

Figura 3.5. Distribuição das espécies capturadas no projeto que apresentam distribuição restrita a poucos pontos ou ambientes. Dados retirados de bases de dados de coleções cadastradas no Species Link (<http://www.splink.org.br/index?lang=pt>).

3.2.6. Áreas de restrição

A grade base para os cálculos dos valores de Restrição (R) de cada célula é apresentada na Figura 3.6.

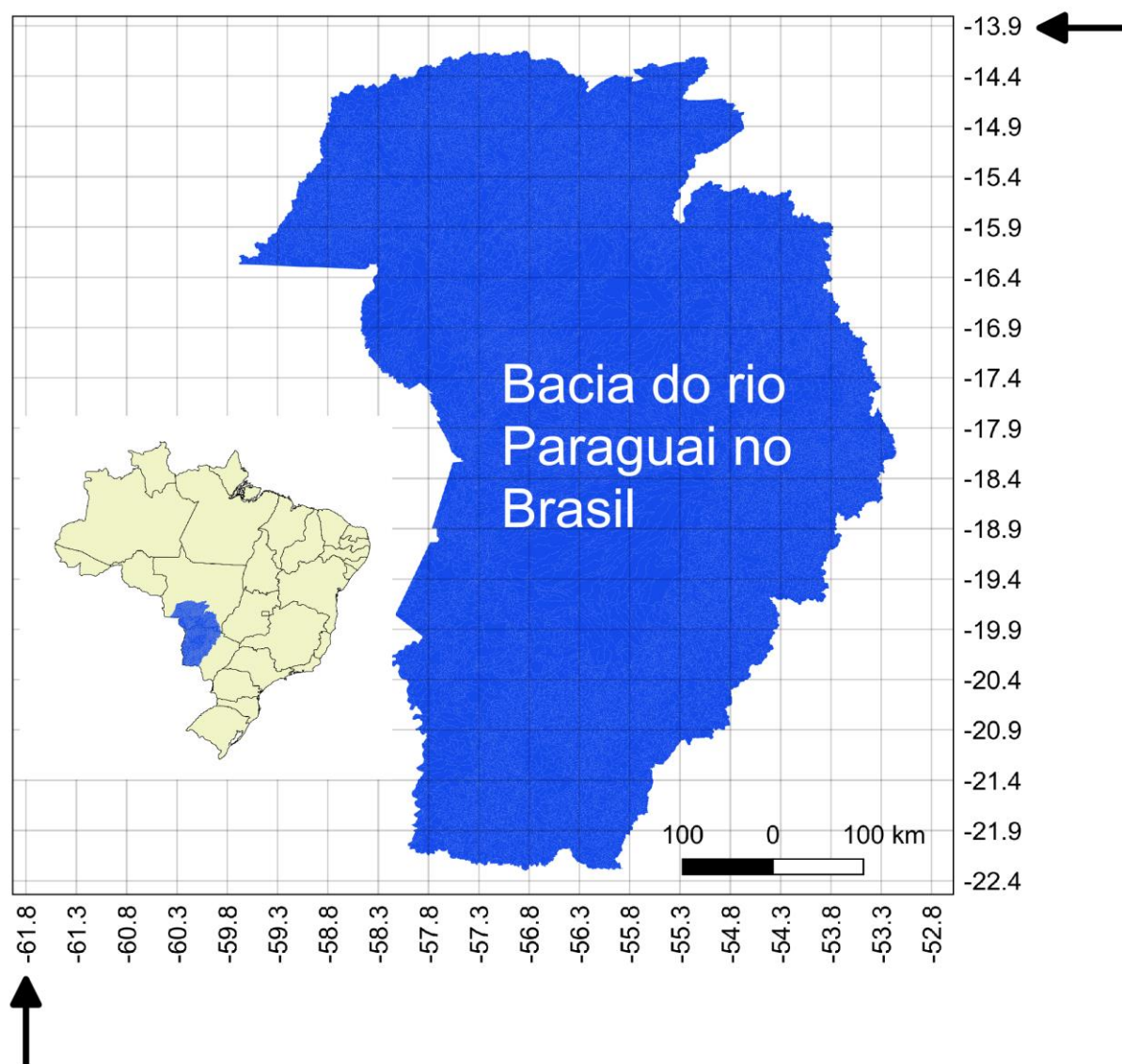


Figura 3.6. Grade base para os cálculos dos valores de Restrição (R) de cada célula da RH Paraguai.

Na Figura 3.7 são apresentadas as dez Áreas de Consenso obtidas a partir dos dados obtidos na RH Paraguai. As Áreas de Consenso com os maiores valores de R foram AC 3, AC 2, AC 5 e AC 1.

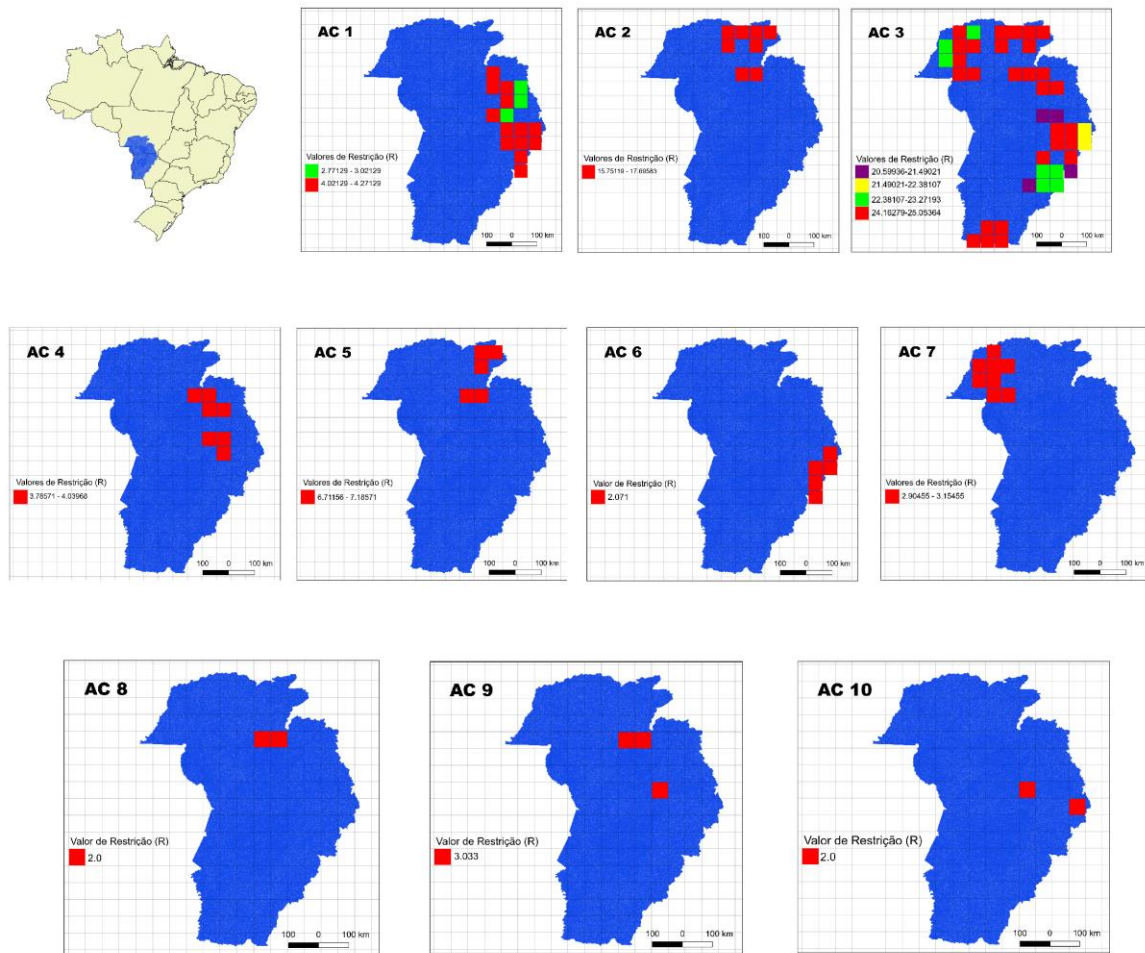


Figura 3.7. Mapas com destaques para as Áreas de Consenso (AC) e seus respectivos escores finais de Restrição (R) com base nas espécies coletadas na RH Paraguai.

Na Área de Consenso 3 (Figura 3.8), as espécies que contribuíram para os valores de R foram (espécies alvo do projeto destacadas em negrito): *Acestrorhynchus pantaneiro*, ***B. hilaarii***, *Cynopotamus kincaidi*, *Cyphocharax gillii*, *Eigenmannia desantanaei*, *E. virescens*, *Galeocharax humeralis*, ***H. platyrhynchos***, *Hoplias aff. malabaricus*, *Hypostomus boulengeri*, *H. cochliodon*, *H. regani*, *Iheringichthys labrosus*, *Leporinus friderici*, *L. striatus*, *Moenkhausia dichroua*, *Mylossoma duriventre*, *Odontostilbe paraguayensis*, *Piaractus mesopotamicus*, *Pimelodella taenioptera*, *Pimelodus absconditus*, *P. argenteus*, *P. ornatus*, *P. pantaneiro*, ***P. lineatus***, *Psectrogaster curviventris*, ***P. corruscans***, *Roeboides affinis*, *R. descalvadensis*, ***S. brasiliensis***, *Schizodon borelli*, *Serrapinnus caliusus*, *Serrasalmus maculatus*, *S. marginatus*, ***S. lima***, *Steindachnerina nigrotaenia*, *Tetragonopterus argenteus*, *Thoracocharax stellatus*, *Trachelyopterus galeatus*, *Triportheus nematurus*.

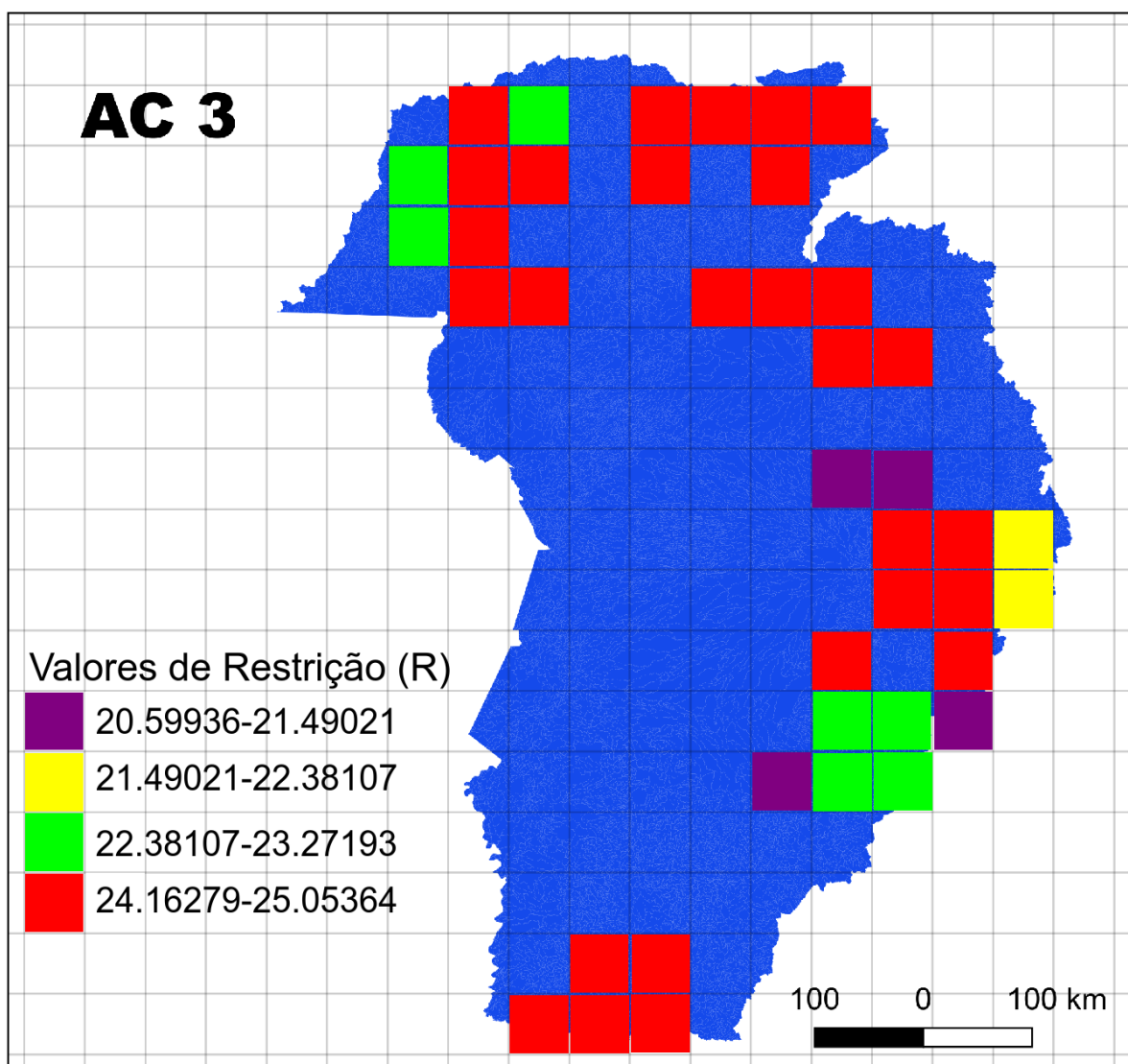


Figura 3.8. Mapa da área de consenso 3 (AC) e seus respectivos escores finais de restrição (R) com base nas espécies coletadas na RH Paraguai.

As espécies que contribuíram para os valores de R da Área de Consenso 2 (Figura 3.9) foram: *Apareiodon* sp. 1, *Astyanax* sp. 1, *Astyanax* sp. 2, *Brochyloricaria macrodon*, *Corydoras latius*, *Curculionichthys coxipone*, *Eigenmannia* sp. 1, *Entomocorus benjamini*, *Gasteropelecus sternicla*, *Hemigrammus durbinae*, *Hyphessobrycon* cf. *anisitsi*, *Hyphessobrycon* sp., *Hypophthalmus oreomaculatus*, *Hypoptopoma inexpectatum*, *Hypostomus* cf. *uruguayensis*, *H. peckoltoides*, *H. ternetzi*, *Hypostomus* sp., *Leporinus* sp. 1, *Leporinus* sp. 2, *Leporinus* sp. 3, *Microglanis leniceae*, *Pamphorichthys hasemani*, *Phenacogaster jancupa*, *Pimelodella mucosa*, *Pimelodella* sp. 1, *Potamotrygon amandae*, *P. schuhmacheri*, *Serrapinus microdon*.

