bem como a fiscalização e o cumprimento da legislação brasileira para essas
3012 práticas. Por fim, a manutenção das características físicas dos ecossistemas aquáticos, como a
3013 presença da vegetação ripária, favorece não somente as condições e necessidades locais, mas
3014 também as propriedades emergentes dos ecossistemas como os corredores ecológicos
3015 favorecendo o *pool* regional de espécies.

3016 **4.1. Bibliografia**

3017 Berwaerts, K., Van Dyck, H., Aerts, P. Does flight morphology relate to flight performance?
3018 An experimental test with the butterfly *Pararge aegeria*. *Functional Ecology*, 16, 484-491.

3019 Foote, A.L., & Hornung, R. (2005) Odonates as biological indicators of grazing effects on
3020 Canadian prairie wetlands, *Ecological Entomology*, 30, 273-283.

3021
3022 Okuyama, H., Samejima, Y. & Tsubaki, Y. (2013) Habitat segregation of sympatric Mnais
3023 damselflies (Odonata: Calopterygidae): micro-habitat insolation preferences and competition
3024 for territorial space. *International Journal of Odonatology*, 16, 1-11.

3025
3026 Oliveira-Junior, J.M.B., Shimano, Y., Gardner, T.A., Hughes, R.M., De Marco Jr., P., e Juen,
3027 L. (2015), Neotropical dragonflies (Insecta: Odonata) as indicators of ecological condition of
3028 small in the Eastern Amazon, *Austral Ecology*, Doi:10.1111/aec.12242.

3029
3030 Monteiro Júnior, C.S., Juen, L., Hamada, N. (2015), Analysis of urban impacts on aquatic
3031 habitats in the central Amazon: Adult odonates as bioindicators of environmental quality.
3032 *Ecological Indicators*, 48, 303-311.

3033
3034
3035