

1                                   **UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ**  
2                                   **CENTRO DE ENGENHARIAS E CIÊNCIAS EXATAS**  
3                                   **PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS PESQUEIROS E**  
4                                   **ENGENHARIA DE PESCA**

5  
6  
7  
8  
9  
10                                   **LADISLAO WYCHOSKI BENFATTI**  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17

18                                   **ATRAÇÃO DE PEIXES SILVESTRES EM ÁREA AQUÍCOLA SUBTROPICAL DO ESTADO**  
19                                   **DO PARANÁ, BRASIL**  
20  
21  
22  
23  
24  
25

26  
27                                   Toledo

28                                   2020  
29

30 LADISLAO WYCHOSKI BENFATTI

31

32

33

34

35 ATRAÇÃO DE PEIXES SILVESTRES EM ÁREA AQUÍCOLA SUBTROPICAL DO ESTADO  
36 DO PARANÁ, BRASIL

37

38

39

40

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-  
41 Graduação *Stricto Sensu* em Recursos Pesqueiros e  
42 Engenharia de Pesca – Nível de Mestrado, do Centro  
43 de Engenharias e Ciências Exatas, da Universidade  
44 Estadual do Oeste do Paraná, como requisito parcial  
45 para a obtenção do título de Mestre em Recursos  
46 Pesqueiros e Engenharia de Pesca.

47

48

Área de concentração: Manejo e Conservação de  
49 Recursos Pesqueiros e Águas Interiores.

50

51

Orientadora: Profa. Dra. Elaine A. L. Kashiwaqui

52

53

54

55

Toledo

56

2020

57

58

59

60

61

62

63

64

65  
66  
67  
68  
69  
70  
71  
72  
73

Benfatti, Ladislao Wychoski  
Atração de peixes silvestres em área aquícola subtropical  
do estado do Paraná, Brasil. / Ladislao Wychoski  
Benfatti; orientador(a), Elaine Antoniassi Luiz  
Kashiwaqui, 2020.  
31 f.

Dissertação (mestrado), Universidade Estadual do Oeste  
do Paraná, Campus de Toledo, Centro de Engenharias e  
Ciências Exatas, Programa de Pós-Graduação em Recursos  
Pesqueiros e Engenharia de Pesca, 2020.

1. Tanques rede. 2. Atratividade de peixes silvestres .  
3. Ictiofauna . 4. Atração de peixes. I. Kashiwaqui,  
Elaine Antoniassi Luiz. II. Título.

74

75 FOLHA DE APROVAÇÃO

76  
77 **LADISLAO WYCHOSKI BENFATTI**

78  
79 ATRAÇÃO DE PEIXES SILVESTRES EM ÁREA AQUÍCOLA SUBTROPICAL DO ESTADO  
80 DO PARANÁ, BRASIL

81  
82 Dissertação apresentado ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Recursos Pesqueiros  
83 e Engenharia de Pesca - Nível de Mestrado, do Centro de Engenharias e Ciências Exatas, da  
84 Universidade Estadual do Oeste do Paraná, como requisito parcial para a obtenção do título  
85 de Mestre em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca, pela Comissão Julgadora composta  
86 pelos membros:

87  
88  
89  
90 

---

Prof. Dra. Elaine Antoniassi Luiz Kashiwaqui  
91 Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul/Universidade Estadual do Oeste do Paraná  
92 (Presidente)  
93

94  
95  
96 

---

Prof. Dr. Yzel Rondon Suárez  
97 Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul  
98

99  
100  
101 

---

Prof. Dra. Maristela Cavicchioli Makrakis  
102 Universidade Estadual do Oeste do Paraná  
103

104  
105  
106  
107  
108 Aprovada em: 02 de setembro de 2020.  
109 Local de defesa: Vídeo conferência.

110 ATRAÇÃO DE PEIXES SILVESTRES EM ÁREA AQUÍCOLA SUBTROPICAL DO ESTADO  
111 DO PARANÁ, BRASIL

112

113

114

115

**RESUMO**

116 O presente estudo avaliou a ictiofauna próxima aos tanques rede instalados no reservatório de  
117 Salto Caxias, através dos padrões espaciais e temporais na composição, abundância (numérica  
118 e peso), estrutura e distribuição da ictiofauna residente. As coletas foram realizadas  
119 trimestralmente entre julho de 2010 até novembro de 2012, em dois trechos semilênticos  
120 estabelecidos no rio Jacutinga (controle) e no trecho próximo a região do Centro de Difusão e  
121 Desenvolvimento Tecnológico do rio Iguazu (CDT) (trecho aquícola). Os peixes foram  
122 capturados, anestesiados, identificados, contados e pesados em duas fases temporais. Foram  
123 capturados 2662 indivíduos, 58,11% dessa capturada foi área aquícola, e para ambos os trechos  
124 a fase 2 apresentou maior capturabilidade. No total 38 espécies pertencentes a seis ordens  
125 distribuídas em 15 famílias foram registradas. A maioria das espécies é de pequeno porte e  
126 comuns nos dois trechos. Os atributos de comunidades foram elevados no trecho aquícola e  
127 na fase 2, exceto para a equitabilidade que foi menor na segunda fase. A ordenação (análise de  
128 coordenadas principais - PCoA) mostrou distinção na distribuição de abundância e peso  
129 (CPUE n<sup>o</sup>. ind. e kg/1000m<sup>2</sup> rede /24h) das espécies entre os trechos e fases, sendo a segunda  
130 fase da área aquícola a mais distinta. A dissimilaridade entre as assembleias foi de 47,62% e  
131 dez espécies contribuíram para essa dissimilaridade (80,49% cumulativa). Conclui-se que a  
132 biota aquática é afetada pela atividade de piscicultura em tanque-rede.

133

134 **Palavras-chave:** Piscicultura, tanque-rede, ictiofauna, estrutura de comunidades,  
135 reservatórios.

136 ATRAÇÃO DE PEIXES SILVESTRES EM ÁREA AQUÍCOLA SUBTROPICAL DO ESTADO  
137 DO PARANÁ, BRASIL  
138

139

140

141

*ABSTRACT*

142

143 The present study evaluated the ichthyofauna near the cage aquaculture installed in the Salto  
144 Caxias reservoir, through spatial and temporal patterns in the composition, abundance  
145 (numerical and weight), structure and distribution of the resident ichthyofauna. Collections  
146 were carried out quarterly between July 2010 and November 2012, in two semi-identical  
147 stretches established on the Jacutinga River (control) and in the section close to the Iguaçu  
148 River Technological Diffusion and Development Center (CDT) (aquaculture section). The fish  
149 were captured, anesthetized, identified, counted and weighed. A total of 2662 individuals were  
150 sampled, 58.11% of that captured was in the aquaculture area, and for both stretches,  
151 phase 2 showed greater capturability. In total 38 species belonging to six orders distributed in  
152 15 families were registered. Most species are small and common in both stretches. The  
153 attributes of communities were high in the aquaculture section and in phase 2, except for  
154 evenness, which was lower in the second phase. The ordering (Principal Coordinates Analyses  
155 - PCoA) showed distinction in the distribution of abundance and weight (CPUE no. Ind. And  
156 kg / 1000m<sup>2</sup> net / 24h) of the species between the stretches and phases, being phase 2 of the  
157 aquaculture area was distinct. The dissimilarity between the assemblies was 47.62% and ten  
158 species contributed to this dissimilarity (80.49% cumulative). It is concluded that the aquatic  
159 biota is affected by the fish farming activity.

160

161 *Keywords:* Fish farming, net cages, ichthyofauna, community structure, reservoirs

162

163

164

165  
166  
167  
168  
169  
170  
171  
172  
173  
174  
175  
176  
177  
178  
179  
180  
181  
182  
183  
184  
185  
186  
187  
188  
189  
190  
191  
192  
193  
194  
195

Dissertação elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica *Boletim do Instituto de Pesca*. Disponível em: <  
<https://www.pesca.sp.gov.br/boletim/index.php/bip/about/submissions#authorGuidelines>>.

## SUMÁRIO

196	
197	INTRODUÇÃO9
198	
199	MATERIAIS E METODOS11
200	
201	<i>Área de Estudo</i> 11
202	
203	<i>Coleta de dados</i> 14
204	
205	<i>Análise de dados</i> 14
206	
207	15
208	
209	24
210	
211	<b>Erro! Indicador não definido.</b>
212	
213	
214	
215	
216	
217	
218	
219	
220	
221	
222	
223	



## 224 INTRODUÇÃO

225 A crescente demanda mundial por proteína animal pode ser parcialmente saciada por  
226 proteínas oriundas de organismos aquáticos, os quais possuem estoques naturais com  
227 representantes considerados alimentos de luxo, como lagostas, ostras, camarão e peixes  
228 nobres, recursos esgotáveis no contexto de exploração comercial.

229 Visando a sustentabilidade, aumento na produção e maior facilidade no manejo  
230 produtivo desses recursos, a aquicultura desponta como alternativa, setor qual produz  
231 organismos aquáticos para produção de proteína animal no mundo, destacando-se o ramo da  
232 piscicultura (BARDACH *et al.*, 1972), especialmente em ecossistemas de água doce, usado  
233 como alternativas de cultivo de diversas espécies de peixes em tanques-rede em escala global  
234 (MALLASEN *et al.*, 2012; URBINA, 2016; TOMASSETTI *et al.*, 2016; ADHKARI *et al.*, 2017;  
235 SALVO *et al.*, 2017; MILNE *et al.*, 2017; SRITHONGOUTHAI & TADA, 2017).

236 A principal matriz energética no Brasil utiliza os corpos hídricos para construção de  
237 reservatórios e usinas hidroelétricas, locais onde os sistemas de tanques-rede vêm sendo  
238 difundido, aproveitando águas públicas federais e estaduais para o desenvolvimento do setor  
239 (SCHULTER *et al.*, 2017). O represamento de corpos hídricos cria ambientes propícios para a  
240 piscicultura em tanques rede pelo fato de transformar ambientes lóticos e rasos em lênticos e  
241 profundos formando remansos (AGOSTINHO *et al.*, 2007). Tal pratica propicia produção em  
242 sistema de alta densidade, facilitando o manejo, com técnicas aperfeiçoadas de arraçoamento  
243 e maior facilidade na realização de despesca fracionada, demonstrando vantagem a outros  
244 métodos de piscicultura (AYROZA *et al.*, 2006, SCHULTER *et al.*, 2017).

245 Registros demonstram que a atividade de piscicultura em tanques rede no Brasil teve  
246 início na década de 1980, principalmente no estado de São Paulo, (AYROZA *et al.*, 2006), onde  
247 ocorreu a formalização de empreendimentos e a expansão dessa atividade no final da década  
248 de 1990, quando o estado possuía cerca de 500 tanques-rede distribuídos em 25  
249 empreendimentos (KUBO, 2005). No início da década de 2000, em torno de 30 novas fazendas  
250 aquícolas foram instaladas apenas na região média do Rio Paranapanema (bacia do rio  
251 Paraná), com um total de 800 tanques-rede e uma produção média de tilápia entre 100 e 200  
252 kg.m/3 por ciclo (AYROZA *et al.*, 2006).

253 Na bacia do rio Paraná, a prática de cultivo em tanques-rede vem se desenvolvendo a  
254 décadas, contando com cultivos no reservatório de Chavantes, Itaipú, e também em seu

255 afluente com o mais elevado grau de endemismo ictiofaunístico, o rio Iguaçu (AYROZA *et al.*,  
256 2006.; SAMPAIO *et al.*, 2019).