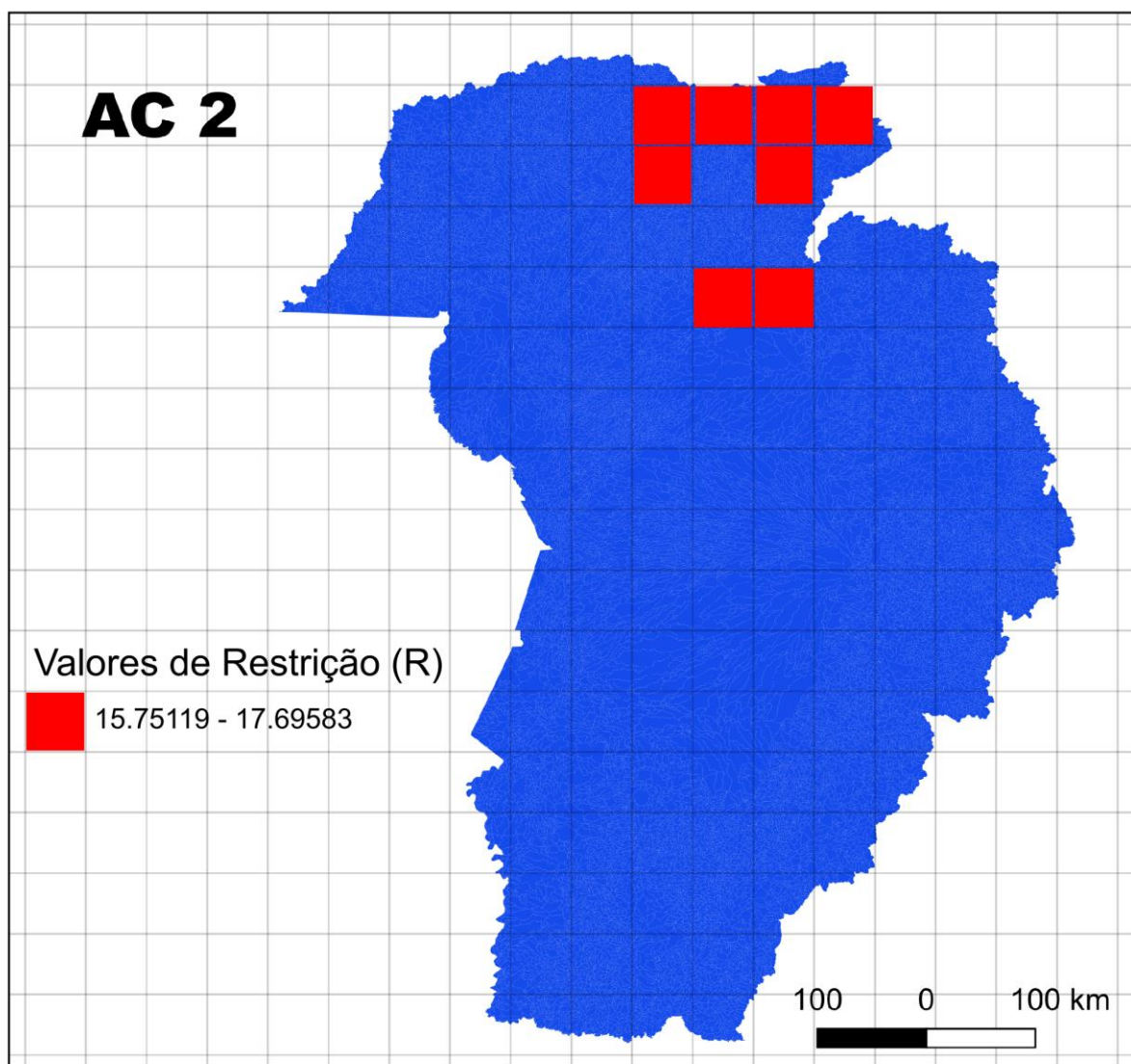


Figura 3.9. Mapa da área de consenso 2 (AC) e seus respectivos escores finais de restrição (R) com base nas espécies coletadas na RH Paraguai.

Na Área de Consenso 5 (Figura 3.10), as espécies que contribuíram para os valores de R foram: *Leporinus* sp. 2, *Hypophthalmus oreomaculatus*, *Hypostomus peckoltoides*, *Potamotrygon schuhmacheri*, *Pamphorichthys hasemani*, *Leporinus* sp. 1, *Leporinus* sp. 3, *Apareiodon* sp. 1, *Hypostomus ternetzi* e *Sternachorhynchus* sp.

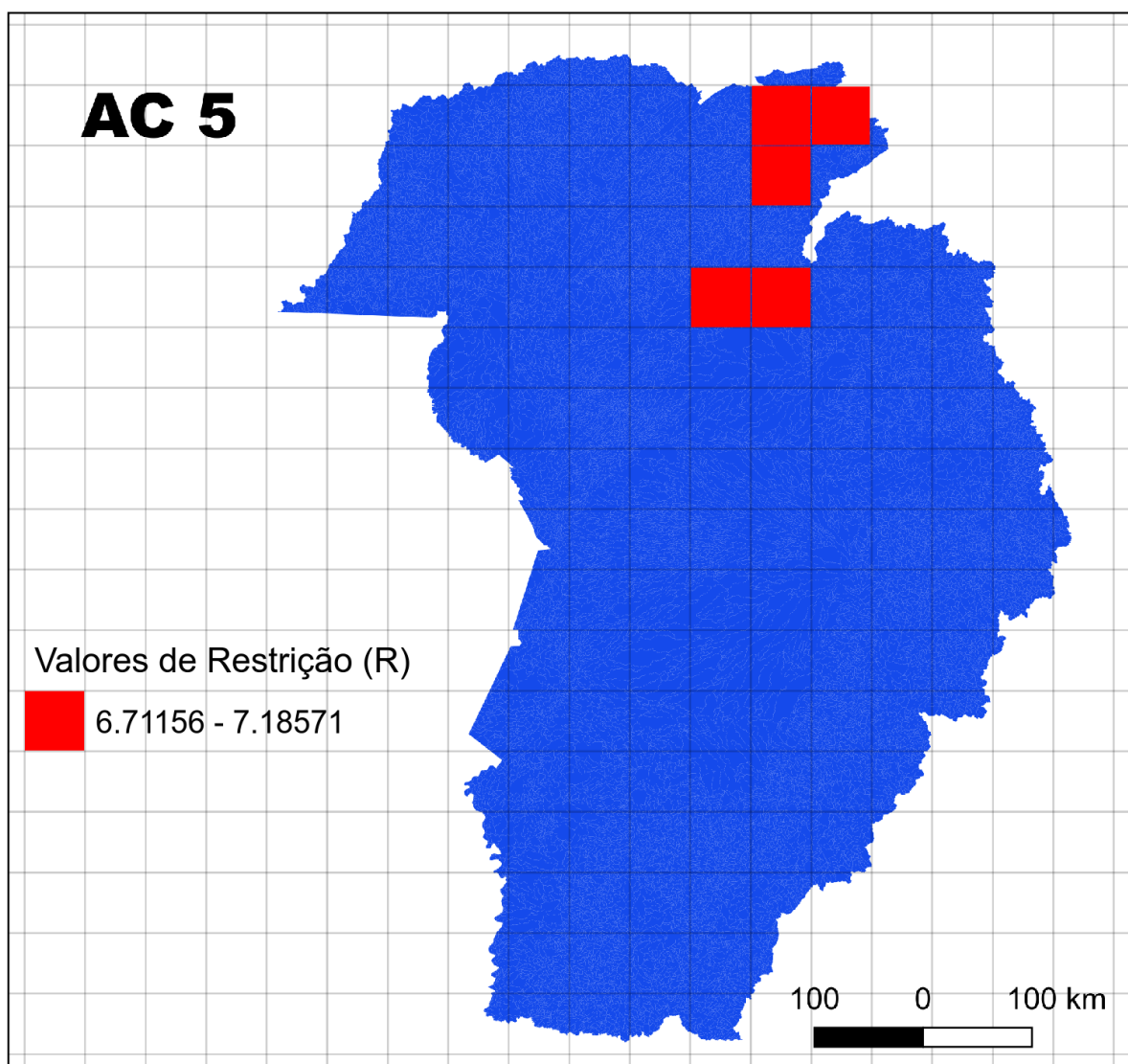


Figura 3.10. Mapa da área de consenso 5 (AC) e seus respectivos escores finais de restrição (R) com base nas espécies coletadas na RH Paraguai.

As espécies que contribuíram para os valores de R na área de consenso 1 (Figura 3.11) foram: ***Ancistrus* sp. 1** (espécie nova descoberta pelo projeto), *Farlowella jauruensis*, *Hoplias mbigua*, *Moenkhausia australe* e *Pimelodus* cf. *argenteus*.

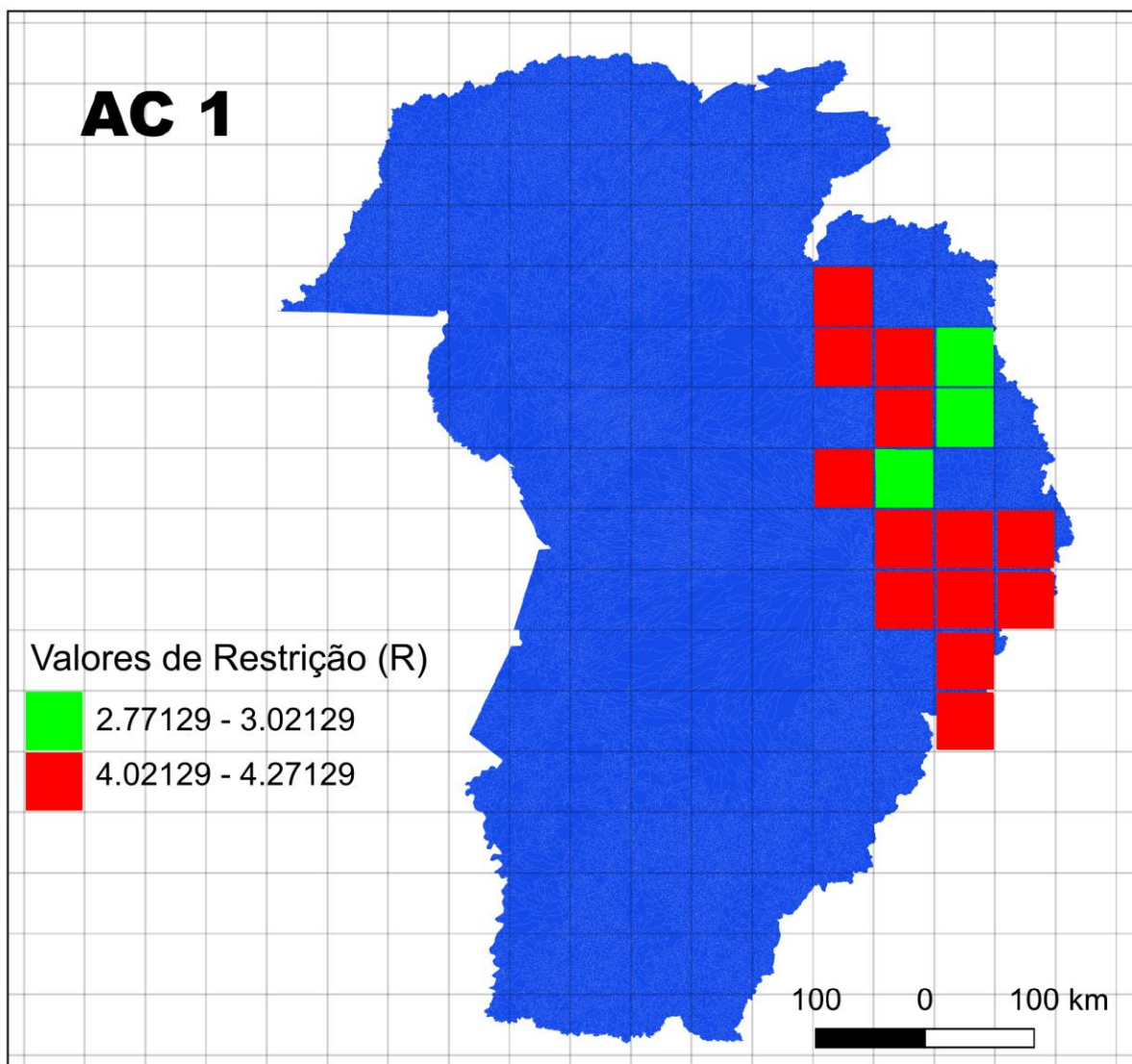


Figura 3.11. Mapa da área de consenso 1 (AC) e seus respectivos escores finais de restrição (R) com base nas espécies coletadas na RH Paraguai.

A Tabela 3.4 apresenta as espécies que ocorreram em apenas um ponto de coleta na região amostrada. Dentre os pontos que foram exclusivos para a ocorrência de algumas espécies, destacam-se os pontos PIBE, BAP117, exclusivos de duas espécies, MUT de três e MARI, com quatro espécies que ocorreram apenas nesse ponto.

Tabela 3.4. Espécies de peixes capturadas em apenas um ponto de amostragem na RH Paraguai.