257         Especificamente, o reservatório de Salto Caxias, formado pelo barramento do rio  
258 Iguaçu em 1998 para exploração hidroelétrica (COPEL, 2002), criou condições propícias para  
259 a atividade. Atualmente, as autoridades criaram a portaria IAP 071/2018 que delimita as áreas  
260 de parques aquícolas visando a piscicultura em tanques rede e outras regras de zoneamento  
261 ambiental para o reservatório em questão como forma de atendimento ao disposto nas Leis  
262 Federais nº 11.959/2009 (BRASIL, 2009) 9.433/1997 (BRASIL, 1997), e Instrução Normativa  
263 Interministerial nº 06 de 31 de março de 2004 (BRASIL, 2004).

264         Levando em consideração os diversos usos dos reservatórios hidrelétricos  
265 (AGOSTINHO *et al.*, 2007) a atividade de aquicultura é amplamente difundida no Brasil. Visto  
266 que existem políticas públicas que incentivam o desenvolvimento de piscicultura em tanques-  
267 rede (ONO & KUBITZA, 2003), e o setor está em crescente demanda, estudos que tratam do  
268 impacto ambiental causado pela atividade ainda são escassos e necessários. É de conhecimento  
269 que a produção neste sistema gera vários dejetos que podem estimular a produtividade  
270 primária aquática e secundária, causando eutrofização e alterando as características  
271 limnológicas do corpo hídrico, podendo acarretar em um desequilíbrio ambiental no  
272 ecossistema em que está instalado (SILVA & SIQUEIRA, 1997). Além do fato de introduzirem  
273 espécies não nativas ao ambiente, mesmo que não intencionalmente (TUNDISI & HENRY  
274 1986, DAMATO 2001; AGOSTINHO *et al.* 2007).

275         Contudo, a assembleia de peixes do rio Iguaçu destaca-se pelo seu elevado grau de  
276 endemismo, em razão do isolamento provocado pelo surgimento das cataratas do Iguaçu  
277 (GARAVELLO *et al.*, 1997; ZAWADZKI *et al.* 1999), e por ser possuidora de um pequeno  
278 número de espécies de peixes quando comparada com outros rios da bacia do rio Paraná  
279 (JÚLIO-JÚNIOR *et al.* 1997). Outra característica dessa bacia é o elevado número de pequenas  
280 centrais hidrelétricas (PCH's) e grandes reservatórios, especialmente no seu curso principal, o  
281 rio Iguaçu (AGOSTINHO *et al.*, 2007). E, por conta dessas características, a relevância deste  
282 trabalho destaca-se por contribuir cientificamente para o desenvolvimento sustentável e  
283 ambientalmente adequado do setor, além de fornecer informações para a conservação da  
284 ictiofauna silvestre. Dessa maneira, considerando o dilema de sustentabilidade, entre a  
285 necessidade produção proteica para a sociedade e a conservação de espécies endêmicas,

286 informações demonstraram que a instalação de tanques-rede promove mudanças no ambiente  
287 aquático (TUNDISI & HENRY 1986, DAMATO 2001; AGOSTINHO *et al.* 2007).

288 Assim, baseados na premissa, de que a ictiofauna próxima aos tanques rede instalados  
289 no reservatório de Salto Caxias, é afetada pela atividade, o presente estudo pretende avaliar  
290 os padrões espaciais e temporais da composição, abundância (numérica e peso), estrutura e  
291 distribuição da ictiofauna residente. A hipótese testada foi que um ambiente sob efeito do  
292 cultivo em tanques-rede possui a estrutura e distribuição das assembleias de peixes  
293 diferenciadas, em relação a um ambiente sem essa influência.

## 294 **MATERIAIS E MÉTODOS**

295

### 296 *Área de Estudo*

297 De acordo com a caracterização das áreas ictiológicas da América do Sul proposta por  
298 RINGUELET em 1975, o rio Iguaçu está localizado na margem esquerda do curso médio do  
299 rio Paraná, integrando a porção setentrional da Província Paraná-Platense. Constituindo o  
300 mais meridional dos tributários brasileiros do rio Paraná (MAACK, 1981) com  
301 aproximadamente 72.000 km<sup>2</sup> de área, onde 79% pertencem ao estado do Paraná, 19% à Santa  
302 Catarina e 2% à Argentina (ELETROSUL, 1978; AGOSTINHO e GOMES, 1997). O rio Iguaçu  
303 pertence a região de clima subtropical úmido, com chuvas bem distribuídas ao longo do ano,  
304 período de seca no outono e inverno e período de chuvas na primavera e verão, tendo  
305 precipitação média de 1600 a 1800 mm/ano e temperatura média de 19 a 20°C (MAACK, 1981).

306 As nascentes do rio Iguaçu na região metropolitana de Curitiba encontram-se a em  
307 aproximadamente 880 metros de altitude, em quanto em sua foz na localizada na tríplice-  
308 fronteira entre o Brasil, Paraguai e Argentina a altitude é de 155 metros a cima do nível do mar  
309 (ROCHA e BADE., 2018), característica geomorfológica somada a presença de cachoeiras  
310 propicia o ambiente adequado para aproveitamento hidroelétrico, constituindo por inúmeras  
311 represas para o aproveitamento desse potencial (BAUMGARTNER *et al.*, 2012). E o  
312 reservatório de Salto Caxias (25° 33' S; 53° 30' W) localizado na porção sudeste do estado do  
313 Paraná é o penúltimo reservatório instalado para aproveitamento hidrelétrico no rio Iguaçu.  
314 Este reservatório pertence a uma série de seis outros reservatórios em cascata, os quais  
315 regulam a vazão do mesmo até a sua foz no município de Foz do Iguaçu, que leva este nome  
316 por abrigar a foz do rio Iguaçu (COPEL, 2020). Salto Caxias é considerado um reservatório fio

317 d'água, possuindo área de 142 km<sup>2</sup> e volume de 3.573 km<sup>3</sup> de capacidade (Comitê Brasileiro  
318 de Barragens, 2011), com tempo de residência da água de 31 dias (IAP, 2009).

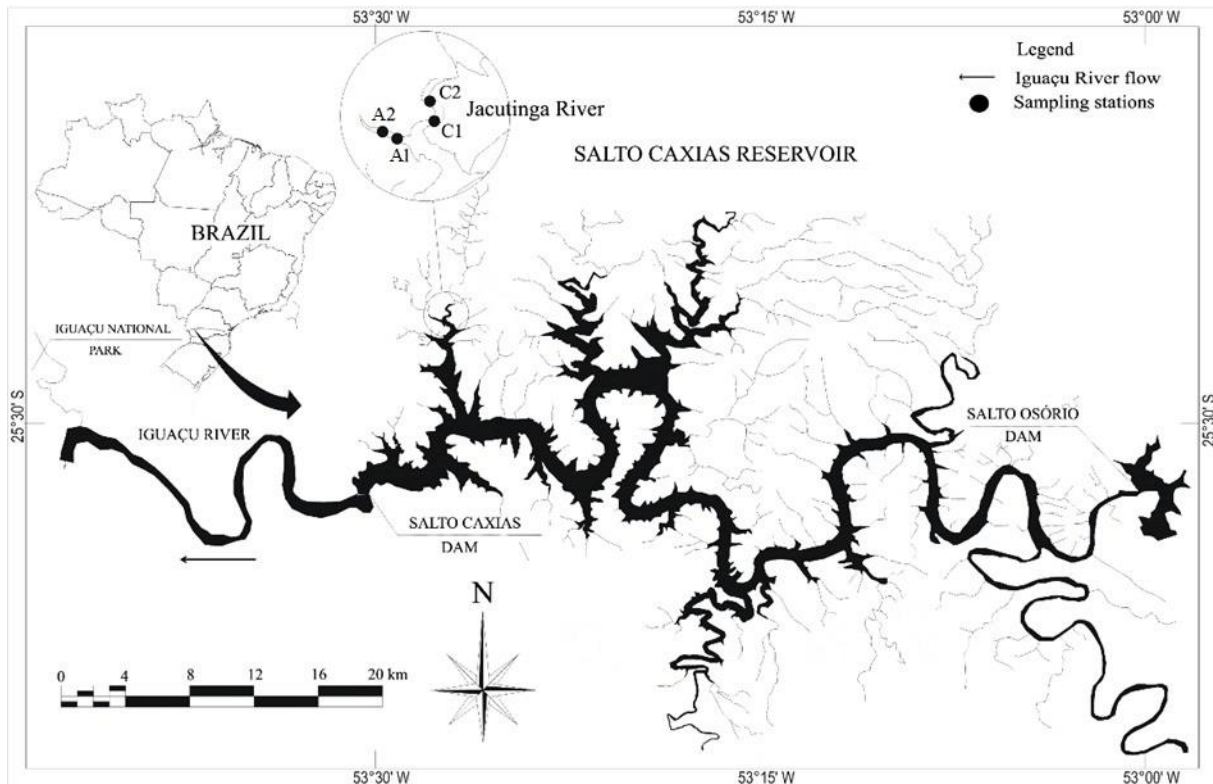
319 Com a necessidade de desenvolvimento econômico regional baseado no “uso múltiplo  
320 das águas” de reservatórios hidrelétricos, em 2005 foi firmado um convênio entre  
321 Universidade Estadual do Oeste do Paraná/Unioeste, Conselho Pró-Desenvolvimento dos  
322 Municípios limieiros ao lago de Salto Caxias e Secretaria de Estado da Ciência, Tecnologia e  
323 Ensino Superior/SETI – Fundo Paraná, que proporcionou a criação de uma área aquícola para  
324 pesquisas com espécies endêmicas em tanques-rede, o Centro de Difusão e Desenvolvimento  
325 Tecnológico do rio Iguaçu (CDT). Este, é o único centro de pesquisa e difusão de tecnologias  
326 no reservatório de Salto Caxias (FEIDEN *et al.*, 2010; BITTENCOURT *et al.*, 2009). A área do  
327 CDT – Iguaçu está localizada nas proximidades da cidade de Boa Vista da Aparecida – PR  
328 (Figura 01), é operado pelo do Grupo de Estudos de Manejo na Aquicultura – GEMaQ. Um  
329 ano antes do início das coletas de peixes para este estudo foram instalados 30 tanques-rede  
330 experimentais (instalados em meados de 2007), que foram usados para a manutenção de  
331 matrizes de *Rhamdia voulezi*, *Steindachneridion melanodermatum* (FEIDEN *et al.*, 2010;  
332 BITTENCOURT *et al.*, 2009) e outras espécies endêmicas da bacia.

333 Os dois trechos escolhidos para as coletas, formam remansos (habitats semilênticos),  
334 por consequência do alagamento derivado do reservatório Salto de Caxias. O primeiro trecho  
335 é o rio Jacutinga (coordenadas geográficas 25° 26'30,42" S e 53° 26' 28,99" W), um afluente de  
336 4ª ordem localizado na margem direita do rio Iguaçu, tendo em média de 16,3 metros de  
337 profundidade e 151,3 de largura, com 14,9 hectares de área amostrada e fluxo hidrológico  
338 contínuo, considerada área “limpa” e sem interferência dos tanques-redes, e por isso  
339 denominada área controle (C). Já o segundo, é um braço do reservatório que também recebe  
340 fluxo de água proveniente de um riacho de 1ª ordem, e, é nesse trecho que está situada a área  
341 aquícola (A) pertencente ao CDT (Figura 01). Essa área possui 15,11 metros de profundidade  
342 e 110,0 de largura em média, com 10,3 hectares de área amostrada. Esse trecho já possuía  
343 tanques-redes instalados (coordenadas geográficas 25° 26' 55,00" S e 53° 26' 41,81"W)  
344 anteriormente a esse estudo.

345 As coletas foram trimestrais, operadas em dois pontos em cada trecho (C1 e C2 no  
346 trecho controle e A1 e A2 no trecho aquícola, configurados como réplicas amostrais)  
347 obedecendo duas fases, que foram caracterizadas pela crescente demanda de tanques-rede  
348 instalados no trecho aquícola. Os pontos do CDT por serem área aquícola são considerados os

349 pontos experimentais e os pontos do rio Jacutinga os pontos controle, este escolhido por não  
350 possuir influência aquícola de tanques rede. Cerca de 2km de fluxo d'água separam os trechos  
351 de coleta.

352



353  
354 Figura 01. Localização dos pontos de coleta no reservatório de salto Caxias, rio Iguaçu/PR, C1  
355 e C2 no trecho controle e A1 e A2 no trecho aquícola (modificado de BARTOZEK et al., 2012).  
356

357

358 A primeira fase (julho/2010, outubro/2010, janeiro/2011 e abril/2011) é caracterizada  
359 por apresentar 30 tanques-rede de 4 m<sup>3</sup> cada (148m<sup>3</sup> no total), contendo *Rhamdia voulezi*,  
360 *Steindachneridion melanodermatum* e *Pimelodus britskii*, (espécies endêmicas da bacia,  
361 BAUMGARTNER et al., 2012) utilizando 15 a 20 kg/ração/dia no arraçoamento. O nível  
362 proteico da ração administrada era de 32% para adultos e 42% para alevinos (Signor, A.  
363 Comunicação pessoal).

364 Para a segunda fase (fevereiro/2012, maio/2012, agosto/2012 e outubro/2012) foram  
365 acrescentados 10 tanques-rede de 4 m<sup>3</sup> contendo *Rhamdia voulezi* e mais 3 tanques-rede de 81  
366 m<sup>3</sup>, (283m<sup>3</sup> total) contendo *Oreochromis niloticus* (linhagem GIFT). Nesse período foram  
367 utilizados 625 kg/ração/dia no arraçoamento (sendo estes arraçados pela técnica de manejo  
368 alimentar *ad libidum* duas vezes ao dia com ração comercial do tipo extrusada) com 32% de

369 nível de proteína para adultos e 42% para alevinos (Signor, A. Comunicação pessoal).  
370 Informações do cultivo nos tanques-rede, provenientes do Grupo de Estudos de Manejo na  
371 Aquicultura - GEMAQ, que coordena as atividades aquícolas no CDT.

372

### 373 *Coleta de dados*

374 Para a amostragem dos exemplares da ictiofauna foram utilizadas três técnicas de  
375 captura de peixes: rede de arrasto picaré (20 m de comprimento por 1,0 m de altura, com malha  
376 de 0,5 cm, entre nós não adjacentes) operadas pela manhã em margens próximas aos pontos,  
377 duas baterias de redes de espera [cada bateria foi composta por uma sequência de redes com  
378 10 m de comprimento X 1,50 m de altura cada, com as seguintes malhas: 2,5; 3,0; 4,0; 5,0; 6,0;  
379 7,0; 8,0; 9,0; 10,0 e 12,0 (medidos entre nós não adjacentes) e 3 do tipo tresmalhos (“feiticeira”,  
380 malhas internas de 6,0; 7,0 e 8,0 cm] e o espinhel. As redes e o espinhel foram expostos por 24  
381 horas, com despescas no período da manhã, tarde e noite. Os peixes capturados foram  
382 submetidos à eutanásia em solução contendo benzocaína (250 mg L<sup>-1</sup>), conforme protocolo  
383 aprovado pelo Comitê de Ética da Unioeste nº 05211, e acondicionados em sacos devidamente  
384 etiquetados quanto ao número da coleta, data, local de amostragem e apetrecho de pesca,  
385 colocados em caixas com gelo e transportados para o CDT-Iguaçu. Cada exemplar foi  
386 identificado de acordo com o enquadramento taxonômico baseado na classificação proposta  
387 por GARAVELLO *et al.* (1997), REIS *et al.* (2003) e BAUMGARTNER *et al.* (2012), bem como  
388 consultas a chaves específicas para cada grupo, retirando se a medida de comprimento padrão  
389 de cada exemplar (CP).

390

### 391 *Análise de dados*

392 A abundância numérica, a agregação temporal, a composição de espécies e os atributos  
393 de comunidades (riqueza, índice de diversidade e equitabilidade) foram usados para  
394 comparar as assembleias de peixes entre os trechos e as fases amostradas (a matriz de dados  
395 usada para os cálculos da riqueza, do índice de Shannon - Wiener e da equitabilidade, foi  
396 baseada na captura por unidade de esforço (CPUE), dada em número de indivíduos por 1000  
397 m<sup>2</sup> de rede em 24 horas, somente o apetrecho rede de espera foi utilizado para esse cálculo). A  
398 abundância, consiste no número total de indivíduos presentes numa assembleia  
399 (MAGURRAN, 1998). A agregação temporal para cada fase foi avaliada através de regressões  
400 lineares entre o logaritmo da abundância média (x) e o logaritmo da variância (y) (TAYLOR,  
401 1961; MAURER, 1994) e validada pela correlação de *Spearman*.

402 A composição de espécies e riqueza ( $S$ ) foram definidas como a presença e número de  
403 espécies encontradas nas comunidades coletadas. A diversidade da assembleia foi calculada  
404 pelo índice de Shannon - Wiener ( $H'$ ) (MAGURRAN, 1988), calculado pela fórmula  $H' = - \sum$   
405  $(n/N) \cdot \log (n/N)$ , onde  $n$  = número de indivíduos de cada espécie e  $N$  = número total de  
406 indivíduos. A equitabilidade da assembleia de peixes foi estimada pelo índice de PIELOU  
407 (1984). A base para o cálculo do índice de equitabilidade se deu pela equação  $J = H' / \ln S$ , onde:  
408  $S$  = número de espécies por coleta e  $H'$  = Índice de Shannon (MAGURRAN, 1998). Os atributos  
409 riqueza, índice de diversidade e equitabilidade foram testados pela Análise de Variância  
410 Bifatorial (trechos e fases) respeitando-se os pressupostos de normalidade e  
411 homocedasticidade dos dados (ZAR, 1999).

412 Para examinar os padrões apresentados pelos atributos da assembleia peixes no tempo  
413 (fases) e espaço (trechos) a matriz de dados de composição da assembleia em abundância e  
414 peso (CPUE) foram sumarizadas através da análise de coordenadas principais (PCoA -  
415 GAUCH JR., 1986; JONGMAN *et al.*, 1995). Os padrões apresentados foram testados pela  
416 análise de similaridade (ANOSIM) afim de verificar diferenças espaciais (entre trechos) e  
417 temporais (fases) na composição de espécies de peixes. A rotina analítica SIMPER (*Similarity*  
418 *Percentage*, medida de similaridade *Bray-Curtis*) foi utilizada para identificar as espécies que  
419 contribuíram para o agrupamento (espécies mais comuns) e para dissimilaridade entre esses  
420 grupos (espécies mais discriminantes) (CLARKE e WARWICK, 1994).

421 A Análise de Variância Bifatorial foi calculada pelo programa *Statistica 7.0* (STATSOFT,  
422 2005). Para o cálculo dos atributos, da PCoA e SIMPER foi utilizado o programa PC-Ord  
423 (McCUNE & MEFFORD, 1997), já a ANOSIM foi calculada pelo programa PAST versão 2.17  
424 (HAMMER *et al.*, 2001).

425

## 426 RESULTADOS

427 No total foram capturados 2662 indivíduos, sendo que 58,11% dessa captura foi no  
428 trecho aquícola. Contudo, para ambos os trechos a fase 2 apresentou capturas elevadas (61,25%  
429 para o trecho controle e 59,46% para o trecho aquícola).

430 Seis ordens de peixes foram capturadas, sendo a mais abundante Characiformes  
431 (84,61%) com 16 espécies, seguida de Cichliformes (9,77%) com 8 espécies e Siluriformes  
432 (5,36%) com 11 espécies, Cypriniformes, Gymnotiformes e Atheriniformes foram  
433 representadas apenas por uma espécie (Tab. 1). Nota-se que as capturas das ordens elencadas

434 foram maiores na segunda fase desse estudo, excepcionalmente para a Characiformes e  
435 Cichliformes em ambos trechos amostrados, contudo a captura de Siluriformes foi menor na  
436 área controle para essa fase.

437         Quinze famílias foram registradas nesse estudo, sendo que todas foram capturadas no  
438 trecho da área aquícola e somente 11 no trecho controle (Tab. 1). No geral, Characidae foi a  
439 mais abundante (65,60%), seguida de Parodontidae (14,99%) e Cichlidae (9,77%). A família  
440 Characidae contribuiu com 10 espécies e Cichlidae com 8 espécies. Loricariidae e Pimelodidae  
441 contribuíram com 3 espécies cada (Tab. 1). No total, 38 espécies foram capturadas no período  
442 de estudo, sendo 30 espécies capturadas no trecho controle (26 espécies na fase1 e 24 espécies  
443 na fase 2) e 36 espécies no trecho aquícola (32 espécies fase 1 e 30 espécies na fase 2). Destaca-  
444 se que 50% das espécies capturadas são endêmicas (19 espécies) da bacia do rio Iguaçu. Por  
445 outro lado, registrou-se cinco espécies introduzidas na área de estudo (Tab. 1).

446         A maioria das espécies foram comuns entre os trechos (28 espécies), porém sete  
447 espécies foram exclusivas do trecho aquícola (*Cyprinus carpio*, *Steindachmerina brevipinna*,  
448 *Hypostomus myersi*, *Rhamdia branneri*, *R. voulezi*, *Tatia jaracatia*, *Clarias gariepinus*) e somente  
449 duas espécies (*Crenicichla lepidota* e *C. taroba*) foram capturadas somente no trecho controle.  
450 Das espécies capturadas, 27 são consideradas de pequeno porte (menor de 15 cm de  
451 comprimento padrão) e nove espécies de médio (entre 15 a 30 cm) e duas espécies de grande  
452 porte (acima de 30 cm) (Tab. 1).

453         A composição e a abundância das espécies variaram entre os trechos e fases  
454 amostradas. No trecho controle as espécies que mais contribuíram para as capturas foram  
455 *Cyanocharax aff. alburnus*, *Bryconamericus ikaa* e *Apareiodon vittatus* principalmente na fase 1, já  
456 na fase 2, *B. ikaa* ocupou a primeira posição, seguida de *Astyanax lacustris*, *A. bifasciatus* e *A.*  
457 *vittatus* (Tab. 1).

458         *Bryconamericus ikaa*, *A. bifasciatus*, *A. vittatus* e *A. lacustris* também figuraram como mais  
459 abundantes no trecho da área aquícola, tanto para a primeira fase, quanto para a segunda (Tab.  
460 1). Contudo, é notável o aumento na abundância dessas espécies na fase 2, e ainda de outras  
461 duas, que tiveram elevadas capturas nessa fase (*Cyanocharax aff. alburnus* e *Pimelodus britskii*).

462         Apenas três espécies (*Cyanocharax aff. alburnus*, *Characidium* sp. 1 e *Tatia jaracatia*) não  
463 foram capturadas pelas redes de espera, dessa maneira os cálculos de abundância relativa e  
464 peso (CPUE) foram baseados nas capturas de 35 espécies.

465



466 Tabela 1. Lista de espécies capturadas nos trechos amostrados (controle e área aquícola) na  
 467 área alagada para UHE Salto Caxias no rio Iguaçu, PR durante as fases I e II de cultivo de  
 468 tanques-rede. CP = Comprimento padrão; Abundância numérica de captura em porcentagem  
 469 (%). ☉Espécies endêmicas; ●Espécies introduzidas de outras bacias.