Espécies/pontos	PIBE	BAP18	BAP117	BAP15	BAP15MT	BAP2MT	BAP25MT	BAP55MT	BAP73	BAP97	Canastrão	V. Alegre	JAFI	CHAC	MARI	MUT	Apa	SALO	SATA
<i>Astronotus crassipinnis</i>															X				
<i>Batrochoglanis melanurus</i>									X										
<i>Bryconamericus exodon</i>											X								
<i>Cnesterodon</i> sp.										X									
<i>Corydoras pantanalensis</i>																X			
<i>Entomocorus radiosus</i>	X																		
<i>Farlowella isbruckeri</i>						X													
<i>Gymnotus pantanal</i>								X											
<i>Hemigrammus tridens</i>	X																		
<i>Hyphessobrycon</i> sp. 3			X																
<i>Hypostomus</i> sp. 6																			X
<i>Leporinus octofasciatus</i>													X						
<i>Lepthoplosternum pectorale</i>		X																	
<i>Megalechis thoracata</i>							X												
<i>Mesonauta festivus</i>																X			
<i>Mimagoniates barberi</i>															X				
<i>Moenkhausia cotinho</i>																	X		
<i>Myloplus</i> sp.																X			
<i>Ochmacanthus batrachostoma</i>														X					
<i>Ossancora punctata</i>															X				
<i>Otocinclus</i> sp.																		X	
<i>Potamorhaphis eigenmanni</i>															X				
<i>Potamotrygon pantanensis</i>					X														
<i>Synbranchus</i> cf. <i>madeirae</i>			X																
<i>Trachelyopterus coriaceus</i>												X							

Considerando os diferentes apetrechos de pesca, a captura das espécies está representada na Figura 3.12. Dezoito espécies foram comuns a todos os apetrechos de coleta (arrasto, rede de espera, anzol, tarrafa e pesca elétrica). Trinta e cinco espécies foram capturadas exclusivamente com o uso da pesca elétrica, 14 com redes de espera e 17 com arrastos (Figura 3.12). Anzóis e tarrafas não apresentaram nenhuma espécie exclusiva na captura. Por outro lado, 59 espécies foram capturadas tanto pelas redes de espera, quanto pela pesca elétrica e pelos arrastos. As capturadas pelos dois últimos apetrechos devem corresponder a jovens das espécies de porte médio, comuns nos ambientes menores, remansos e margem dos rios; os exemplares grandes normalmente são capturados por redes. Apenas as duas capturadas exclusivamente por anzol e redes de espera podem ser consideradas sabidamente de grande porte e hábito alimentar ictiófago. Isso mostra que o uso de diferentes artes de pesca, de acordo com as características locais e tipos de ambientes, resulta em amostragem eficiente da ictiofauna.

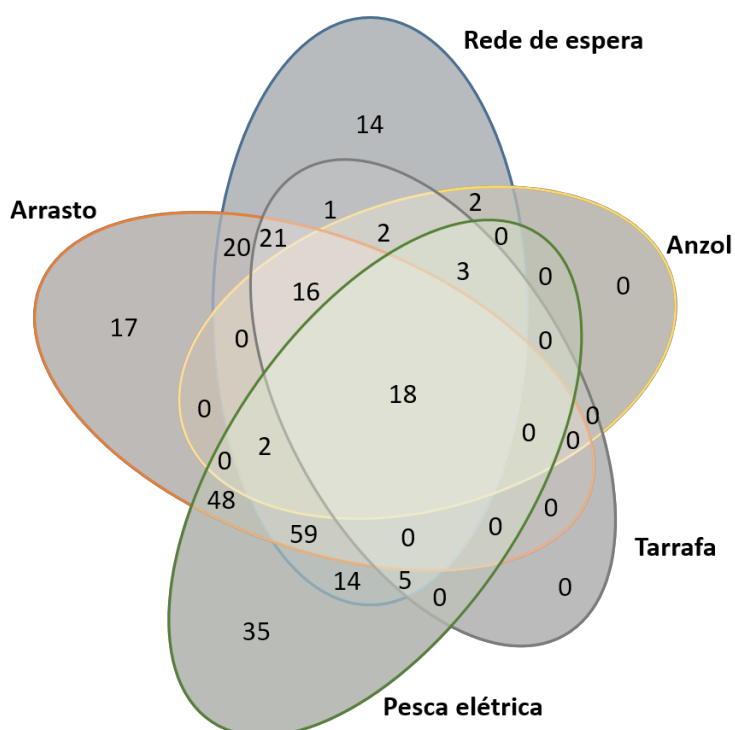


Figura 3.12. Diagrama de Venn representando o número de espécies compartilhadas e exclusivas de cada apetrecho de coleta.

3.2.7. Métricas ecológicas

3.2.7.1. Entre sub-bacias

Todas as métricas foram significativamente diferentes entre as sub-bacias (CPUE: $\chi^2_{KW} = 94,8$; $p < 0,01$, Riqueza: $\chi^2_{KW} = 142,9$; $p < 0,01$; Diversidade: $\chi^2_{KW} = 133,7$; $p < 0,01$; Equitabilidade: $\chi^2_{KW} = 25,9$; $p < 0,01$) (Figura 3.13).

A sub-bacia do rio Negro contribuiu com a maior CPUE e a do rio Cuiabá com a menor. Por outro lado, a maior diversidade foi encontrada na sub-bacia do rio Cuiabá, que também apresentou a maior riqueza de espécies. Já a sub-bacia do rio Negro apresentou a menor equitabilidade, indicando que houve grande dominância de algumas espécies em relação às

demais. Isso pode ser confirmado pela dominância apresentada no gráfico de espécies abundantes. Por outro lado, a maior equitabilidade foi verificada na sub-bacia do alto Paraguai e no rio Mutum (Figura 3.13).

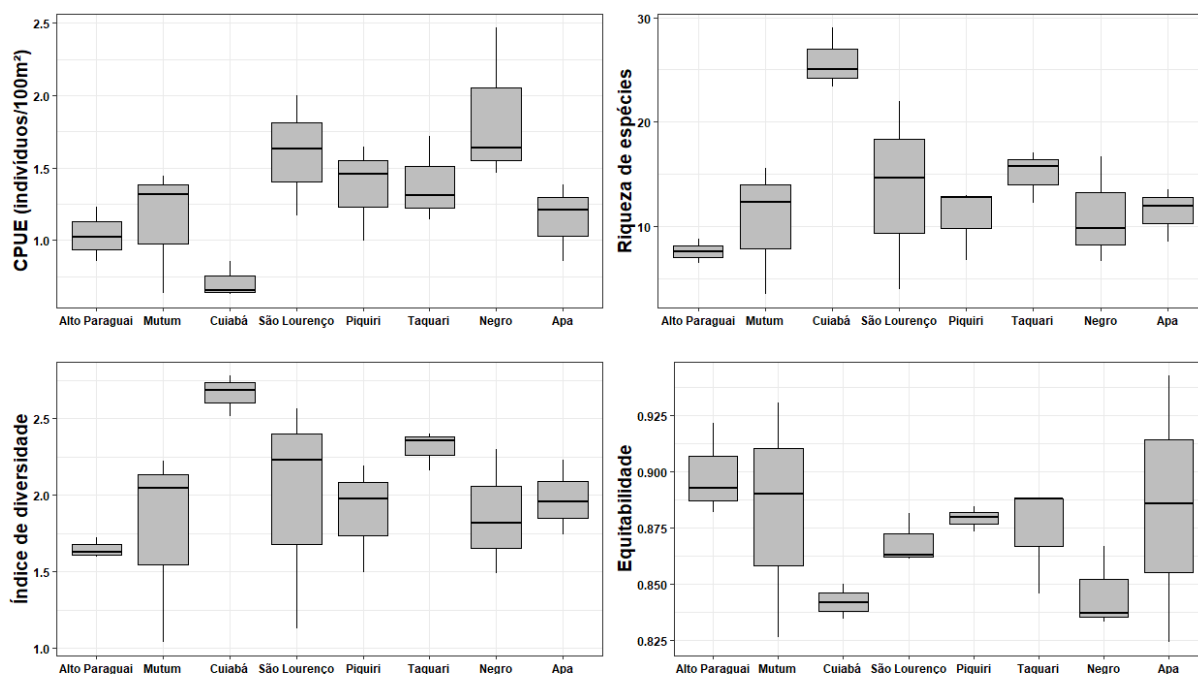


Figura 3.13. Boxplots com os três quartis para as métricas ecológicas: CPUE, riqueza de espécies, índice de diversidade e equitabilidade, para cada uma das sub-bacias da RH Paraguai, baseado na ictiofauna capturada com redes de espera.

A maioria das espécies mais abundantes nas sub-bacias foram espécies de pequeno porte. Contudo, destaca-se, para a sub-bacia do rio Piquiri, a elevada CPUE registrada da espécie alvo *Metynnis cuiabá* (Figura 3.15). Ressalta-se também as espécies *Ageneiosus ucayalensis*, *Poptella paraguayensis* e *Pygocentrus nattereri*, e o gênero *Steindachnerina*, que estiveram entre as cinco mais abundantes em mais de uma sub-bacia (Figura 3.15).

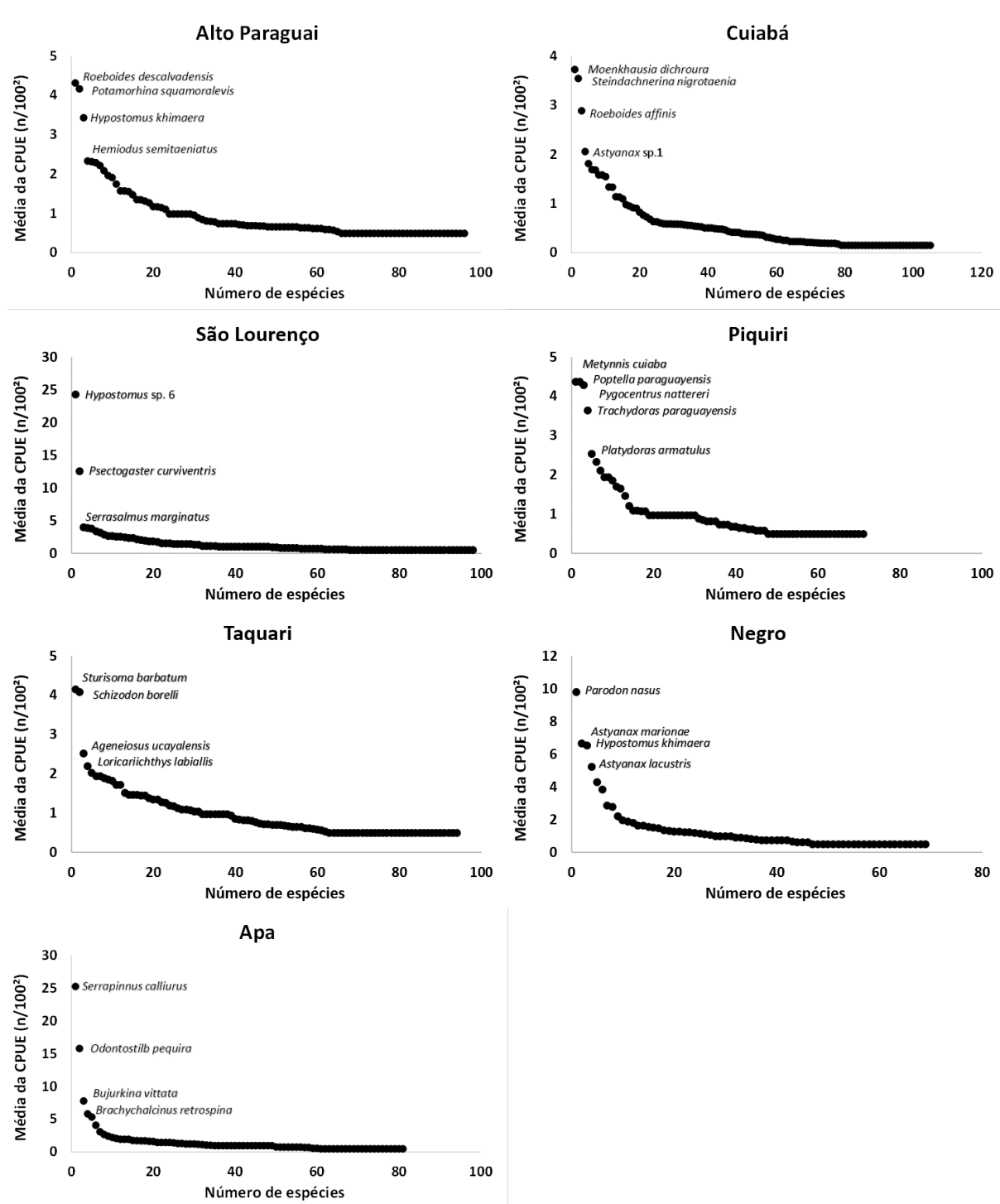


Figura 3.14. Distribuição de abundâncias das espécies, com destaque para as espécies mais abundantes nas capturas com redes de espera, em valores de Captura Por Unidade de Esforço (CPUE), para cada sub-bacia da RH Paraguai.

Em relação à composição de espécies, o dendograma reforçou as relações geográficas entre as porções RH Paraguai. As sub-bacias mais similares entre si foram Alto Paraguai e Cuiabá. Taquari e São Lourenço também apresentaram elevada similaridade entre suas composições, que, por sua vez, foram próximas do Piquiri (Figura 3.15). Por fim, Apa e Negro, na porção baixa da bacia, também foram similares entre si. As bacias Mutum e Miranda (dados secundários, de

outra escala temporal e com restritos apetrechos de coleta), por outro lado, apresentaram composição de espécies pouco similar às demais sub-bacias.

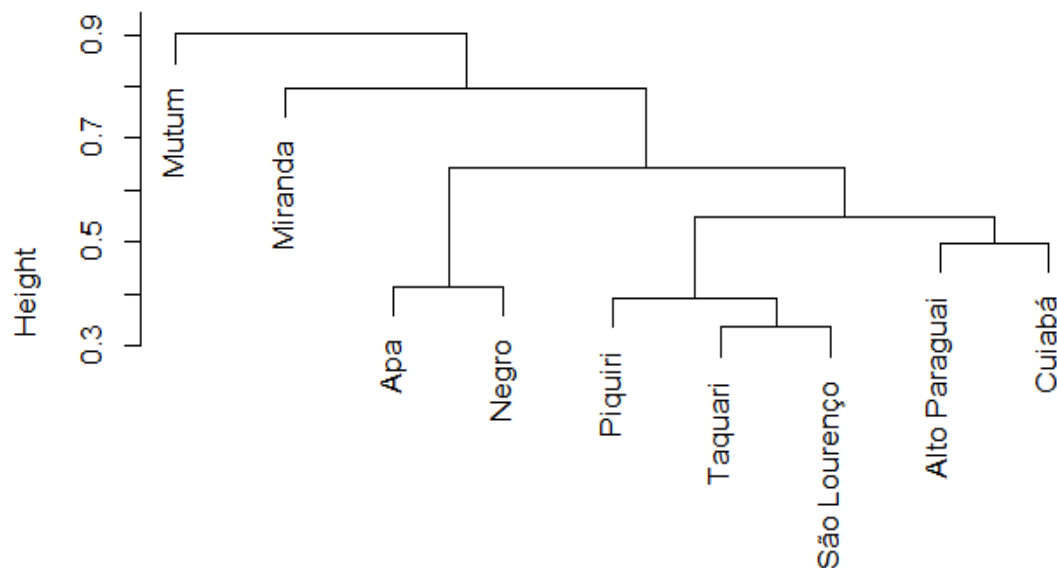


Figura 3.15. Dendrograma de dissimilaridade da composição da ictiofauna entre as sub-bacias da RH Paraguai, considerando todos os apetrechos de coleta.

3.2.7.2. Entre pontos das sub-bacias

Sub-bacia do alto rio Paraguai. Todas as métricas foram significativamente diferentes entre os pontos da sub-bacia do alto rio Paraguai (CPUE: $\chi^2_{KW} = 28,6$; $p < 0,01$, Riqueza: $\chi^2_{KW} = 21,3$; $p < 0,01$; Diversidade: $\chi^2_{KW} = 14,7$; $p = 0,04$; Equitabilidade: $\chi^2_{KW} = 17,8$; $p = 0,01$). No geral, os pontos localizados no rio Sepotuba, sobretudo aqueles associados aos rios Formoso e Juba (SEPF e SEPJ) foram os que apresentaram os maiores valores de CPUE, riqueza e diversidade de espécies, porém, com os menores valores de equitabilidade (Figura 3.16). De maneira contrária, o rio Vermelho (VERN) teve as menores CPUEs e riqueza de espécies, porém, com maior equitabilidade. Destaca-se também elevada riqueza e diversidade de espécies no rio Jauru (JAUMT) (Figura 3.16).

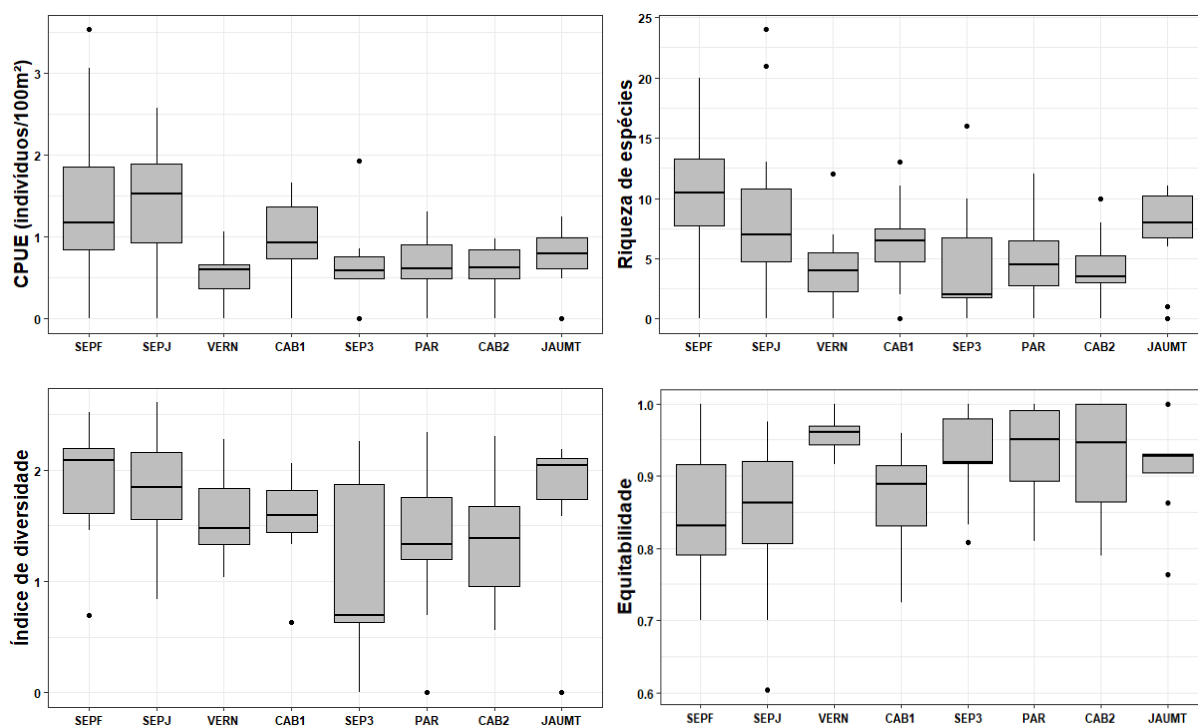


Figura 3.16. Boxplots com os três quartis para as métricas ecológicas de Captura Por Unidade de Esforço (CPUE), índice de diversidade, riqueza de espécies e equitabilidade, para os pontos da sub-bacia do alto rio Paraguai, baseado na ictiofauna capturada com redes de espera.

Sub-bacia do rio Cuiabá. Apenas a métrica CPUE foi significativamente diferente entre os pontos da sub-bacia do rio Cuiabá ($\chi^2_{KW} = 18,9$; $p < 0,01$), tendo sido maior no ponto MJ1 e menor no MJ2 (Figura 3.17). A Riqueza ($\chi^2_{KW} = 7,3$; $p = 0,11$), diversidade ($\chi^2_{KW} = 1,9$; $p = 0,75$) e equitabilidade ($\chi^2_{KW} = 3,3$; $p = 0,5$) não apresentaram valores significativamente diferentes entre os pontos amostrais.

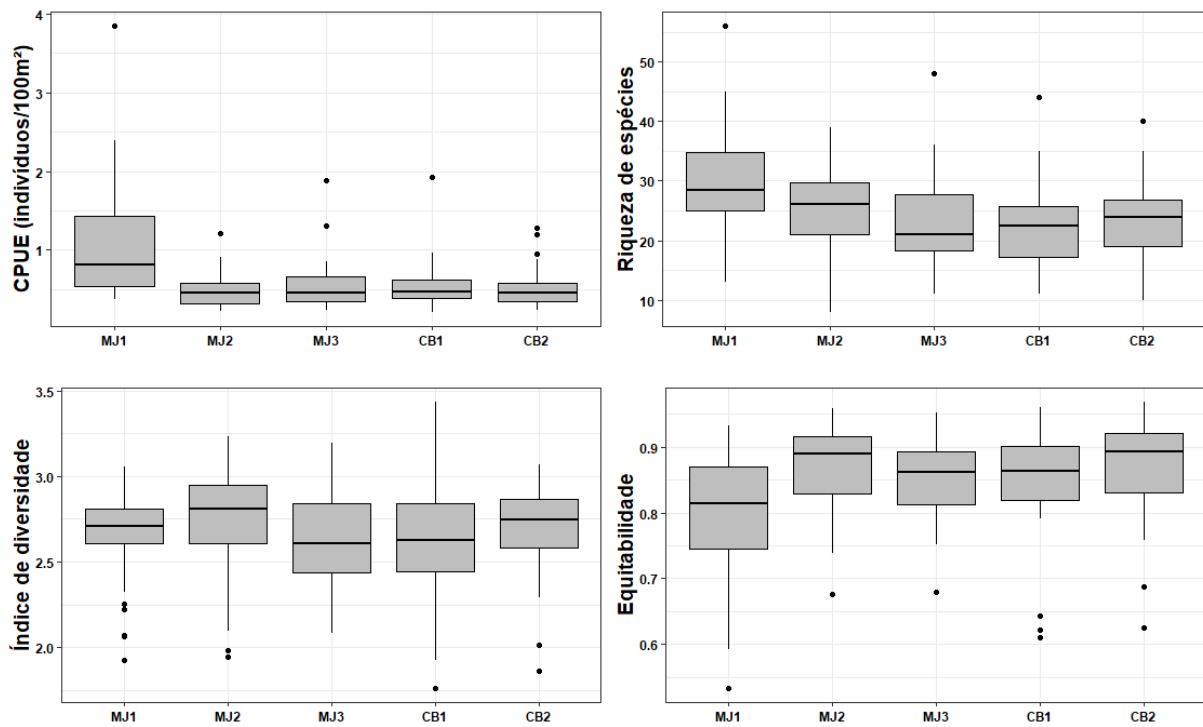


Figura 3.17. Boxplots com os três quartis para as métricas ecológicas de Captura Por Unidade de Esforço (CPUE), riqueza de espécies, índice de diversidade e equitabilidade, para os pontos da sub-bacia do rio Cuiabá, baseado na ictiofauna capturada com redes de espera.

Sub-bacia do rio São Lourenço. Apenas as métricas riqueza de espécies e diversidade foram significativamente diferentes entre os pontos da sub-bacia do rio São Lourenço (CPUE: $\chi^2_{KW}= 10,7$; $p=0,15$, Riqueza: $\chi^2_{KW}= 15,6$; $p=0,03$; Diversidade: $\chi^2_{KW}= 16,4$; $p=0,02$; Equitabilidade: $\chi^2_{KW}= 6,0$; $p= 0,54$). O ponto no rio São Lourenço (SALO) foi o que apresentou os maiores valores, tanto da riqueza, quanto da diversidade, enquanto os pontos PRAT, IBO e ANHU foram os que apresentaram os menores (Figura 3.18).

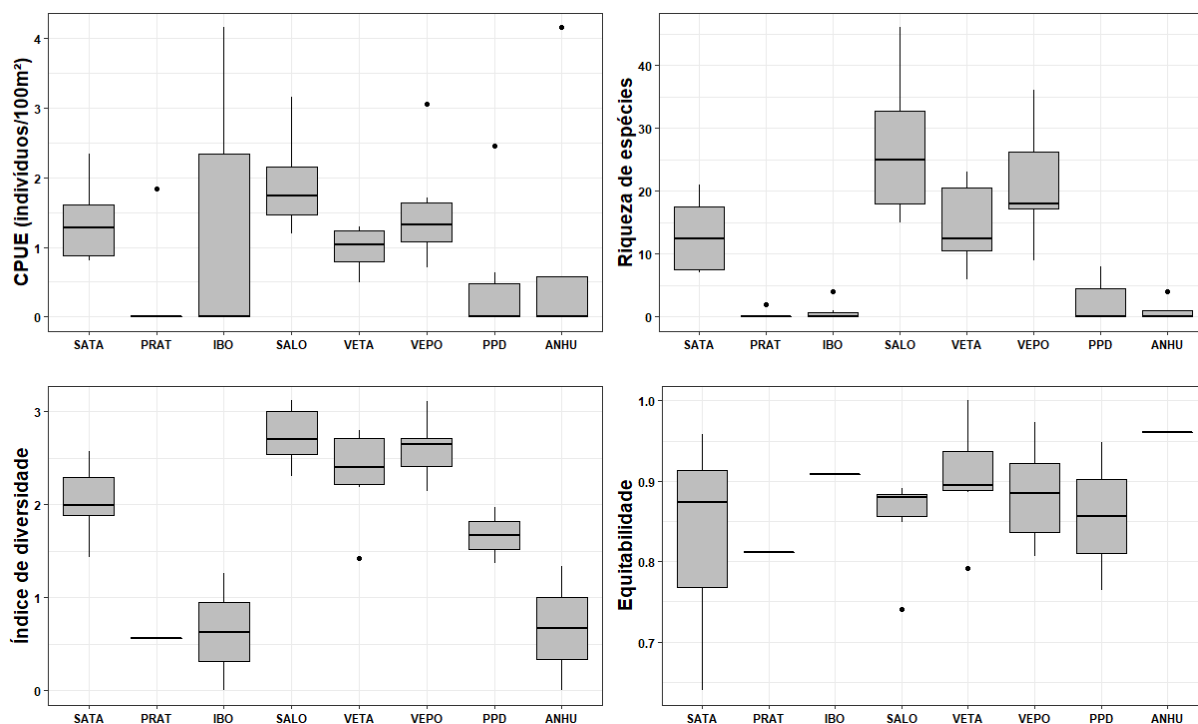


Figura 3.18. Boxplots com os três quartis para as métricas ecológicas de Captura Por Unidade de Esforço (CPUE), riqueza de espécies, índice de diversidade e equitabilidade, para os pontos da sub-bacia do rio São Lourenço, baseado na ictiofauna capturada com redes de espera.

Sub-bacia do rio Piquiri. Com exceção da equitabilidade, as demais métricas foram significativamente diferentes entre os pontos da sub-bacia do rio Piquiri (CPUE: $\chi^2_{KW}= 9,5$; $p=0,02$, Riqueza: $\chi^2_{KW}= 11,2$; $p=0,01$; Diversidade: $\chi^2_{KW}= 11,7$; $p<0,01$; Equitabilidade: $\chi^2_{KW}= 4,3$; $p=0,22$). Enquanto a CPUE foi maior no rio Comprido (COMP), a riqueza e a diversidade foram maiores na confluência dos rios Piquiri/Tauá (PITA). Para essas três métricas, por outro lado, os menores valores foram registrados no rio Correntes (Figura 3.19).