Táxons	CP médio (cm)	Controle		Área aquícola	
		Fase I%	Fase II%	Fase I%	Fase II%
<b>Cypriniformes</b>					
Cyprinidae					
● <i>Cyprinus carpio</i> (Linnaeus, 1758)	15,7				0,05
<b>Characiformes</b>					
Parodontidae					
☉ <i>Apareiodon vittatus</i> (Garavello, 1977)	5,37	17,11	11,69	13,57	16,87
Curimatidae					
<i>Cyphocharax</i> cf. <i>santacatarinae</i> (Fernández-Yépez, 1948)	13,13	1,41	0,50	0,18	1,09
<i>Steindachnerina brevipinna</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	7,00				0,05
Crenuchidae					
☉ <i>Characidium</i> sp. 1	3,79		2,65	1,19	4,11
Characidae					
☉ <i>Astyanax bifasciatus</i> (Garavello & Sampaio, 2010)	7,79	6,98	12,84	13,93	8,95
☉ <i>Astyanax dissimilis</i> (Garavello & Sampaio, 2010)	6,80	0,58	1,58	2,20	1,82
☉ <i>Astyanax gymnodontus</i> (Eigenmann, 1911)	7,23	0,66	3,08	3,12	1,67
☉ <i>Astyanax gymnogenys</i> (Eigenmann, 1911)	6,87		0,36	0,27	0,21
<i>Astyanax lacustris</i> (Lütken, 1875)	6,96	9,97	13,63	10,82	5,78
☉ <i>Astyanax longirhinus</i> (Garavello & Sampaio, 2010)	10,15		0,07		0,16
☉ <i>Astyanax minor</i> (Garavello & Sampaio, 2010)	7,38	3,57	8,90	3,48	3,02
☉ <i>Bryconamericus ikaa</i> (Casciotta, Almirón & Azpelicueta, 2004)	3,82	19,60	22,02	18,33	21,45
<i>Cyanocharax</i> aff. <i>alburnus</i> (Hensel, 1870)	3,90	23,84	6,24	6,05	12,29
☉ <i>Oligosarcus longirostris</i> (Menezes & Géry, 1983)	12,78	3,49	4,02	5,59	4,16
Erythrinidae					
<i>Hoplias</i> sp. 1	25,62	0,08	0,43	0,37	0,57
<i>Hoplias</i> sp. 2	29,22	0,50	0,43	1,10	0,16
<b>Siluriformes</b>					
Callichthyidae					
<i>Corydoras</i> aff. <i>paleatus</i> (Jenyns, 1842)	5,81	0,83	0,43	2,93	0,57
Loricariidae					
<i>Hypostomus derbyi</i> (Haseman, 1911)	24,09	0,66	0,14	1,19	0,42
<i>Hypostomus myersi</i> (Gosline, 1947)	18,60			0,09	
<i>Hypostomus albopunctatus</i> (Regan, 1908)	15,70	0,08		0,09	
Heptapteridae					
☉ <i>Rhamdia branneri</i> (Haseman, 1911)	25,55			0,09	0,05
☉ <i>Rhamdia voulezi</i> (Haseman, 1911)	20,50				0,05

continua

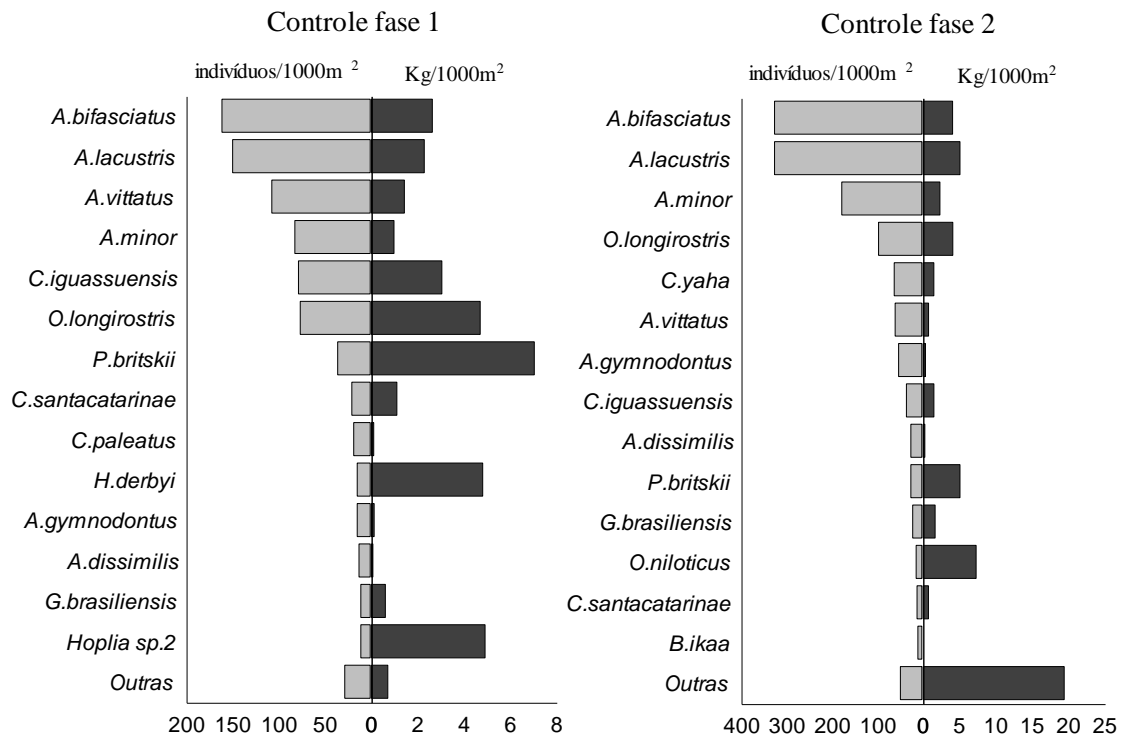
Táxons	CP médio (cm)	Controle		Área aquícola	
		Fase I	Fase II	Fase I	Fase II
<b>Auchenipteridae</b>					
☺ <i>Tatia jaracatia</i> (Pavanelli & Bifi, 2009)	4,60			0,09	
<b>Clariidae</b>					
● <i>Clarias gariepinus</i> (Burchell, 1822)	48,20			0,09	
<b>Pimelodidae</b>					
☺ <i>Pimelodus britskii</i> (Garavello & Shibatta, 2007)	20,34	1,58	1,36	2,02	7,08
☺ <i>Pimelodus ortmanni</i> (Haseman, 1911)	10,70	0,08		0,18	0,10
☺ <i>Steindachneridion melanodermatum</i> (Garavello, 2005)	36,50			0,09	0,05
<b>Gymnotiformes</b>					
<b>Gymnotidae</b>					
<i>Gymnotus sylvius</i> (Albert & Fernandes-Matioli, 1999)	14,75	0,08		0,09	
<b>Atheriniformes</b>					
<b>Atherinopsidae</b>					
● <i>Odontesthes bonariensis</i> (Valenciennes, 1835)	9,04	0,50	0,29	0,09	
<b>Cichliformes</b>					
<b>Cichlidae</b>					
☺ <i>Crenicichla iguassuensis</i> (Haseman, 1911)	11,05	4,40	1,51	8,71	2,97
<i>Crenicichla lepidota</i> (Heckel, 1840)	9,90	0,08			
☺ <i>Crenicichla tesay</i> (Casciotta & Almirón, 2008)	9,70	0,33		0,18	0,16
<i>Crenicichla yaha</i> (Casciotta, Almirón & Gómez, 2006)	9,05	0,08	2,58	0,82	2,34
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	10,19	1,00	1,72	2,57	1,41
☺ <i>Gymnogeophagus taroba</i> (Reis, Malabarba & Pavanelli, 1992)	4,60	0,08			
● <i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	7,27		2,87	0,09	1,77
● <i>Tilapia rendalli</i> (Boulenger, 1896)	5,29	2,41	0,65	0,37	0,62

470

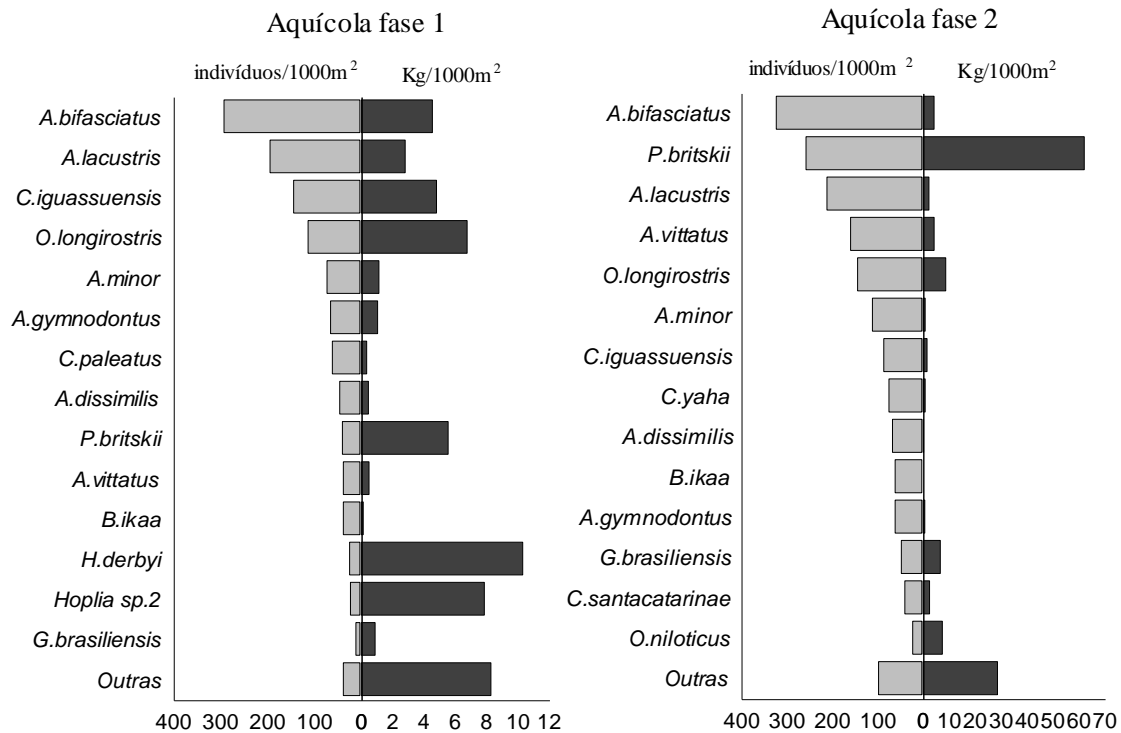
471

472           Apesar do pequeno porte, as espécies dominantes em CPUE numérica foram as que  
473 apresentaram consideráveis valores de CPUEs em peso, em seus respectivos trechos (Fig. 2).  
474 Porém, algumas espécies de médio e maior porte (CP acima de 15cm) também apresentaram  
475 elevadas participações em peso, tais como: *Pimelodus britskii*, *Oligosarcus longirostris*,  
476 *Hypostomus derbyi* e *Hoplias* sp. 2. É notável o aumento de CPUE (indivíduos e peso) para o  
477 trecho controle na segunda fase, além da elevada captura em peso de *P. britskii* no trecho  
478 aquícola. Cabe ressaltar que, no geral as espécies introduzidas tiveram baixa abundância e  
479 peso.