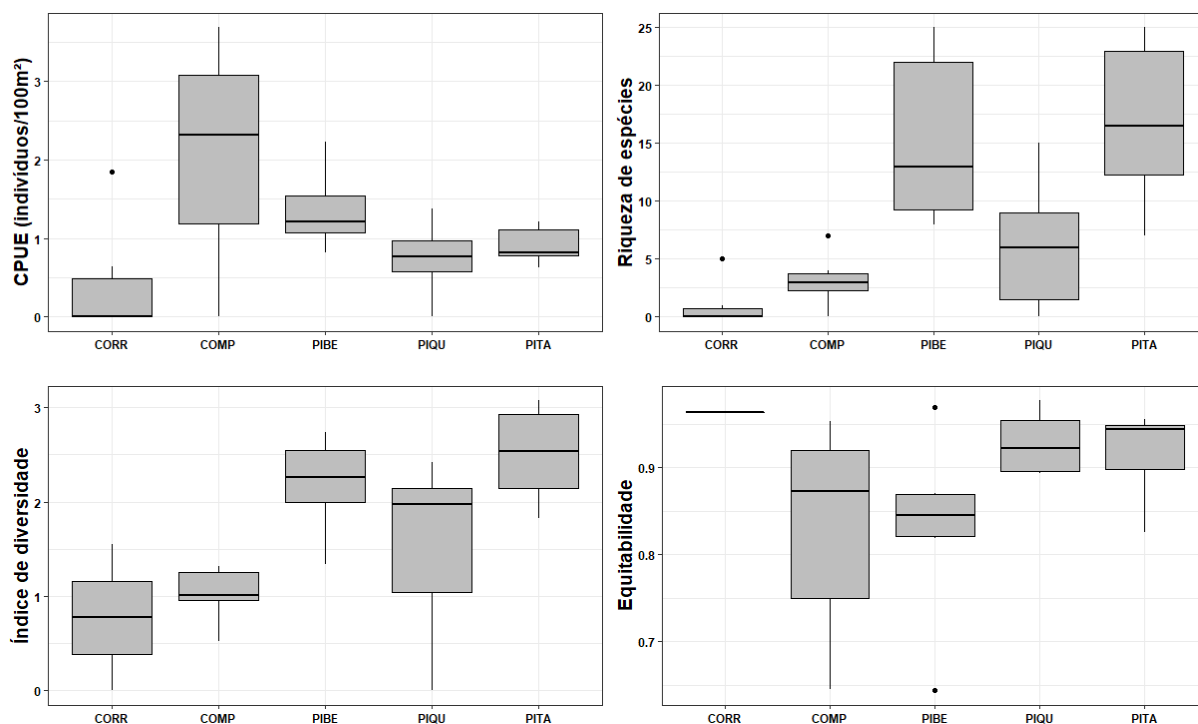


Figura 3.19. Boxplots com os três quartis para as métricas ecológicas de Captura Por Unidade de Esforço (CPUE), riqueza de espécies, índice de diversidade e equitabilidade, para os pontos da sub-bacia do rio Piquiri, baseado na ictiofauna capturada com redes de espera.

Sub-bacia do rio Taquari. Apenas a diversidade não foi significativamente diferente entre os pontos da sub-bacia do rio Taquari (CPUE: $\chi^2_{KW} = 13,1$; $p=0,01$, Riqueza: $\chi^2_{KW} = 16,7$; $p<0,01$; Diversidade: $\chi^2_{KW} = 4,6$; $p=0,32$; Equitabilidade: $\chi^2_{KW} = 14,3$; $p<0,01$).

A CPUE foi maior na confluência dos rios Coxim e Jauru (COJA), enquanto a riqueza de espécies foi mais expressiva no ponto na confluência dos rios Coxim e Verde (COVE), que, contudo, apresentou os menores valores de equitabilidade. Os demais pontos da sub-bacia apresentaram valores mais similares entre si em todos os parâmetros (Figura 3.20).

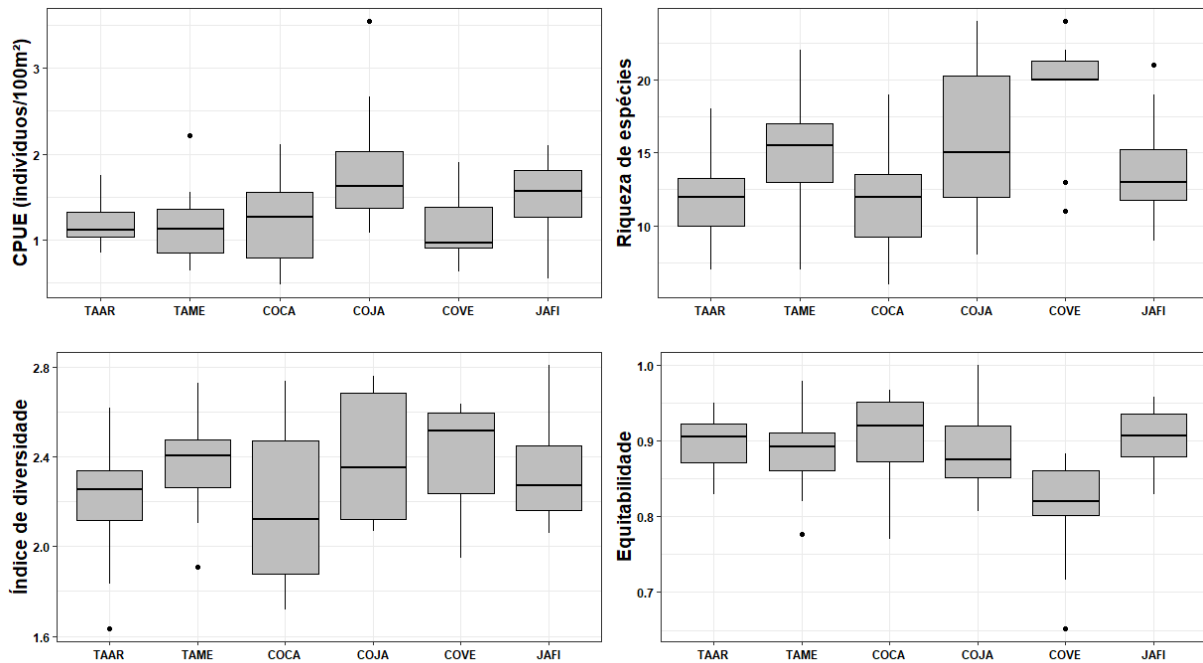


Figura 3.20. Boxplots com os três quartis para as métricas ecológicas de Captura Por Unidade de Esforço (CPUE), riqueza de espécies, índice de diversidade e equitabilidade, para os pontos da sub-bacia do rio Taquari, baseado na ictiofauna capturada com redes de espera.

Sub-bacia do rio Negro. Com exceção da diversidade, as demais métricas foram significativamente diferentes entre os pontos da sub-bacia do rio Negro (CPUE: $\chi^2_{KW} = 20,8$; $p < 0,01$, Riqueza: $\chi^2_{KW} = 6,4$; $p = 0,09$; Diversidade: $\chi^2_{KW} = 2,0$; $p = 0,56$; Equitabilidade: $\chi^2_{KW} = 9,3$; $p = 0,02$).

O córrego Rico foi o que apresentou as maiores CPUEs, porém, menores equitabilidades. De maneira contrária, o rio Negrinho foi o que teve as menores CPUEs, mas os indivíduos estiveram distribuídos de maneira mais equivalentemente entre as espécies, indicando menor dominância específica (Figura 3.21).

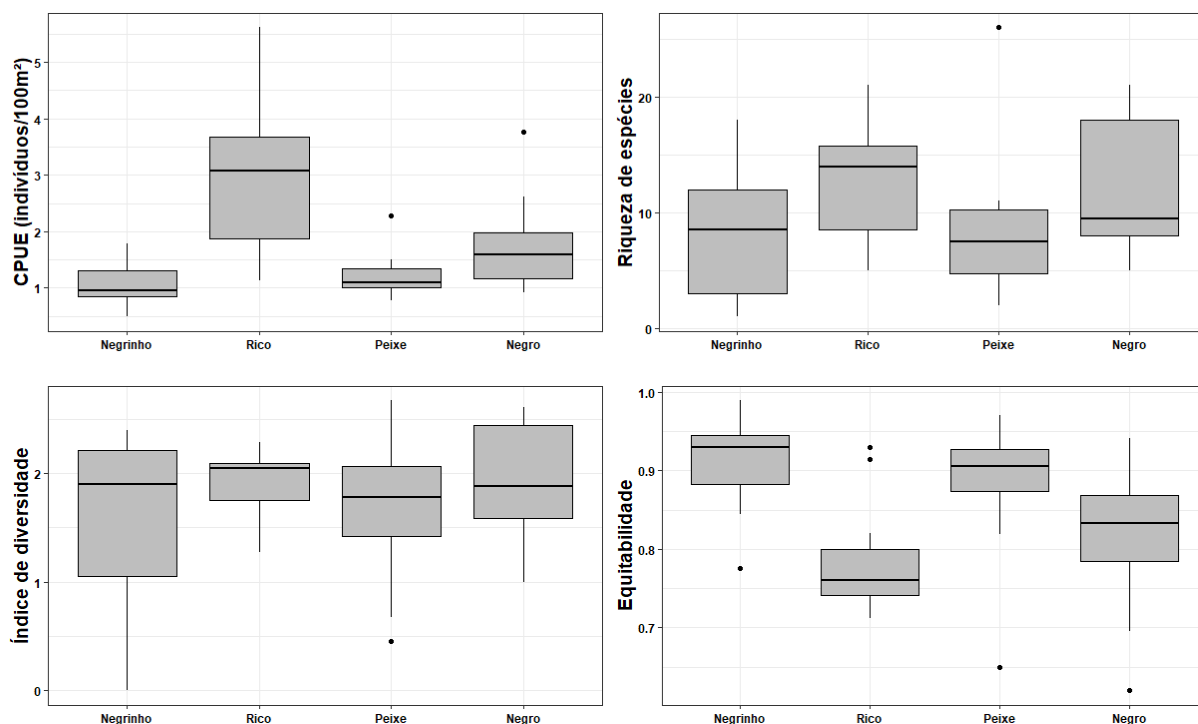


Figura 3.21. Boxplots com os três quartis para as métricas ecológicas de Captura Por Unidade de Esforço (CPUE), riqueza de espécies, índice de diversidade e equitabilidade, para os pontos da sub-bacia do rio Negro, baseado na ictiofauna capturada com redes de espera.

Sub-bacia do rio Apa. Das quatro métricas avaliadas, apenas a diversidade de espécies foi significativamente diferente entre os dois pontos da sub-bacia do rio Apa (CPUE: $\chi^2_{KW} = 0,6$; $p = 0,43$, Riqueza: $\chi^2_{KW} = 1,9$; $p = 0,15$; Diversidade: $\chi^2_{KW} = 2,8$; $p = 0,09$; Equitabilidade: $\chi^2_{KW} = 0,1$; $p = 0,77$), tendo sido superior no rio Apa, em comparação ao Perdido (Figura 3.22).

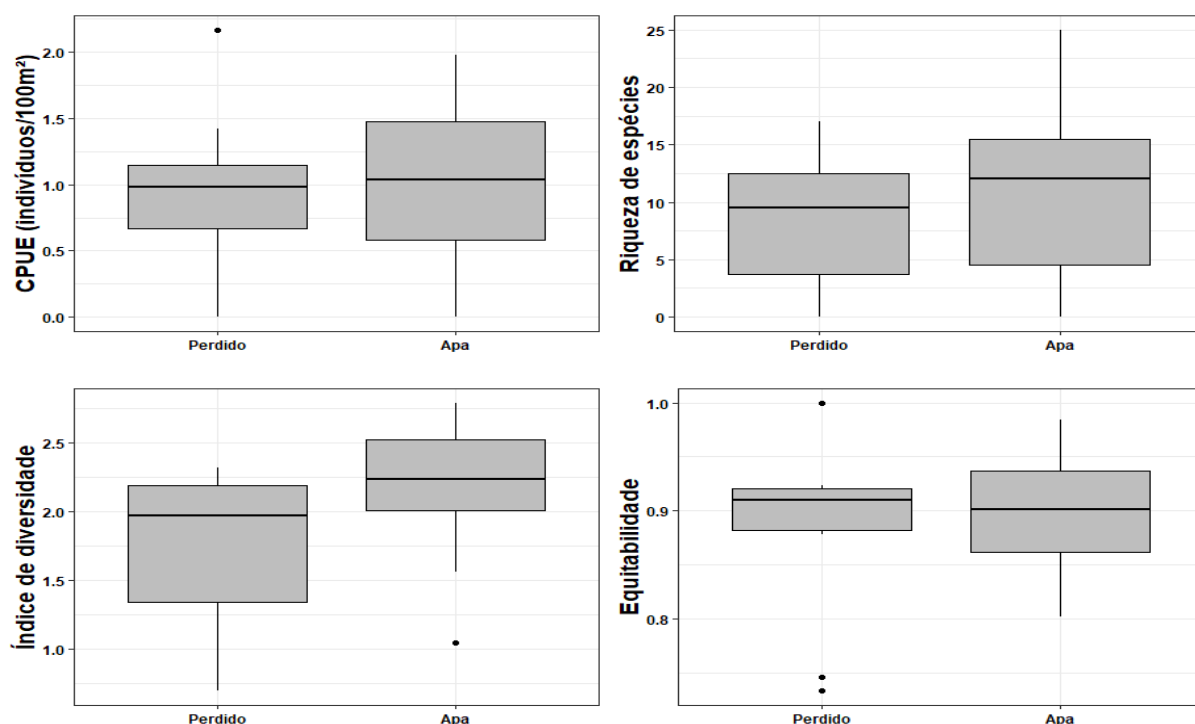


Figura 3.22. Boxplots com os três quartis para as métricas ecológicas de Captura Por Unidade de Esforço (CPUE), riqueza de espécies, índice de diversidade e equitabilidade, para os pontos da sub-bacia do rio Apa, baseado na ictiofauna capturada com redes de espera.

3.3. Considerações finais

A diversidade amostrada nesse projeto contempla três (de quatro) grandes linhagens de peixes viventes em água doce do planeta: os cartilaginosos (Elasmobranchii), os peixes de nadadeiras raiadas (Actinopteri) e peixes de nadadeiras lobadas (Dipneusti) existentes na RH Paraguai.

Uma característica da ictiofauna da RH Paraguai é a alta abundância das espécies de peixes. O sistema concatenado de drenagens em planalto e planície permite a dinâmica do ciclo de vida das espécies, sobretudo reprodução e crescimento muito eficientes, fazendo com que os estoques pesqueiros sejam mantidos em alta abundância na bacia. Muitas espécies, em especial as reofílicas de médio/grande porte, necessitam de grandes distâncias para amadurecimento de suas gônadas. Para isso, são necessários e essenciais grandes trechos de águas lóticas nos rios que estão no planalto da bacia. Qualquer impedimento/barramento nesse sistema concatenado quebra o ciclo natural dessas espécies. As espécies de pequeno porte (menores que 15 cm CP) são a maioria para a bacia e são alimento às de médio/grande porte.

A manutenção de muitas espécies alvo em populações relativamente abundantes na RH Paraguai, mas extintas ou raras em outras bacias hidrográficas, e.g., *P. mesopotamicus*, *P. corruscans*, *Z. jahu* (todas em classificação NT - quase ameaçadas), reforçam a necessidade de manutenção dos recursos hídricos em suas condições naturais para abrigar essa importante fauna e fonte de recursos alimentares à população da bacia.

Pelo menos quatro espécies exóticas foram encontradas na BAP: *Poecilia reticulata*, o barrigudinho, guarú, pecília; os tucunarés - *Cichla kelberi* e *C. piquiti* e *Oreochromis niloticus*, a tilápia-do-nilo. Exceto *P. reticulata*, os ciclídeos - tucunarés e tilápia-do-nilo, são sabidamente

conhecidos por causar grandes impactos à ictiofauna nativa, pois são espécies r-estrategistas, onívoras e/ou piscívoras e têm preferência por águas lênticas e oligotróficas. Os registros dessas espécies ainda são pontuais na RH Paraguai, mas se houver um aumento do número de reservatórios, estas espécies terão crescimento exponencial e serão predadoras/competidoras com as espécies nativas, alterando substancialmente a dinâmica das populações locais.

A maioria das espécies presentes na RH Paraguai são de pequeno porte, muitas delas com ocorrência restrita e endêmicas de uma porção da bacia. Manter essa diversidade é essencial para valorização das águas da RH Paraguai, além de manter viva linhagens históricas de peixes que evoluíram nessa porção do planeta. Tal evolução foi fortemente influenciada por caracteres históricos, ecológicos e geomorfológicos resultando em uma distribuição caracteristicamente diferenciada e que devem ser exploradas dentro do processo evolutivo das diversas populações. A consequência disso é a existência de áreas que possuem maior biodiversidade do que outras ao explorar seus mais diversos aspectos: taxonômico, genético, ecossistêmico, dentre outros.

A identificação de áreas de preservação ambiental é baseada em dados sobre biologia, distribuição, endemismo, raridade e restrição de espécies. Portanto, essa seleção de áreas deve ser criteriosa e usar a diversidade de organismos como critério. A amostragem é particularmente necessária nas regiões de cabeceira, onde habitam diversas espécies de pequeno porte e de distribuição geográfica restrita, pois nessas regiões normalmente o endemismo é elevado. Entretanto, o baixo interesse econômico que apresentam as espécies de reduzido tamanho, atraem menor atenção comparadas àquelas espécies maiores e de distribuição geográfica extensa, ou, que habitam rios de maior porte.

As capturas realizadas pelo projeto somadas às espécies consideradas endêmicas e restritas RH Paraguai, bem como as diferenças evidenciadas pelas métricas ecológicas permitem inferir que o conjunto dos resultados apontam para distintas composições ictiofaunísticas entres as sub-bacias estudadas. Dessa maneira, há evidências técnicas para caracterizar regiões dentro RH Paraguai como incubadoras e provedoras da diversidade ictiofaunística.

A análise de restrição de espécies evidencia que as sub-bacias da RH Paraguai são, de fato, exploradas por muitas espécies com alcance geográfico amplo, dentre essas, destacam-se as espécies consideradas como migradoras e de grande impacto na pesca comercial, esportiva e ribeirinha. Dentre as áreas encontradas pode-se considerar os rios Manso e Cuiabá, sub-bacia do rio Cuiabá, com o maior número e valores de espécies caracterizadas como restritas. Além disso, o rio Cuiabá apresentou os maiores valores na riqueza de espécies e no índice de diversidade.

3.4. Referências

Aagesen L, Szumik C, Goloboff P. Consensus in the search for areas of endemism. *J Biogeogr.* 2013, 40:2011–2016.

Britski HA, Keve ZS, Silimon BSL. Peixes do pantanal. Manual de identificação. 2ª ed. Brasília: Embrapa; 2007.

Casagrande MD, Goloboff PA. On stability measures and effects of data structure in the recognition of areas of endemism. *Biol J Linn Soc.* 2019, 127:143–155.

Fricke R, Eschmeyer WN, Van der Laan R. Eschmeyer's catalog of fishes: genera, species,

references. 2020.

<http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>.

Goloboff PA. NDM and VNDM: programs for analysis of endemism. Distributed by the author, Tucuman; 2001.

Graça WJ, Ota RR, Domingues WM. A new species of miniature *Characidium* (Characiformes: Crenuchidae) from the upper Rio Paraguay basin, Mato Grosso state, Brazil. J Fish Biol. 2019; 95:1480–1485. <https://doi.org/10.1111/jfb.14169>

Hijmans RJ, Guarino L, Cruz M, Rojas E. Computer tools for spatial analysis of plant genetic resources data: 1. DIVA-GIS. Plant Genetic Resources Newsletter. 2001, 127:15–19.

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Volume IV: Peixes. Brasília. DF: ICMBio/MMA.

Van der Laan R, Fricke R, Eschmeyer WN. Eschmeyer's catalog of fishes: classification. 2020. <http://www.calacademy.org/scientists/catalog-of-fishes-classification/>.

Nori J, Gomes JMD, Leynaud GC. Biogeographic regions of Central Argentina based on snake distribution: evaluating two different methodological approaches. J Nat Hist. 2011, 45:1005–1020.

do Prado JR, Brennand PGG, Godoy LP, Libardi GS, Abreu-Júnior EF, Roth PRO, Chiquito EA, Percequillo AR. Species richness and areas of endemism of oryzomyine rodents (Cricetidae, Sigmodontinae) in South America: an NDM/VNDM approach. J Biogeogr. 2015, 42:540–551.

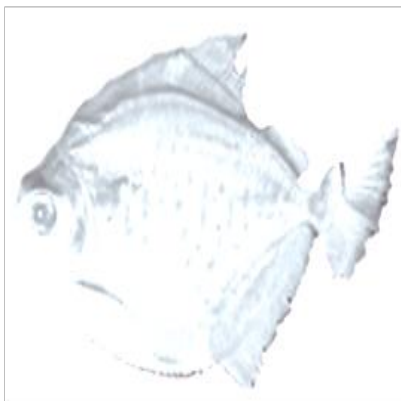
Santos CMD, Fuhlendorf M. GeX: an automated tool for generating XYD files for analysis of endemism using VNDM. Cladistics. 2019, 35:125–129.

Szumik C, Goloboff PA. Areas of endemism: an improved optimality criterion. Syst Biol. 2004, 53:968–977.

Szumik C, Goloboff PA. Higher taxa and the identification of areas of endemism. Cladistics. 2015, 31:568–572.

Szumik CA, Cuezco F, Goloboff P, Chalup AE. An optimality criterion to determine areas of endemism. Syst Biol. 2002, 51:806–816.

Szumik CA, Pereyra VV, Casagrande MD. Areas of endemism: to overlap or not to overlap, that is the question. Cladistics. 2019, 35:198–229.



Capítulo 4



4. Pesca Experimental das Espécies Alvo

4.1. Análise dos dados

4.1.1. Distribuição e Abundância

Neste capítulo descrevemos como foram avaliadas as variações espaciais na distribuição e abundância das espécies alvo entre os diferentes pontos de amostragem distribuídos nas diferentes sub-bacias. Variações espaciais na distribuição e abundância *stricto sensu* foram avaliadas utilizando tabelas de frequência.

Também foram avaliadas a variação espacial na riqueza de espécies entre as diferentes sub-bacias. Considerando que o número de espécies encontrados em um local é função primariamente do número de indivíduos coletados, e que o número de indivíduos capturados diferiu entre os pontos amostrais, como é natural, utilizamos técnicas de rarefação (e seu erro padrão - se) para estimar o número esperado em cada sítio amostral controlando o efeito da variação espacial no número de indivíduos, sendo as amostras rarefeitas com base no menor tamanho amostral, tornando, assim, os dados comparáveis. As estimativas foram comparadas através do intervalo de confiança a 95%.

Variações entre os sítios amostrais em termos de composição de espécies foram avaliadas através de técnicas de ordenação multivariada utilizando a Análise de Coordenadas Principais (PCoA) aplicada a matriz de presença-ausência de espécies por sítio amostral, transformada pelo Índice de Dissimilaridade de Jaccard. As diferenças entre as sub-bacias relacionadas a composição de espécies alvo foram testadas pela Análise Multivariada Permutacional de Variância (PERMANOVA; Anderson, 2001).

As análises foram realizadas no ambiente computacional R (R Core Team, 2014) utilizando-se o pacote vegan (Oksanen *et al.*, 2011).

4.1.2. Biometria

O comprimento padrão (CP), medido em centímetros, foi utilizado para comparação da distribuição de comprimentos das espécies entre as sub-bacias. A comparação foi realizada por análises gráficas através da construção de boxplots. Adicionalmente, foram apresentadas as estatísticas descritivas do comprimento padrão e peso total dos indivíduos capturados.

4.1.3. Atividade reprodutiva

Para a análise da reprodução os indivíduos foram separados em duas condições: com e sem atividade reprodutiva. Indivíduos que estavam em maturação gonadal, maduros ou esgotados, foram incluídos na categoria em atividade reprodutiva em um dado sítio amostral. A categorização considera que indivíduos nestes estádios, ou estão próximos a desova (em maturação), ou em desova iminente (maduros), ou desovaram recentemente (esgotados).

A análise foi realizada para o conjunto das espécies alvo, considerando que o grupo como um todo é o interesse do estudo e não uma espécie especificamente.

Considerando que um indivíduo em um dado tempo e lugar, ou está em atividade reprodutiva ou não, a probabilidade de x sucessos (atividade reprodutiva) para um determinado número de indivíduos n segue uma distribuição binomial:

$$p(x) = \frac{n!}{x!(n-x)!} \theta^x (1-\theta)^{n-x}$$

Onde:

n = tamanho do grupo (número de indivíduos amostrados)

x = número de sucessos (em atividade reprodutiva)

Θ = probabilidade de sucesso (neste caso estar em atividade reprodutiva).

Assim, se n indivíduos amostrados em um determinado local, dos quais x estiverem maduros, a probabilidade de um indivíduo capturado ao acaso estar maduro (Θ) poderá ser estimada utilizando essa equação.

Para estimar Θ , o parâmetro de interesse, e quantificar a sua incerteza, utilizou-se a inferência bayesiana. Na inferência bayesiana se deriva a probabilidade posterior como consequência de dois antecedentes, uma probabilidade anterior e uma "função de verossimilhança", esta derivada de um modelo de probabilidade para os dados a serem observados.

A inferência bayesiana descreve as incertezas dos parâmetros de forma probabilística. As incertezas são modificadas periodicamente após observações de novos dados ou resultados. Este tipo de análise permite atribuir distribuições de probabilidade para as informações anteriores (*prioris*) e combiná-las com a probabilidade dos dados para produzir uma distribuição de probabilidade posterior representando os resultados atualizados (Habib *et al.*, 2008).

O modelo utilizado neste estudo atribuiu uma distribuição beta para a *priori*, uma vez que a probabilidade de estar maduro ou em maturação varia de 0 a 1, e uma distribuição binomial para o parâmetro associado a verossimilhança, dado que temos uma variável binomial (estar ou não estar em atividade reprodutiva).

As estimativas dos parâmetros foram realizadas via simulação de Monte Carlo com cadeia de Markov e com *prioris* não informativas. As análises foram conduzidas no Programa JAGS, acessado via o Ambiente de Programação R (R Core Team, 2014) via o pacote rjags (Plummer, 2014). Os modelos foram executados com três cadeias de 50.000 iterações cada, após um corte das 5.000 primeiras iterações. A convergência de cada modelo foi avaliada por meio de gráficos de diagnóstico de convergência Gelman-Rubin e autocorrelação em rjags. Assim, foi possível estimar a probabilidade média de estar em atividade reprodutiva em cada ponto de amostragem, bem como o seu desvio padrão.

4.1.4. Mapeamento da área potencial de reprodução para as espécies alvo

Para o mapeamento de áreas potenciais de desova das espécies alvo foram utilizadas duas fontes de dados, sendo a principal delas um conjunto de entrevistas realizadas com pescadores e moradores ribeirinhos ao longo de toda a área do planalto da RH Paraguai. A segunda fonte foi composta por dados obtidos *in loco* por pesquisadores das diferentes instituições de pesquisa que atuam ou atuaram nesta RH (UEM, UEMS e UFMT). As entrevistas buscaram identificar as áreas utilizadas para desova das espécies alvo para, posteriormente, utilizar a

informação na construção de modelos das áreas potenciais de desova para toda a bacia. Em cada entrevista eram apresentadas fotos das espécies alvo, determinadas *a priori* (capítulo 2), bem como um mapa da sub-bacia em questão, para que o entrevistado pudesse mostrar áreas próximas no mapa que ele conhecesse como área de ocorrência e desova da espécie.

Os dados das áreas de desova identificados foram georreferenciados e planilhados. Também foram obtidos os dados de altitude destes trechos de rio, além da ordem do rio, temperatura média anual, pluviosidade média anual e cobertura de área de agricultura. Estes dados foram utilizados em um processo de krigagem considerando a conectividade hidrológica (*stream distance*), máxima entropia (MAXENT), além de dados de presença de área de desova para o modelo de Algoritmo Genético (GARP) e, desta forma, foram estimados para toda a RH.

Para o *stream distance* foi necessária a inserção dos locais onde a desova não acontecia, ainda baseado nas informações fornecidas pelos entrevistados, pois estes modelos utilizam presença (1) e ausência (0). Para os modelos MAXENT e GARP foi necessário somente identificar os locais onde a desova acontecia, pois estes levam em consideração somente a presença das espécies e as características ambientais e topológicas do ponto exato do local de ocorrência.

As variáveis ambientais como temperatura média anual e pluviosidade média anual foram obtidas do *site* bioclim (<https://www.worldclim.org/bioclim>) com uma resolução de 10 km. Os dados de elevação foram obtidos do *site* do Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS) (<https://www.usgs.gov>) extraídos do Modelo digital de elevação com uma resolução de 30 m.

Para os três modelos houve necessidade de padronização dos dados espaciais, uma vez que cada um foi obtido de fontes e resoluções diferentes. Para esta etapa foi necessária a utilização das ferramentas da Calculadora Raster do Spatial Analysis do software ArcGis. Todas as camadas foram padronizadas em uma resolução de 30 m.