480



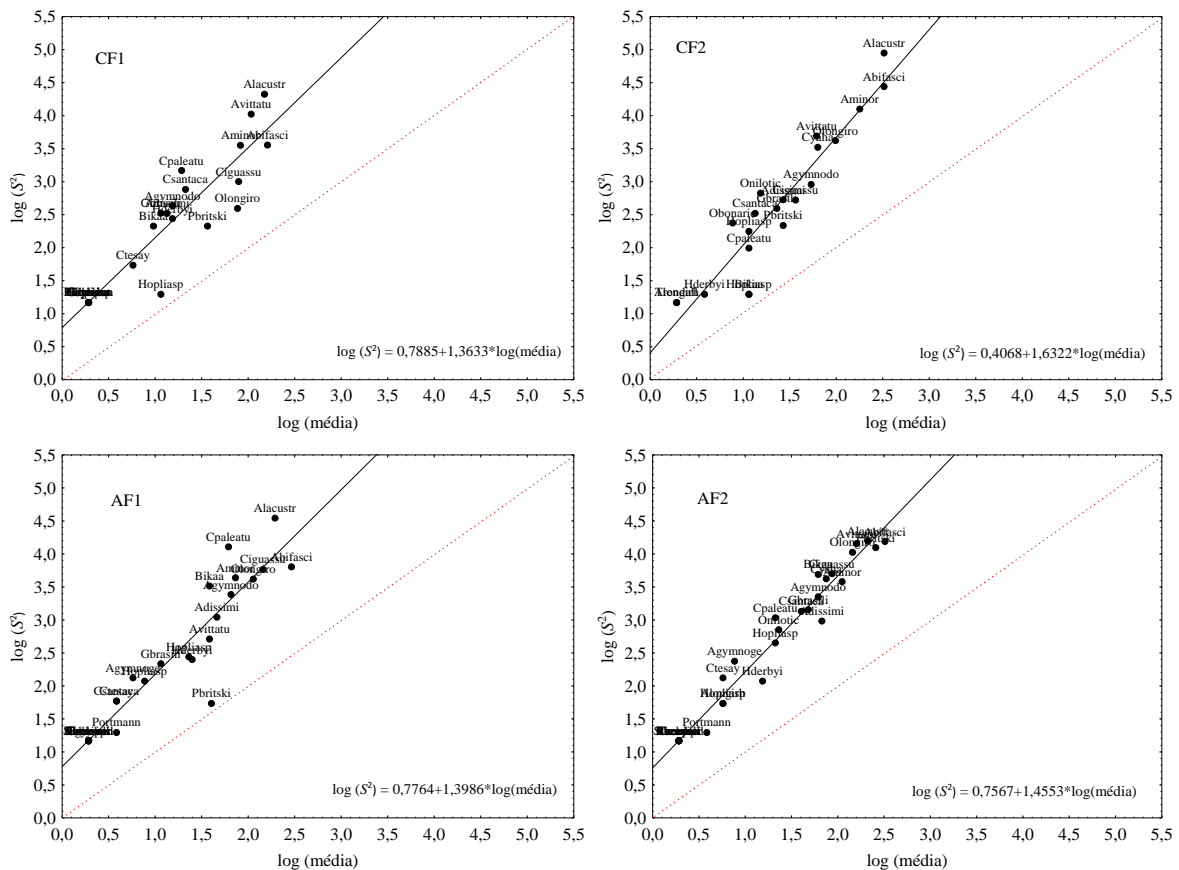
481  
482



483  
484  
485  
486  
487  
488

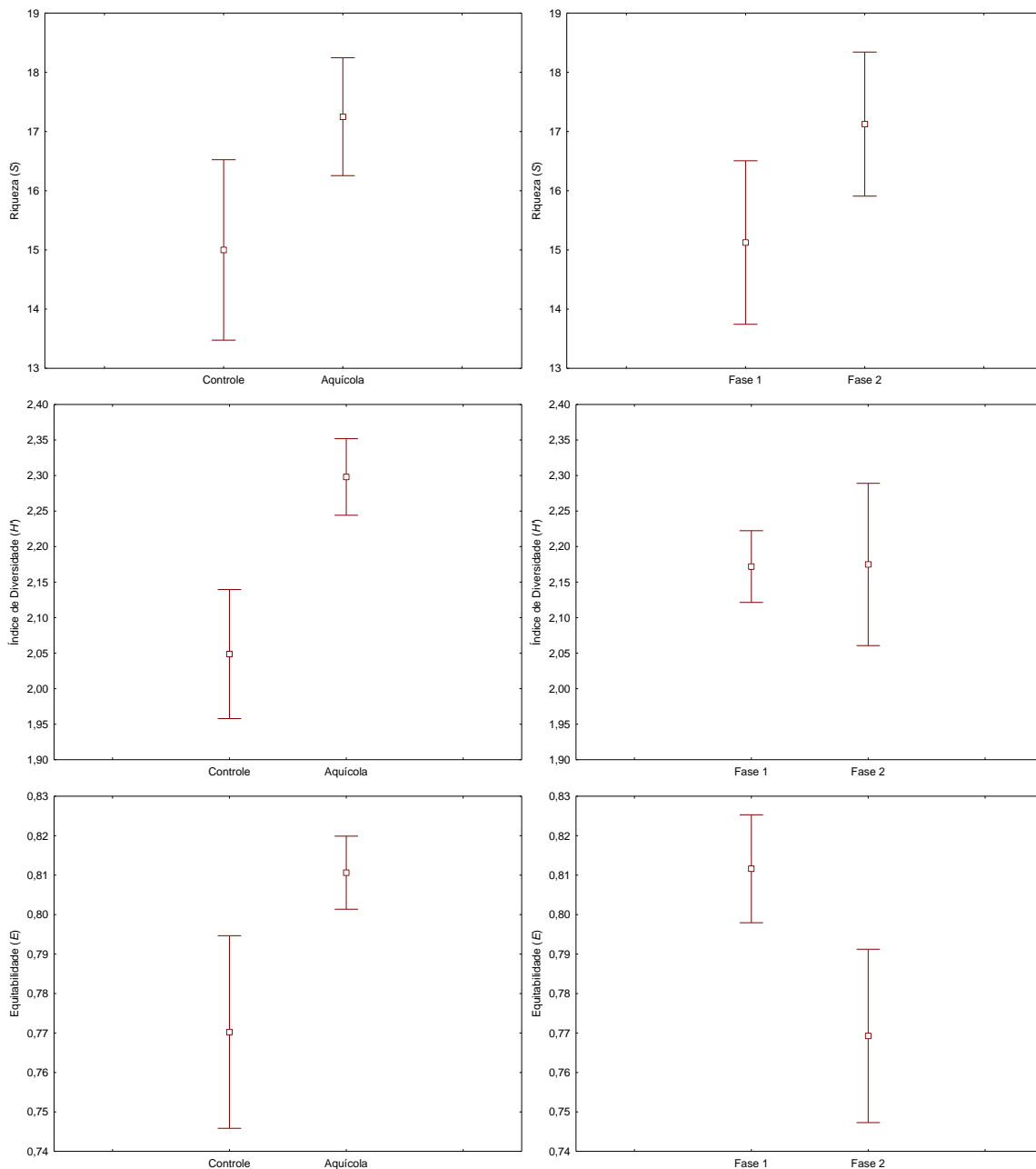
Figura 02. Captura por unidade de esforço, em número e peso totais (nº. ind. e kg/1000m<sup>2</sup> rede /24h) das espécies capturadas entre os trechos e fases amostrados na área alagada para UHE Salto Caxias no rio Iguaçu, PR.

489 O padrão geral de agregação temporal das assembleias nos trechos amostrados diferiu  
 490 do aleatório e pode ser caracterizado como agregado. *Hoplias* sp. 1, *Hoplias* sp. 2 e *P. britskii*  
 491 apresentaram tendências ao padrão de distribuição aleatório no trecho controle e na fase 1 do  
 492 trecho aquícola (Fig. 3). Para o trecho controle a correlação (CF1 r = 0,94 p<0,05; CF2 r = 0,94  
 493 p<0,05) foi semelhante entre as fases, já para o trecho aquícola (AF1 r = 0,95 p<0,05; AF2 r =  
 494 0,98 p<0,05) a fase 2 apresentou maior correlação.  
 495



496  
 497  
 498 Figura 03. Padrões de agregação das espécies de peixes (relação entre os logaritmos da  
 499 abundância média e suas variâncias) capturadas entre os trechos e fases amostrados na área  
 500 alagada para UHE Salto Caxias no rio Iguaçu, PR.  
 501

502 Por meio da análise dos atributos ecológicos, identificou-se que a riqueza de espécies,  
 503 índice de diversidade e a equitabilidade apresentaram valores maiores no trecho da área  
 504 aquícola (Fig. 04), porém, entre as fases isso não foi observado. A ANOVA bifatorial revelou  
 505 diferenças significativas para o índice de diversidade entre os trechos (F = 6,04; p = 0,03), já  
 506 para equitabilidade a interação foi significativa (F = 10,49; p = 0,007) evidenciando a diferenças  
 507 entre trechos e a influência das fases (Fig. 04).



508

509

510

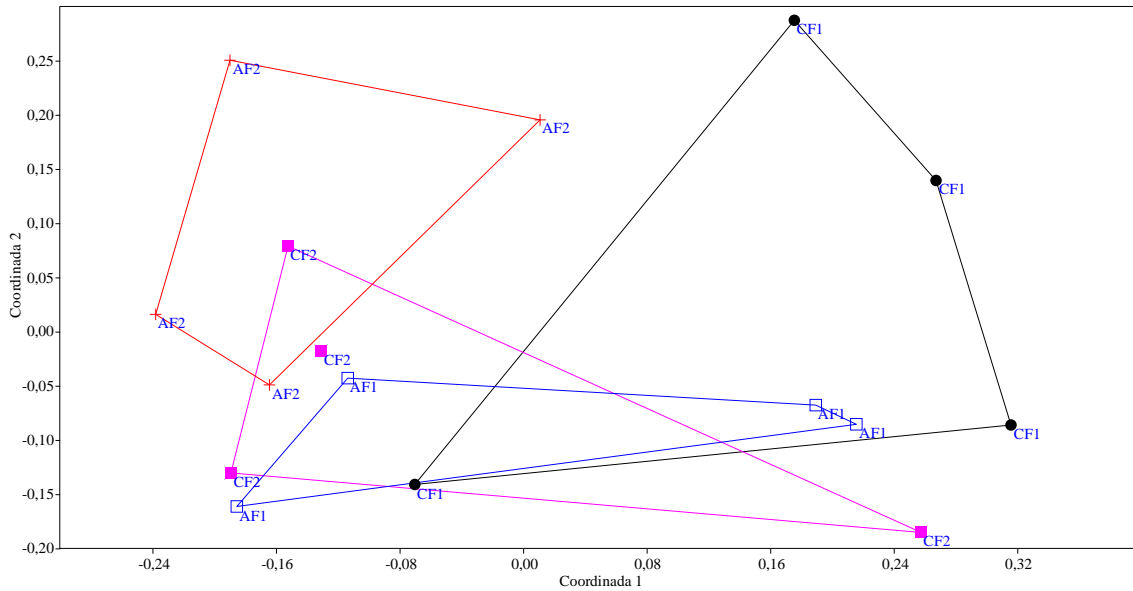
511 Figura 04. Médias ± Erro Padrão dos atributos de comunidade (riqueza, índice de diversidade  
 512 e equitabilidade) dos peixes capturados entre os trechos e fases amostrados na área alagada  
 513 para UHE Salto Caxias no rio Iguaçu, PR. Barras verticais denota 0,95 do intervalo de  
 514 confiança.

515

516

517 A ordenação formada pelos dois primeiros eixos da PCoA explicou 51,67% do  
 518 gradiente dimensional da composição e abundância (CPUE) das espécies no tempo e espaço  
 519 (Fig. 05). A distribuição separa as fases 1 e 2 entre os trechos controle e aquícola,  
 520 respectivamente. A análise de similaridade (ANOSIM) aplicada para essa distribuição  
 (composição e abundância) espaço-temporal foi significativa ( $r = 0,24$ ;  $p = 0,04$ ) evidenciando

521 diferenças na distribuição das espécies entre os trechos e as fases. O teste *t* (*pos-hoc*) destacou  
522 possíveis diferenças entre o trecho controle fase 1 e o trecho aquícola fase 2 ( $p = 0,05$ ) (Fig. 4).