Após a construção dos modelos, foi utilizada a informação de declividade ao longo do gradiente longitudinal dos rios para detectar possíveis barreiras naturais à migração das espécies alvo. O banco de dados das barreiras naturais foi fornecido pelo prof. Ibraim Fantim da UFMT (ver Campos *et al.*, 2020), optando-se por uma abordagem mais conservadora na delimitação das barreiras naturais, removendo as probabilidades estimadas para trechos a montante de inclinação superior a 25% entre *pixels*. Esta abordagem diminui as áreas potenciais estimadas como áreas de desova das espécies avaliadas, no entanto, aumenta a confiabilidade na delimitação de áreas potencialmente utilizadas como áreas de desova.

Ao final, considerando os três modelos gerados, obtivemos um modelo de consenso, onde a probabilidade de utilização como área de desova/ocorrência final representou a média dos três modelos propostos. Este procedimento é um dos vários métodos de consenso utilizados em modelagem, e foi escolhido por ser um dos mais simples, mas também por ser um dos mais robustos disponíveis (Marmion *et al.*, 2009). Assim, foram construídos modelos de áreas potenciais de desova/ocorrência para cada espécie alvo em toda a RH Paraguai e, para fins de manejo, foi gerado um último modelo, representando a média da probabilidade de todas as espécies alvo utilizarem uma determinada área. Adicionalmente este modelo também foi particionado nas diferentes sub-bacias analisadas, de forma a permitir um detalhamento maior dos resultados.

4.2. Resultados

Para facilitar a compreensão dos resultados, as cores foram padronizadas para identificar as sub-bacias em todos os gráficos seguindo a seguinte paleta de cores e abreviações:

	Alto Paraguai (ALP)
	Cuiabá (CUI)
	São Lourenço (SLV)
	Piquiri (PIQ)
	Taquari (TAQ)
	Negro (NEGRO)
	Apa (APA)

4.2.1. Distribuição e Abundância

Ao todo, foram analisados 2.750 indivíduos de 15 espécies alvo (Tabela 4.1). Destes, 1.313 são dados primários coletados no âmbito deste projeto e 1.437 são provenientes de dados secundários coletados na sub-bacia do rio Cuiabá no âmbito do projeto de monitoramento da APM Manso.

A espécie mais capturada foi *P. lineatus* (curimbatá), com um total de 1.028 indivíduos (37,4%). No outro extremo do gradiente de abundâncias, as espécies *M. cuiaba*, *M. mola* e *M. levis* apresentaram as menores capturas. Em relação a distribuição espacial, *B. hilaarii* (piraputanga) foi a espécie mais amplamente distribuída, sendo capturada em 91,2% dos locais amostrados. Por outro lado, *M. mola* foi a espécie com ocorrência mais restrita, tendo sido capturada em apenas quatro dos locais amostrados (8,8%).

Tabela 4.1. Abundância das espécies alvo por sub-bacia da RH Paraguai entre outubro de 2002 e março de 2004 (dados secundários para a sub-bacia do rio Cuiabá) e outubro de 2017 a março de 2019 (para as demais sub-bacias). Legenda: ALP = Alto Paraguai, CUI = Cuiabá, SLV = São Lourenço, PIQ = Piquiri, TAQ = Taquari, NEGRO = Negro e APA = Apa; Oco = ocorrências. Oco (%) foi calculado em relação ao número total de sítios amostrados.

Espécie alvo	ALP	CUI	SLV	PIQ	TAQ	NEGRO	APA	Total	Oco (%)
<i>Brycon hilaarii</i>	31	86	11	5	95	27	7	262	91,2
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	67	191	30	23	100	0	4	415	79,4
<i>Megaleporinus macrocephalus</i>	1	7	2	2	5	2	0	19	52,9
<i>Megaleporinus obtusidens</i>	12	35	0	2	3	8	0	60	38,2
<i>Metynnis cuiaba</i>	0	0	1	23	0	0	0	24	5,9
<i>Metynnis mola</i>	0	2	1	3	0	0	0	6	8,8
<i>Myloplus levis</i>	5	0	5	0	0	0	2	12	14,7
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	78	24	3	2	10	0	2	119	70,6
<i>Pinirampus pirinampu</i>	32	5	6	0	1	0	0	44	23,5
<i>Prochilodus lineatus</i>	148	644	13	2	64	80	77	1028	76,5
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	18	88	4	2	45	0	2	159	58,8
<i>Pseudoplatystoma reticulatum</i>	24	33	9	19	11	0	1	97	64,7
<i>Salminus brasiliensis</i>	41	152	29	8	22	1	12	265	76,5
<i>Sorubim lima</i>	5	172	3	15	18	0	1	214	47,1
<i>Zungaro jahu</i>	4	11	2	0	8	0	1	26	38,2
Total	466	1450	119	106	382	118	109	2750	

O número total de espécies alvo capturadas por sub-bacia, considerando o somatório dos pontos de amostragem, variou de cinco para a sub-bacia do rio Negro a 13 para a do rio São Lourenço.

A rarefação para 100 indivíduos, estimou o número total de espécies por sub-bacia em 11 (se=0,799; IC=9-12) para a sub-bacia do alto rio Paraguai, 9 (se=0,923; IC=8-12) para a do rio Cuiabá, 13 (se=0,519; IC=12-14) para o São Lourenço, 12 (se=0,116; IC=12-12) para o rio Piquiri, 10 (se=0,814; IC=8-11) para o Taquari, 5 (se=0,388; IC=4-6) para o Negro e 9 (se=0,386; IC=8-10) para o rio Apa (Fig. 4.1). Considerando a sobreposição dos intervalos de confiança (IC), a sub-bacia do rio Negro foi a que apresentou o menor número de espécies alvo. A sub-bacia do rio Apa apresentou o mesmo número de espécies que as do alto Paraguai, Cuiabá e Taquari. Estas quatro formam um grupo intermediário em termos de riqueza de espécies, com menor número de espécies alvo do que as sub-bacias do São Lourenço e do Piquiri (Figura 4.1).

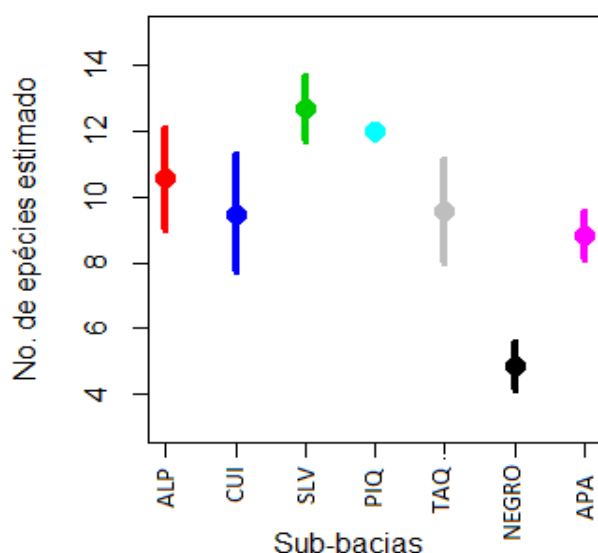


Figura 4.1. Número de espécies alvo estimado por rarefação (100 indivíduos) por sub-bacia da RH Paraguai entre outubro de 2002 e março de 2004 (dados secundários para a sub-bacia do rio Cuiabá) e outubro de 2017 a março de 2019 (para as demais sub-bacias). Legenda: ALP = Alto Paraguai, CUI = Cuiabá, SLV = São Lourenço, PIQ = Piquiri, TAQ = Taquari, NEGRO = Negro e APA = Apa.

Dentro das sub-bacias, e considerando os dados primários e secundários, o número total de espécies alvo variou de duas no ponto amostral VERN (dados primários) a 12 no CB2 (dados secundários). Se considerarmos apenas os dados coletados no âmbito deste projeto, i.e. os dados primários, os pontos SALO (11 espécies, sub-bacia do São Lourenço), TAAR (10 espécies, sub-bacia do Taquari), e SEPF (10 espécies, sub-bacia do alto Paraguai), foram os mais ricos em número de espécies alvo (Tabela 4.2). No outro extremo, os pontos amostrais VERN (2 espécies, sub-bacia do alto Paraguai), RICO e PEIXE (ambos 2 espécies, sub-bacia do Negro), MUT (3 espécies, sub-bacia do Cuiabá) e PERD (3 espécies, sub-bacia do APA) foram relativamente pobres em espécies alvo.

Tabela 4.2. Abundância das espécies alvo capturados por ponto de amostragem nas sub-bacias da RH Paraguai entre outubro de 2002 e março de 2004 (dados secundários para a sub-bacia do rio Cuiabá) e outubro de 2017 a março de 2019 (para as demais sub-bacias). Legenda para as sub-bacias: ALP = Alto Paraguai, CUI = Cuiabá, SLV = São Lourenço, PIQ = Piquiri, TAQ = Taquari, NEGRO = Negro e APA = Apa.

Sub-bacia	Ponto de amostragem	<i>Brycon hilarii</i>	<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	<i>Megaleporinus macrocephalus</i>	<i>Megaleporinus obtusidens</i>	<i>Metynnis cuiaba</i>	<i>Metynnis mola</i>	<i>Myloplus levis</i>	<i>Piaractus mesopotamicus</i>	<i>Pirirampus pirinampu</i>	<i>Prochilodus lineatus</i>	<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	<i>Pseudoplatystoma reticulatum</i>	<i>Salminus brasiliensis</i>	<i>Sorubim lima</i>	<i>Zungaro jahu</i>	Número de espécies alvo
ALP	CAB1	1	1	0	3	0	0	0	1	0	22	0	0	1	0	0	6
	CAB2	0	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	1	1	0	4
	JAUMT	7	0	0	0	0	0	1	9	1	0	4	0	9	0	0	6
	PAR	1	4	0	0	0	0	2	5	12	1	0	2	2	0	0	8
	SEP3	3	3	1	0	0	0	2	12	19	0	0	1	0	1	0	8
	SEPF	2	34	0	3	0	0	0	7	0	5	5	14	3	3	2	10
	SEPJ	8	19	0	6	0	0	0	41	0	12	9	1	25	0	2	9
CUI	VERN	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	2
	CB1	2	15	1	1	0	0	0	8	0	1	5	2	1	31	0	10
	CB2	7	19	2	3	0	0	0	1	1	134	9	3	1	26	2	12
	MJ1	48	33	1	23	0	0	0	4	0	35	4	18	99	0	2	10
	MJ2	3	21	0	3	0	0	0	3	1	31	16	2	13	12	2	11
	MJ3	17	88	3	4	0	0	0	5	0	112	14	2	21	64	1	10
SLV	MUT	6	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	5	0	0	3
	SALO	1	12	2	0	0	1	0	0	6	2	1	3	3	1	2	11
	SATA	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	4
	VEPO	9	12	0	0	0	0	5	2	0	8	0	5	25	0	0	7
PIQU	VETA	1	5	0	0	1	0	0	0	0	2	2	1	1	2	0	8
	PIBE	1	2	1	0	23	3	0	1	0	2	0	3	1	0	0	9
	PIQU	1	1	1	2	0	0	0	1	0	0	0	4	0	0	0	6
TAQ	PITA	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	12	7	15	0	6
	COCA	6	15	0	0	0	0	0	3	0	0	22	3	4	3	0	7
	COJA	2	27	0	0	0	0	0	2	0	5	4	0	3	6	1	8
	COVE	1	27	2	0	0	0	0	1	0	39	5	2	0	6	0	8
	JAFI	5	13	0	0	0	0	0	1	0	5	9	0	3	3	3	8
	TAAR	53	1	3	3	0	0	0	2	0	8	4	3	7	0	2	10
NEGRO	TAME	28	8	0	0	0	0	0	1	1	7	1	3	5	0	2	9
	NEGRI	4	0	2	1	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	4
	NEGRO	8	0	0	7	0	0	0	0	0	3	0	0	1	0	0	4
	PEIXE	1	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	2
APA	RICO	14	0	0	0	0	0	0	0	0	28	0	0	0	0	0	2
	APA	5	4	0	0	0	0	2	2	0	72	2	1	3	1	1	10
APA	PERD	2	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	9	0	0	3

O número médio de espécies alvo capturadas por sub-bacia variou de 3 na sub-bacia do rio Negro (NEGRO) a 9,57 na sub-bacia do rio Cuiabá (CUI). Nas sub-bacias ALP, CUI, SLV, NEGRO e APA a variabilidade foi relativamente alta em relação ao número de espécies alvo capturadas, apresentando valores de coeficiente de variação maiores que 30% (Figura 4.2). Na sub-bacia do APA, o CV foi bastante alto (76%), mas neste caso é preciso considerar que só foram

amostrados dois pontos e estes foram bem diferentes entre si em relação ao número de espécies alvo. A sub-bacia TAQ foi relativamente homogênea, com os pontos de amostragem apresentando pouca variação em relação ao número de espécies alvo amostradas.

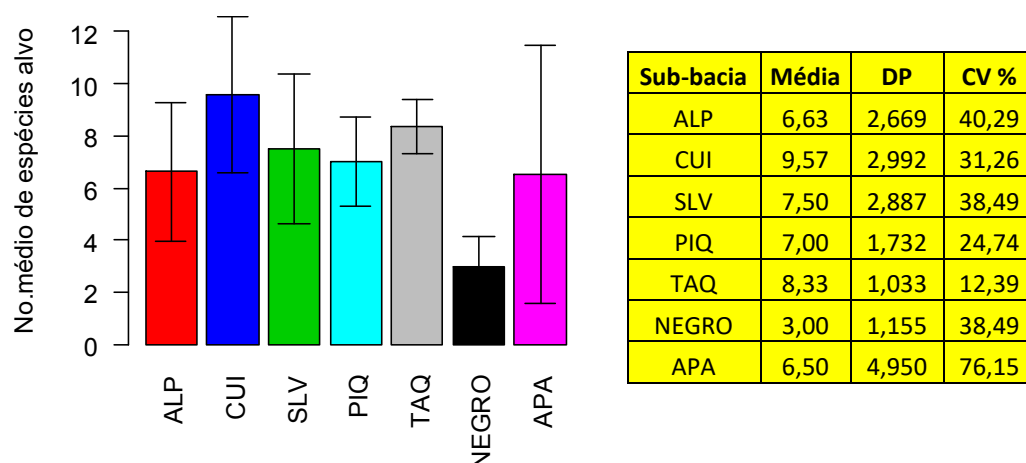


Figura 4.2. Número médio de espécies alvo capturadas nos pontos de amostragem das sub-bacias da RH Paraguai entre outubro de 2002 e março de 2004 (dados secundários para a sub-bacia do rio Cuiabá) e outubro de 2017 a março de 2019 (demais sub-bacias). As barras verticais representam o desvio padrão. O quadro apresenta as estatísticas descritivas do número de espécies alvo. DP=desvio padrão; CV=coeficiente de variação. Legenda: ALP = Alto Paraguai, CUI = Cuiabá, SLV = São Lourenço, PIQ = Piquiri, TAQ = Taquari, NEGRO = Negro e APA = Apa.