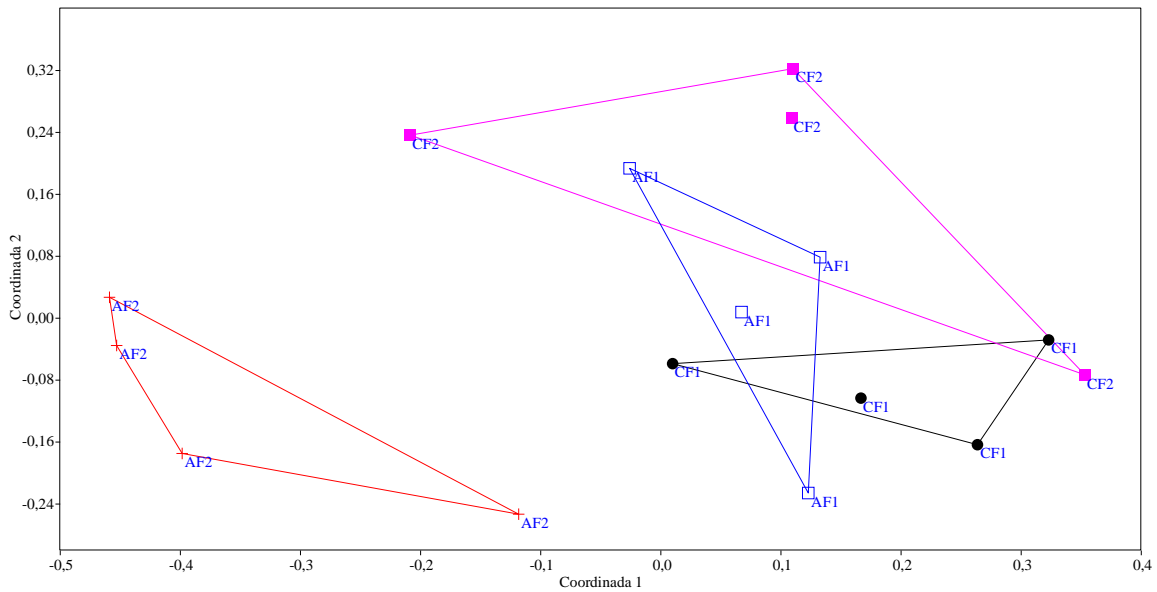


523  
524 Figura 05. Ordenação dimensional da análise de coordenadas principais da matriz de captura  
525 (CPUE) e composição da ictiofauna entre os trechos e fases amostrados na área alagada para  
526 UHE Salto Caxias no rio Iguaçu, PR.

527

528

529 Para a estrutura em peso da assembleia capturada, a PCoA explicou 50% do gradiente  
530 dimensional, separando o trecho aquícola fase 2 da fase 1, bem como do trecho controle (fase  
531 1 e 2). Esta diferença foi confirmada pela análise de similaridade ( $r = 0,47$ ;  $p = 0,0004$ ), sendo  
532 que o teste *t* (*pos-hoc*) revelou que o trecho aquícola fase 2 ( $p < 0,05$ ) é realmente distinto da  
533 fase 1 e do trecho controle (Fig. 5).



534  
 535 Figura 06. Ordenação dimensional da análise de coordenadas principais da matriz de peso  
 536 (CPUE) e composição da ictiofauna entre os trechos e fases amostrados na área alagada para  
 537 UHE Salto Caxias no rio Iguaçu, PR.

538  
 539

540 De acordo com a análise SIMPER, a dissimilaridade entre as distribuições (composição  
 541 e abundâncias) das espécies foi de 47,62% (média geral). Dez espécies contribuíram para essa  
 542 dissimilaridade (80,49% cumulativa), com destaque para *Astyanax lacustris*, *A. bifasciatus*, *A.*  
 543 *vittatus* e *P. britskii*. Essa análise evidenciou a importância das espécies de pequeno porte em  
 544 ambos trechos amostrados e o aumento na abundância de *P. britskii* na segunda fase no trecho  
 545 aquícola.

546

547

548 Tabela 2. Resultados da análise de similaridade percentual (SIMPER) mostrando a  
 549 contribuição das 10 primeiras espécies mais representativas para a dissimilaridade de  
 550 distribuição e abundância entre os trechos e fases da região alagada da UHE de Salto Caxias,  
 551 rio Iguaçu, PR. Em negrito as maiores abundâncias.

Táxon	Dissimilaridade média	Contribuição %	Médias de abundâncias			
			CF1	CF2	AF1	AF2
<i>A. lacustris</i>	8,8	18,5	150,0	<b>327,0</b>	194,0	<b>212,0</b>
<i>A. bifasciatus</i>	5,7	11,9	162,0	<b>327,0</b>	<b>292,0</b>	<b>323,0</b>
<i>A. vittatus</i>	4,3	9,1	<b>108,0</b>	61,5	38,5	<b>160,0</b>
<i>P. britskii</i>	4,2	8,8	36,5	26,9	40,4	<b>258,0</b>
<i>A. minor</i>	3,5	7,4	82,7	<b>179,0</b>	73,1	<b>112,0</b>
<i>O. longirostris</i>	3,1	6,6	76,9	98,1	<b>113,0</b>	<b>144,0</b>
<i>C. iguassuensis</i>	3,1	6,5	78,8	36,5	<b>144,0</b>	<b>86,5</b>
<i>C. yaha</i>	2,1	4,3	1,9	<b>63,5</b>	0,0	<b>75,0</b>
<i>A. gymnodontus</i>	1,8	3,9	15,4	<b>53,8</b>	<b>65,4</b>	<b>61,5</b>
<i>C. paleatus</i>	1,7	3,5	19,2	11,5	<b>61,5</b>	<b>21,2</b>

552

553

## 554 DISCUSSÃO

555 A composição de espécies na região amostrada foi semelhante a outros trabalhos no rio  
 556 Iguaçu (GARAVELLO *et al.*, 1997; BAUMGARTNER *et al.*, 2006). O destaque foi para  
 557 Characiformes e Cichliformes que contribuíram em abundância numérica e em riqueza de  
 558 espécies nos trechos estudados. Comumente, em trabalhos desenvolvidos no rio Iguaçu e  
 559 demais ambientes lóticos da região neotropical a abundância predominante é de  
 560 Characiformes, seguida de Siluriformes (BAUMGARTNER *et al.*, 2006). Entre os  
 561 Characiformes há um predomínio de espécies de pequeno porte e/ou capazes de concluir seu  
 562 ciclo de vida em ambientes lênticos (HOFFMANN *et al.*, 2005), o que justifica a elevada  
 563 abundância e riqueza de espécies dessa ordem. As espécies mais abundantes pertencem ao  
 564 gênero *Astyanax*, sendo as espécies mais capturadas nas coletas realizadas, o que vem de  
 565 encontro com as informações encontradas na literatura (BAILLY *et al.* 2003; LUIZ, *et al.*, 2005).  
 566 O destaque foi para *P. britskii* na área aquícola, principalmente na segunda fase de  
 567 arraçamento. *Pimelodus britskii* é considerada uma espécie de grande porte e com alto índice  
 568 de captura no baixo rio Iguaçu (BAUMGARTNER *et al.*, 2012), sendo muito apreciada nas  
 569 comunidades locais (DAMASCENO, 2014).

570 A alta abundancia do gênero *Astyanax* pode ser justificada pela flexibilidade de hábitos  
 571 alimentares e capacidade de reprodução em diversos habitats (BENNEMANN *et al.*, 1995).



572 Conforme relatado por Hoffmann *et al.* (2005) em seu estudo no reservatório de Capivara, na  
573 Bacia do Alto rio Paraná, estes fatores devem ter permitido a abundância dessas espécies que  
574 também foi evidenciada no reservatório de Salto Caxias por Bailly *et al.* (2003), acrescentando  
575 o fato de apresentarem ovócitos pequenos, elevada fecundidade relativa, rápido  
576 desenvolvimento, fertilização externa e ausência de cuidado parental, possibilitando a essas  
577 espécies um amplo predomínio sobre as demais (AGOSTINHO *et al.* 1999).

578 A abundância (CPUEs) foi confirmada pela agregação temporal, a maioria das espécies  
579 foi capturada concomitantemente nas amostragens, houve variação na CPUE (número e peso)  
580 entre os trechos e fases, e a fase 2 apresentou maiores valores, o que sugere a agregação de  
581 algumas espécies pela atratividade aos tanques-rede, vindo de acordo com os resultados  
582 encontrados por outros autores demonstrando que os a piscicultura em tanques-rede exerce  
583 mecanismos de agregação de peixes (DEMPSTER *et al.*, 2002; VALLE *et al.*, 2007; NOBILE, *et*  
584 *al.*, 2018), onde existem grandes diferenças na abundância e biomassa de peixes quando se  
585 comparam trechos controle a regiões com áreas de cultivo em tanques-rede.

586 Assim, durante os dois anos de coleta (fases) a captura de indivíduos variou entre os  
587 trechos e as fases. O destaque foi para o trecho de referência (controle) que apresentou maiores  
588 capturas na fase 1 (sem arraçamento intensivo), já a captura na área aquícola foi elevada na  
589 segunda fase (arraçamento intensivo). Fato que confirma o deslocamento dos peixes  
590 silvestres para as áreas aquícolas. A entrada de material alóctone resultante dos efluentes dos  
591 tanques-rede (restos de ração, fezes, muco, escamas, peixes mortos) ao ecossistema aquático,  
592 pode induzir alterações na abundância e composição da ictiofauna, incluindo desde a redução  
593 drástica ou mesmo o desaparecimento local de algumas espécies de peixes, bem como a  
594 disseminação de espécies oportunistas (AGOSTINHO *et al.*, 2007; DEMPSTER; TAQUET,  
595 2004). Portanto, quanto maior concentração de tanques-rede, maior será a abundância,  
596 biomassa e diversidade de espécies circundantes (DEMPSTER *et al.*, 2002), o que justifica maior  
597 captura no trecho aquícola, especialmente na segunda fase.

598 Em geral, a abundância das espécies aumentou na segunda fase de estudo, fato que já  
599 fora avaliado por outros autores, que atribuem a agregação elevada as estruturas dos tanques  
600 que podem servir de abrigo a peixes de pequeno porte que assim atraem os predadores de  
601 maior porte, e também que o aporte de nutrientes derivado do arraçamento e metabolismo  
602 dos peixes cultivados servem de alimento para outros organismos, o que fomenta a cadeia  
603 trófica, além de que a ocupação de áreas para a produção estaria reduzindo a pressão

604 pesqueira nessas regiões (DEMPSTER *et al.*, 2002; ZANIBONI *et al.*, 2005; VALLE *et al.*, 2007;  
605 NOBILE, *et al.*, 2018).

606 Dependendo da forma como o cultivo é praticado (extensivo, semi-intensivo ou  
607 intensivo), pode afetar negativamente o ambiente de várias maneiras (DIAS, *et al.*, 2012;  
608 CAMARGO & AMORIM, 2020), desde o aumento da eutrofização (CAMARGO & AMORIM,  
609 2020), mudanças nas teias tróficas, introdução de espécies e declínio na biodiversidade  
610 (AGOSTINHO *et al.*, 2007). Os atributos ecológicos foram distintos, especialmente o índice de  
611 diversidade entre os trechos estando de acordo com observado por Zanatta, 2011, ao constatar  
612 a agregação de peixes em cultivos de tanques-rede no reservatório de Chavantes, no presente  
613 estudo esses atributos foram elevados na área aquícola mais intensamente na fase 2  
614 (arraçoamento intensivo). Isso sugere que os tanques-rede exercem efeito atrativo nas espécies  
615 silvestres, conforme a referência citada. Já a equitabilidade (proporção de captura) também  
616 influenciada pelos trechos e fases, no trecho aquícola a proporção foi maior, evidenciando  
617 melhor proporção numérica entre as espécies capturadas, porém na segunda fase foi menor, o  
618 que demonstra dominância de poucas espécies nas capturas nessa fase.

619 Diversos estudos realizados em reservatório revelam que os cultivos em tanques-rede  
620 afetam a presença e a abundância de peixes silvestres em suas imediações (DEMETRIO, 2010;  
621 NOBILE, 2010; ANDRADE, 2017). É esperado um aumento nos atributos avaliados em áreas  
622 aquícolas, o que foi observado em nossos resultados. Tanques-rede pode servir de abrigo a  
623 peixes de pequeno porte que assim atraem os predadores de maior porte, além do aporte de  
624 nutrientes derivado do arraçoamento intensivo e dos metabólicos dos peixes em confinamento  
625 (VALLE *et al.*, 2007). Outro fato que deve ser destacado, é que, a atividade aquícola de tanques-  
626 rede é recente na área de influência da UHE de Salto Caxias, e a ictiofauna silvestre ainda não  
627 foi afetada pelas consequências da atividade (AGOSTINHO *et al.* 2007; DIAS, *et al.*, 2012;  
628 NOBILE, *et al.*, 2018).

629 A PCoA mostrou tendência de concentração e homogeneização da ictiofauna  
630 (culminando na elevada agregação), em especial na área aquícola na fase 2 tendo essa  
631 tendência corroborada por NOBILE, 2010, que demonstrou a atratividade pelo sistema  
632 implantado na represa de Chavantes, principalmente pelo fato de que a disponibilidade de  
633 recursos alimentares aportados no ambiente, seleciona baixa diversidade de espécies, fato que  
634 Zanatta, 2011, descreve como processo de homogeneização com a simplificação da  
635 comunidade da ictiofauna, podendo ser uma cilada ambiental.

636 A atratividade dos tanques-rede serviu para a baixa dissimilaridade, pela elevada  
637 presença de espécies oportunistas forrageiras, que se alimentam dos restos do arraçoamento  
638 que não são utilizados pelas espécies cultivadas, ou restos metabolitos dos mesmos, e também  
639 por aproveitarem a estrutura física dos tanques como ponto de referência ou local para se  
640 abrigarem de predadores (DEMPSTER *et al.*, 2002), visto que em reservatórios artificiais o  
641 ambiente é homogêneo e carente de nichos, além de agregar também espécies predadoras que  
642 se aproveitam da abundância de presas (MACHIAS *et al.*, 2004; SERRA-LLINARES *et al.*,  
643 2013), como evidenciado por Orlandi Neto, 2019, a presença de *Rhaphiodon vulpinus* Agassis,  
644 (1829). Portanto, os nossos resultados indicam que a ictiofauna próxima aos tanques-rede  
645 instalados no reservatório de Salto Caxias, é afetada pela atividade, pois foi evidente a  
646 distinção do trecho aquícola com o trecho controle, além de demonstrar a influência da  
647 atratividade do arraçoamento na fase 2, fato esse, que confirma a nossa hipótese. Deste modo,  
648 concluímos que ictiofauna silvestre é afetada pelo de cultivo de peixes em tanques rede na área  
649 aquícola do Reservatório de Salto Caxias, Paraná, Brasil.

650

## 651 REFERÊNCIAS

652

653 ADHIKARI, P.L., SHRESTHA, S., BAM, W., XIE, L. and PERSCHBACHER, P. Evaluation of  
654 spatialtemporal variations of water quality and plankton assemblages and its relationship to  
655 water use in Kulekhani Multipurpose Reservoir, Nepal. *Journal of Environmental Protection*,  
656 2017, 8(11), 1270-1295. <http://dx.doi.org/10.4236/jep.2017.811079>.

657

658 AGOSTINHO, AA. e GOMES, LC. 1997. Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o  
659 manejo. Maringá, EDUEM, 387p.

660

661 AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; PELICICE, F.M. 2007 *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros*  
662 *em reservatórios do Brasil*. Maringá: Eduem. 501p.

663

664 AGOSTINHO, A. A.; MIRANDA, L. E.; BINI, L. M.; L. C. GOMES, THOMAZ, S. M.; SUZUKI,  
665 H. I.; 1999. Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognosis on aging. In: Bailly,  
666 D., A. A. Agostinho, H. I. Suzuki & E. A. Luiz. 2003. Características reprodutivas relacionadas  
667 ao sucesso na colonização de espécies do gênero *Astyanax* em reservatórios da bacia do rio  
668 Iguazu - PR. *Bio Ecologia de Peixes*, Maringá, p. 259-265.

669

670 ANDRADE, A. C. O. Influência de uma piscicultura em tanque-redes sobre a estrutura da  
671 ictiofauna silvestre no reservatório de Ilha Solteira, SP. Trabalho de conclusão de curso.  
672 Universidade Estadual Paulista. Ilha Solteira-Sp, 2017.

673

674 AYROZA, D.M.M.R., FURLANETO, F.P.B. and AYROZA, L.M.S. Regularização dos projetos  
675 de tanques-rede em águas públicas continentais de domínio da união no Estado de São Paulo  
676 [online]. São Paulo: Instituto de Pesca, 2006. Boletim Técnico do Instituto de Pesca, no. 36

677 [viewed 26 Apr. 2019]. Available from: [https://www.pesca.sp.gov.br/boletim\\_tec\\_36.pdf](https://www.pesca.sp.gov.br/boletim_tec_36.pdf)  
678 (NOTA TÉCNICA) [https://panoramadaaquicultura.com.br/regularizacao-de-projetos-de-](https://panoramadaaquicultura.com.br/regularizacao-de-projetos-de-cultivo-de-peixes-em-tanques-rede-no-estado-de-sao-paulo/)  
679 [cultivo-de-peixes-em-tanques-rede-no-estado-de-sao-paulo/](https://panoramadaaquicultura.com.br/regularizacao-de-projetos-de-cultivo-de-peixes-em-tanques-rede-no-estado-de-sao-paulo/)  
680  
681 BAILLY, D.; AGOSTINHO, A. A. ; SUZUKI, H. I. ; LUIZ, E. A. . Características reprodutivas  
682 de espécies de *Astyanax* e sucesso com a colonização de reservatórios do rio Iguaçu.. In:  
683 RODRIGUES, L., THOMAZ, S. M., AGOSTINHO, A. A. & GOMES, L. C.. (Org.). Biocenoses  
684 em reservatórios: padrões espaciais e temporais.. : , 2005, v. , p. 243-252.  
685  
686 BARDACH, J. E; RYTHER, J.H.; McLARNEY 1972. **Aquaculture**: The farming and Husbandry  
687 of freshwater and marine organisms. New York, 868p.  
688  
689 BARTOZEK, E. C. R. Efeitos do cultivo experimental de peixes em tanques-rede sobre a  
690 estrutura da comunidade fitoplanctonica em um braço do reservatório de Salto Caxias, região  
691 Sudoeste do Estado do Paraná . - Toledo, PR [s.n] , 2012.  
692  
693 BAUMGARTNER, Dirceu ; BAUMGARTNER, G. ; PAVANELLI, Carla Simone ; SILVA, Pedro  
694 Rogério Leandro da ; FRANA, Vitor André ; OLIVEIRA, Luciano Caetano de ; MICHELON,  
695 Márcio Roberto . Fish, Salto Osório Reservoir, Iguaçu River basin, Paraná State, Brazil. Check  
696 List (UNESP), São Paulo, v. 2, n.1, p. 1-4, 2006.  
697  
698 BAUMGARTNER, G, CS PAVANELLI, D BAUMGARTNER, AG BIFI, T DEBONA & VA  
699 FRANA. 2012. Peixes do baixo rio Iguaçu. Maringá, Eduem, 203p.  
700  
701 BENNEMANN, ST, ATE. SILVA-SOUZA. GRA. ROCHA. 1995. Composición ictiofaunística  
702 en cinco localidades de la cuenca del Rio Tibagi, PR - Brasil. Interciencia 20 (1): 7-13.  
703  
704 BITTENCOURT, F, A. FEIDEN, AA. SIGNOR, WR. BOSCOLO, A. COLDEBELLA & C.  
705 MANSKE. 2009. Densidade de estocagem do Surubim do Iguaçu (*Steindachneridion*  
706 *melanodermatum*) cultivado em tanque-rede no reservatório José Richa. **Congresso Brasileiro**  
707 **de Zootecnia**, Águas de Lindóia, São Paulo.  
708  
709 BRASIL, 1997, Leis Federais nº 9.433, 08 de janeiro, 1997, Política Nacional de Recursos  
710 Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, **DOU**, 09 Janeiro,  
711 1997.  
712  
713 BRASIL, 2004, Instrução normativa interministerial nº 06 de 28 de maio, 2004, estabelece  
714 normas complementares para a autorização de uso dos espaços físicos em corpos d'água de  
715 domínio da União para fins de aquíicultura, e dá outras providências, **DOU**, 31 de maio, 2004.  
716  
717 CAMARGO, A. F. M.; AMORIM, R. V. Fish farming in cages: a practice to be restricted in  
718 Brazil, *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2020, vol. 32, e101  
719  
720 CLARKE, K. R. & WARWICK, R. W. 1994. **Change in marine communities: an approach to**  
721 **statistical analysis and interpretation**. Bournemouth, Bourne. 859 p.  
722  
723 COPEL, C. P. E. 2002.; Plano Ambiental de Conservação e uso do reservatório e entorno da  
724 usina hidrelétrica Salto Caxias. Curitiba. In: RIBEIRO, LHL, AL. BRANDIMARTE, & RT.

725 KISHI. 2005. Formation of the Salto Caxias Reservoir (PR) – an approach on the eutrophication  
726 process. *Acta Limnológica Brasiliensia*. 17 (2): 155-165.  
727

728 COPEL, 2020. **Site institucional:** Linha do tempo UHE Gov. José Richa. Disponível em <  
729 [http://www.copel.com/hpcopel/hotsite\\_caxias](http://www.copel.com/hpcopel/hotsite_caxias)>. Acesso em 24 de Agosto. 2020.  
730

731 DAMASCENO, D. Z. Indução a espermiacão do Mandi-Pintado, *Pimelodus britskii* no periodo  
732 reprodutivo (Teleostei: Pimelodidae). Dissertação de mestrado. Universidade Estadual  
733 Paulista-UNESP, Jaboticabal, SP, 2014.  
734

735 DAMATO, M. 2001. O emprego de indicadores biológicos na determinação de poluentes  
736 orgânicos perigosos. Pp. 229-236. In: Bollmann, HA, NB. Maia, W. Barrela (Eds.). *Indicadores  
737 ambientais: conceitos e aplicações*. São Paulo, EDUC/COMPED/INEP, 285p.  
738

739 DEMÉTRIO, J.A.; GOMES, L.C.; LATINI, J.D.; AGOSTINHO, A.A. Influence of net cage  
740 farming on the diet of associated wild fish in a Neotropical reservoir. *Aquaculture*, v. 330, p.  
741 172-178, 2012.  
742

743 DEMPSTER, T, P. SANCHEZ-JEREZ, J, T. BAYLE-SEMPERE, F. GIMÉNEZ-CASALDUERO,  
744 VALLE, C. 2002. Attraction of wild fish to sea-cage fish farms in the south-western  
745 Mediterranean Sea: spatial and short-term temporal variability. *Marine Ecology Progress  
746 Series*. (242): 237-257.  
747

748 DEMPSTER, T.; TAQUET, M. Fish aggregation device (FAD) research: gaps in current  
749 knowledge and future directions for ecological studies. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*,  
750 v. 14, n. 1, p. 21-42, 2004.  
751

752 DIAS, JD., SIMÕES, NR. AND BONECKER, CC. 2012 Net cages in fish farming: As  
753 cientometric analysis. Article in *Acta Limnologica Brasiliensia* · March 2012  
754

755 ELETROSUL. O impacto ambiental da ação do homem sobre a natureza - rio Iguazu, Paraná,  
756 Brasil: reconhecimento da ictiofauna, modificações ambientais e usos múltiplos dos  
757 reservatórios. Florianópolis, 1978, 33p.  
758

759 FEIDEN, A, AA. SIGNOR, O. DIEM ER, C. SARY, WR. BOSCOLO & DH. NEU. 2010.  
760 Desempenho de juvenis de jundiás (*Rhamdia voulezi*) submetidos à alimentação com ração  
761 orgânica certificada e comercial. **Revista Acadêmica Ciências Agrárias e Ambientais**,  
762 Curitiba, 8 (4): 381-387.  
763

764 GARAVELLO, JC. PAVANELLI, CS. SUZUKI, HI. 1997. Caracterização da ictiofauna do rio  
765 Iguazu. Pp. 61-84. In: AGOSTINHO, AA. & LC. GOMES. 1997. Reservatório de Segredo: bases  
766 ecológicas para o manejo. Maringá, EDUEM, 387p.  
767

768 GAUCH Jr, HG. 1986. *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge University  
769 Press, 1982 (reprinted 1986), Cambridge. Magurran, 1998.  
770

771 Hammer, Ø., Harper, D.A.T., and P. D. Ryan, 2001. PAST: Paleontological Statistics  
772 Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp.

773  
774 HOFFMANN, A, C. ORSI, M, L. SHIBATTA, A, O. 2005. Diversidade de peixes do  
775 reservatório da UHE Escola Engenharia Mackenzie (Capivara), Rio Paranapanema, bacia do  
776 alto rio Paraná, Brasil, e a importância dos grandes tributários na sua manutenção. *Iheringia*  
777 *Série Zoologia*, Porto Alegre, 95 (3): 319-325.  
778  
779 IAP, 2009. Monitoramento da Qualidade da Água dos Reservatórios do Paraná no período de  
780 2005 a 2008. 120p.  
781  
782 JÚLIO-JÚNIOR, HF, CC. BONECKER & AA. AGOSTINHO. 1997. Reservatório de Segredo e  
783 sua inserção na bacia do rio Iguçu. Pp. 1-17. In: Agostinho, AA, & LC Gomes, (Eds.).  
784 Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Maringá, **EDUEM**, 387p.  
785  
786 JONGMAN, RHG, CJF. TER Braak & OFR. Van Tongeren. 1995. Data analysis in community  
787 and landscape ecology. Cambridge University Press, Cambridge.  
788  
789 KUBO, E. Tanque-rede é opção para produção continental de peixes [online]. São Paulo:  
790 Instituto de Pesca, 2005 [viewed 25 Apr. 2019]. Available from: [https://www.pesca.sp.gov.br/tanque\\_rede.pdf](https://www.pesca.sp.gov.br/tanque_rede.pdf)  
791  
792  
793 LUIZ, E, A, PETRY A,C. PAVANELLI C, S. JÚLIO-JÚNIOR H, F. JD. LATINI, DOMINGUES  
794 V, M. 2005. As assembleias de peixes de reservatórios hidrelétricos do Estado do Paraná e  
795 bacias limítrofes. Pp. 169-184. In: Rodrigues, L, SM. Thomaz, AA. Agostinho & LC. Gomes  
796 (Eds.). *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. São Carlos RiMa, 333p.  
797  
798 MAACK, R. Geografia física do Estado do Paraná. Rio de Janeiro: **Livraria José Olympio**, 1981.  
799  
800 MACHIAS, A., KARAKASSIS, I., LABROPOULOU, M., SOMARAKIS, S., PAPADOPOULOU,  
801 K., PAPAConstantinou, C., 2004. Changes in wild fish assemblages after the  
802 establishment of a fish farming zone in an oligotrophic marine ecosystem. *Estuar. Coast. Shelf*  
803 *Sci.* 60, 771-779. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2004.03.014>.  
804  
805 MAGURRAN, A. E. 1998. *Ecological Diversity and Its Measurement*. Princeton, NJ: Princeton  
806 University Press.  
807  
808 MALLASEN, M., CARMO, C.F., TUCCI, A., BARROS, H.P., ROJAS, N.E.T., FONSECA, F.S.  
809 and YAMASHITA, E.Y. Qualidade da água em sistema de piscicultura em tanques-rede no  
810 reservatório de Ilha Solteira, SP. *Boletim do Instituto de Pesca*, 2012, 38(1), 15-30  
811  
812 MAURER, B.A. 1994. *Geographical population analysis tools for the analysis of biodiversity*. Methods  
813 in ecology. Oxford : Blackwell Scientific. 130 p.  
814  
815 McCUNE, B e MJ MEFFORD. 1997. PC-ORD: Multivariate analysis of ecological data. Version  
816 3.0. Oregon, USA: MjM Software Design.  
817  
818 MILNE, J.E., MARVIN, C.H., YERUBANDI, R., MCCANN, K. and MOCCIA, R.D. Monitoring  
819 and modelling total phosphorus contributions to a freshwater lake with cage-aquaculture.  
820 *Aquaculture Research*, 2017, 48(1), 283-297. <http://dx.doi.org/10.1111/are.12881>.

821  
822 NOBILE, AB. 2010. A ictiofauna agregada a um sistema de piscicultura em tanques-rede na  
823 represa oligotrófica de Chavantes (médio rio Paranapanema, SP/PR): composição de espécies  
824 e atributos ecológicos / André Batista Nobile. – Botucatu, 2010.  
825  
826 NOBILE, AB., ZANATTA, AS., BRANDÃO, H., ZICA, EOP, LIMA, FP, FREITAS-SOUZA, D.,  
827 CARVALHO, ED., SILVA, RJ., RAMOS, IP. Cage fish farm act as a source of changes in the  
828 fish community of a Neotropical reservoir. *Aquaculture* , 2018, 495, 780-785.  
829  
830 ONO, EA.; KUBITZA, F. 2003. Cultivo de peixes em tanques-rede. 3ªed. Jundiaí: Eduardo A.  
831 Ono, 112p.  
832 ROTTA, MA.; QUEIROZ, JF. 2003. Boas práticas de manejo (BPMs) para produção de peixes  
833 em tanques-rede. Corumbá: Embrapa Pantanal. 27 p.  
834  
835 PIELOU, EC. 1984. The interpretation of ecological data: a primer on classification and  
836 ordination. New York, Wiley.  
837  
838 REIS, RE,; SO KULLENDER,; & JR FERRARIS. 2003. Check list of the freshwater fishes of South  
839 and Central America. Porto Alegre, EDIPUCRS, 279p.  
840 SANTOS, IT. 2017. Diversidade beta taxonômica e funcional dos peixes de água doce no Brasil  
841 / Isaac Trindade Santos; orientador Sidney Feitosa Gouveia. – São Cristóvão. 48 f.  
842  
843 ROCHA, A. S., BADE, M. R., Geografia da bacia hidrográfica do Paraná 3: fragilidades e  
844 potencialidades socioambientais / Anderson Sandro da Rocha e Maicol Rafael Bade. –  
845 Jundiaí, SP: Ed. In House, 2018. 314 p. ISBN: 978-85-7899-591-1.  
846  
847 SALVO, F., MERSEREAU, J., HAMOUTENE, D., BELLEY, R. and DUFOUR, S.C. Spatial and  
848 temporal changes in epibenthic communities at deep, hard bottom aquaculture sites in  
849 Newfoundland. *Ecological Indicators*, 2017, 76, 207-218. [http://](http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.01.019)  
850 [dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.01.019](http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.01.019).  
851  
852 SAMPAIO, Fernanda Garcia *et al.* Estratégias de monitoramento ambiental da aquicultura:  
853 portfólio de resultados do monitoramento ambiental da aquicultura Em água da União. – São  
854 Paulo, 2019.  
855  
856 SCHMITTOU, HR. 1993. High density fish culture in low volume cages. Cingapura: American  
857 Soybean Association. 78 p.  
858  
859 SCHULTER, E. P.; VIEIRA FILHO, J. E. R. . Evolução da Piscicultura no Brasil: Diagnóstico e  
860 desenvolvimento da Cadeia Produtiva da Tilápia. Texto para Discussão (IPEA), v. 1, p. p. 1-  
861 42-42, 2017.  
862  
863 SERRA-LLINARES, R., NILSON, R., UGLEM, I., ARECHAVALA-LOPEZ, P., BJØRN, P.,  
864 NOBLE, C., 2013. Post-escape dispersal of juvenile Atlantic cod *Gadus morhua* from  
865 Norwegian fish farms and their potential for recapture. *Aquac. Environ. Interact.* 3, 107-116.  
866 [http:// dx.doi.org/10.3354/aei00051](http://dx.doi.org/10.3354/aei00051).  
867

868 SILVA, ALN.; SIQUEIRA, AT 1997. Piscicultura em tanques-redes: princípios básicos. Recife:  
869 UFRPE, 1997. 72 p.  
870  
871 SRITHONGOUTHAI, S. and TADA, K. Impacts of organic waste from a yellowtail cage farm  
872 on surface sediment and bottom water in Shido Bay (the Seto Inland Sea, Japan). *Aquaculture*,  
873 2017, 471, 140-145. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquaculture.2017.01.021>.  
874  
875 STATSOFT INC. (2005) Statistica for Windows (data analysis software system), version 7.1.  
876 Statsoft, Tulsa, Oklahoma (USA).  
877  
878 TAYLOR, L.R. 1961. Aggregation, variance and the mean. *Nature*, v. 189, p. 732- 735.  
879  
880 TOMASSETTI, P., GENNARO, P., LATTANZI, L., MERCATALI, I., PERSIA, E., VANI, D. and  
881 PORRELLO, S. Benthic community response to sediment organic enrichment by  
882 Mediterranean fish farms: case studies. *Aquaculture*, 2016, 450(1), 262-272.  
883 <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquaculture.2015.07.019>.  
884  
885 TUNDISI, JG e R. HENRY. 1986. Effects of enrichment on the summer surface phytoplanktonic  
886 community in a stratified tropical lake. **Revista Brasileira de Biologia**, 46 (1): 231-237.  
887  
888 URBINA, M.A. Temporal variation on environmental variables and pollution indicators in  
889 marine sediments under sea Salmon farming cages in protected and exposed zones in the  
890 Chilean inland Southern Sea. *The Science of the Total Environment*, 2016, 573, 841-853.  
891 <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.166>. PMID:27595942.  
892  
893 VALLE, C.; BAYLE-SEMPERE, JT.; DEMPSTER, T.; SANCHEZ-JEREZ, P.; e GIMÉNEZ-  
894 CASALDUERO, F.; 2007. Temporal variability of wild fish assemblages associated with a sea-  
895 cage fish farm in the south-western Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*,  
896 72: 299-307.  
897  
898 ZANATTA, AS 2011. As interferências das pisciculturas em tanques-rede a assembléia de  
899 peixe em grandes reservatórios do rio paranapanema (Bacia doAlto Paraná). 2011. 65 f. Tese  
900 (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Botucatu, 2011.  
901 Disponível em: <<http://hdl.handle.net/11449/106472>>.  
902  
903 ZANIBONI F,; E, OLIVEIRA NUÑER, AP.; GUERESCHI, RM.; HERMES-SILVA, S. 2005.  
904 Cultivo de peixes em tanques-rede e impactos ambientais. Pp. 57-78. In: Cultivo de peixes em  
905 tanques-rede: desafios e oportunidades para um desenvolvimento sustentável. Belo  
906 Horizonte, EPMIG, 104p.  
907  
908 ZAR, JH. 1999. Biostatistical analysis. New Jersey, Prentice Hall, 662p.  
909  
910 ZAWADZKI, CH, E. RENESTO & LM. BINI. 1999. Genetic and morphometric analysis of three  
911 species of the genus *Hypostomus* Lacépède, 1803 (Osteichthyes: Loricariidae) from the rio  
912 Iguaçu (Brazil). *Revue Suisse de Zoologie*, 106: 91-105.