Os Characiformes, *B. hilarii*, *P. lineatus* e *S. brasiliensis*, ocorreram em todas as sub-bacias. *Piaractus mesopotamicus* só não ocorreu na sub-bacia do rio Negro. De outro lado, as pacupevas, *M. cuiaba*, *M. mola* e *M. levis* foram restritas a um ou dois pontos amostrais de três sub-bacias, com abundâncias totais de 24, 6 e 12 indivíduos, respectivamente. Em relação aos Siluriformes, *H. platyrhincos*, *S. lima*, *P. corruscans* e *P. reticulatum* foram capturados em todas as sub-bacias, exceto também na do rio Negro, onde não houve captura de nenhuma das espécies alvo da ordem. *Pinirampus pirinampu* ocorreu em apenas três sub-bacias, mas com abundância relativamente moderada na sub-bacia ALP (Tabela 4.2).

A análise da composição de espécies alvo mostrou que há diferença entre as sub-bacias (PERMANOVA: Pseudo-F=2,325; p=0,0025), porém observamos sobreposição entre as sub-bacias ALP, CUI, SLV, PIQ, TAQ e APA e a formação de um grupo separado formado pela sub-bacia do rio Negro (Figura 4.3).

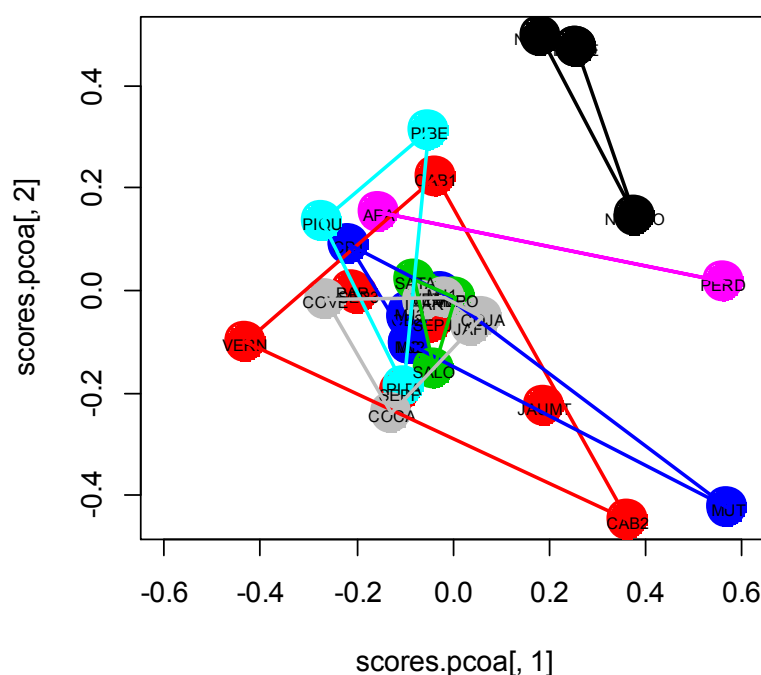


Figura 4.3. Ordenamento das sub-bacias da RH Paraguai considerando a presença-ausência das espécies alvo. Legenda de cores para as sub-bacias: vermelho = Alto Paraguai, azul = Cuiabá, verde abacate = São Lourenço, verde = Piquiri, cinza = Taquari, preto = Negro e rosa = Apa.

4.2.2. Biometria

O maior indivíduo registrado nas capturas foi de *P. corruscans* (118 cm) e o menor foi da espécie *M. cuiaba* (3 cm) (Tabela 4.3). Com relação ao peso total, os maiores registros foram para *Z. jahu* e *P. corruscans*, com 30.000 e 25.000 g, respectivamente, enquanto o menor foi observado para *M. cuiaba* (20 g) (Tabela 4.3).

Tabela 4.3. Estatísticas descritivas do comprimento padrão e peso total das espécies alvo capturadas nas sub-bacias da RH Paraguai entre outubro de 2002 e março de 2004 (dados secundários para a sub-bacia do rio Cuiabá) e outubro de 2017 a março de 2019 (para as demais sub-bacias). Dp=desvio padrão.

Espécie alvo	Comprimento Padrão (cm)					Peso total (g)				
	Min	Mediana	Média	Dp	Max	Min	Mediana	Média	Dp	Max
<i>Brycon hilarii</i>	16,50	26,40	26,54	5,46	43,00	70,0	400,0	499,7	343,60	2340,0
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	19,00	35,45	35,82	7,92	57,20	95,2	679,8	827,1	585,93	3543,4
<i>Megaleporinus macrocephalus</i>	19,50	31,00	32,35	7,24	43,50	246,4	730,4	1006,3	685,61	2435,2
<i>Megaleporinus obtusidens</i>	10,70	19,25	20,58	6,30	37,00	27,6	165,0	250,0	243,24	1085,0
<i>Metynnis cuiaba</i>	3,00	13,40	13,37	2,89	17,00	20,0	115,0	97,4	53,49	189,0
<i>Metynnis mola</i>	10,30	12,85	12,38	1,45	13,50	54,6	107,0	95,1	27,35	111,8
<i>Myloplus levis</i>	12,30	16,10	16,47	2,80	22,30	100,0	190,0	216,2	128,65	560,0
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	16,60	42,00	42,60	7,92	67,20	187,9	2485,0	2919,6	1648,82	9000,0
<i>Pinirampus pirinampu</i>	28,80	49,95	48,80	7,93	62,50	364,6	1760,0	1905,8	835,85	4070,0
<i>Prochilodus lineatus</i>	14,60	27,70	28,39	4,61	45,60	80,0	542,0	641,6	351,52	2944,8
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	38,00	64,20	68,54	16,11	118,00	702,7	3350,0	5069,9	4637,71	25000,0
<i>Pseudoplatystoma reticulatum</i>	30,90	67,00	66,86	12,53	96,50	406,6	3910,0	4427,2	2545,51	13000,0
<i>Salminus brasiliensis</i>	16,00	34,50	37,80	11,81	85,00	121,3	820,5	1490,2	1635,92	11400,0
<i>Sorubim lima</i>	19,60	37,20	37,27	7,01	51,00	63,1	468,6	555,4	344,20	2210,0
<i>Zungaro jahu</i>	38,00	69,50	73,84	21,90	109,00	1216,0	7150,0	10695,0	8954,42	30000,0

Para a maioria das espécies alvo foram capturados adultos, indivíduos acima do tamanho de primeira maturação (ver Quadro 4.1 para comparação), na maioria das sub-bacias em que ocorreram (Figuras 4.4 e 4.5). Adicionalmente, em algumas sub-bacias a variação nos comprimentos de algumas espécies foi baixa, em consequência, principalmente, do número reduzido de indivíduos capturados. É o caso de *P. mesopotamicus* na sub-bacia APA, *S. brasiliensis* na sub-bacia NEGRO (Figura 4.4), *S. lima*, *P. corruscans* e *P. reticulatum* na sub-bacia APA e *Z. jahu* nas sub-bacias SLV e APA (Figura 4.5).

Quadro 4.1. Tamanho de primeira maturação estimado (aproximado) para as espécies alvo. L₅₀=Comprimento de primeira maturação (cm); CP=comprimento padrão; CF=comprimento furcal

Espécie alvo	L ₅₀	Referência
<i>Brycon hilarii</i>	23,0 (CP)	Barbosa (2019)
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	40,0 (CP)	Barbosa (2019)
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	35,0 (CT)	Costa & Mateus (2009)
<i>Pinirampus pirinampu</i>	53,0 (CP)	Peixer <i>et al.</i> (2006)
<i>Prochilodus lineatus</i>	28,0 (CP)	Barbosa (2019)
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	63,0 (CT)	Barzotto <i>et al.</i> (2017)
<i>Pseudoplatystoma reticulatum</i>	58,0 (CT)	Barzotto <i>et al.</i> (2017)
<i>Salminus brasiliensis</i>	37,0 (CP)	Barzotto & Mateus (2017)
<i>Sorubim lima</i>	31,0 (CP)	Barbosa (2019)
<i>Zungaro jahu</i>	85,0 (CF)	Mateus & Penha (2007)

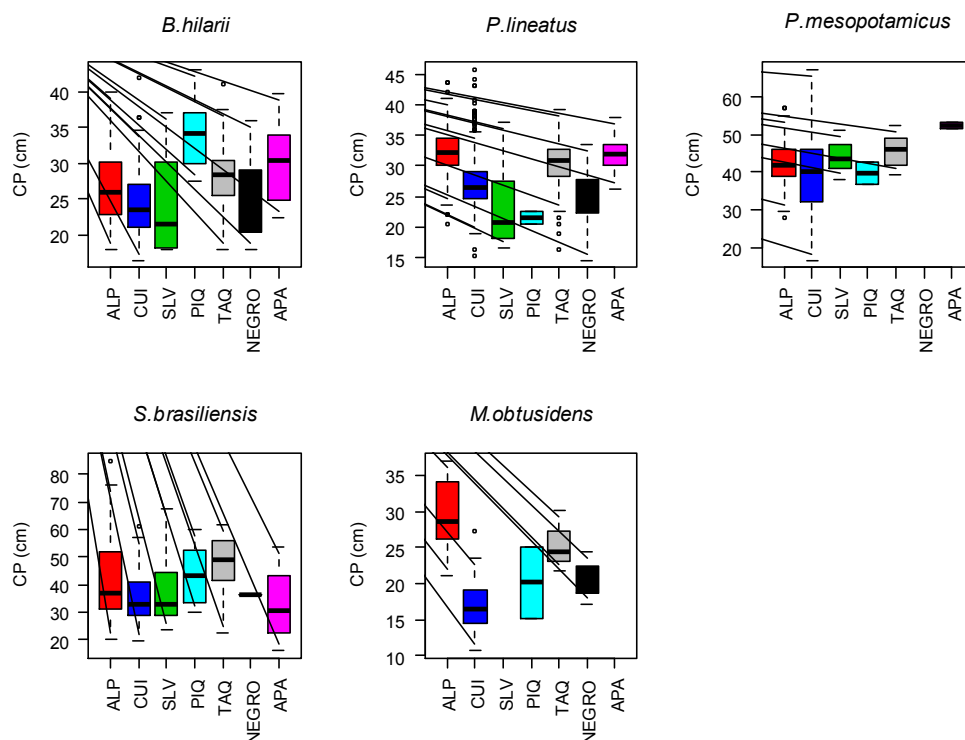


Figura 4.4. Distribuição de comprimentos das espécies alvo da ordem Characiformes capturadas nas sub-bacias da RH Paraguai entre outubro de 2002 e março de 2004 (dados secundários para a sub-bacia do rio Cuiabá) e outubro de 2017 a março de 2019 (para as demais sub-bacias). Legenda para as sub-bacias: ALP = Alto Paraguai, CUI = Cuiabá, SLV = São Lourenço, PIQ = Piquiri, TAQ = Taquari, NEGRO = Negro e APA = Apa.

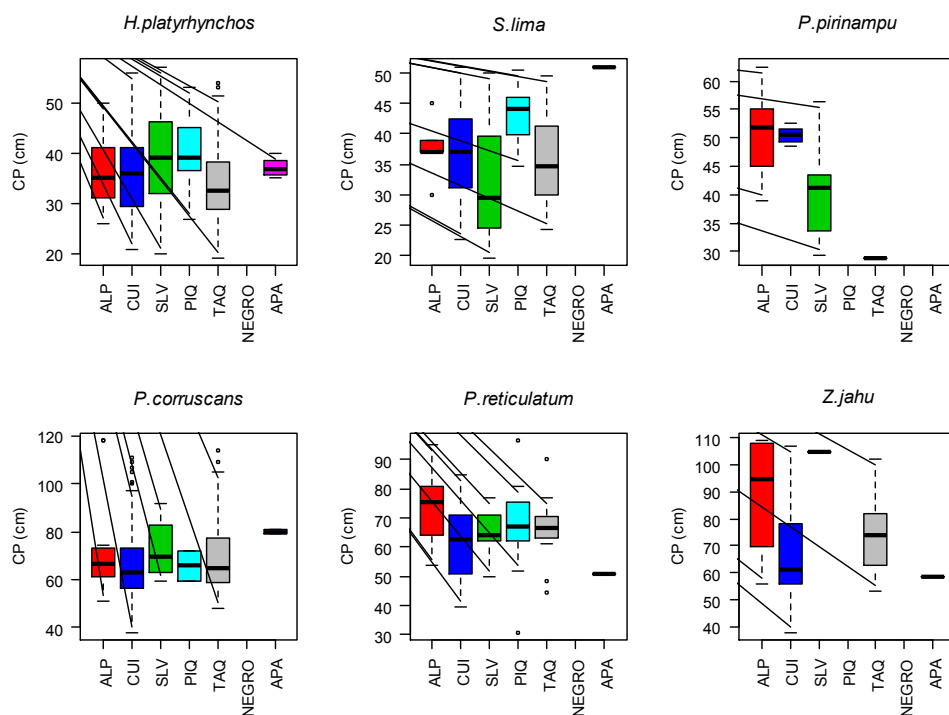


Figura 4.5. Comprimentos das espécies alvo da ordem Siluriformes capturadas nas sub-bacias da RH Paraguai entre outubro de 2002 e março de 2004 (dados secundários para a sub-bacia do rio Cuiabá) e outubro de 2017 a março de 2019 (para as demais sub-bacias). Legenda para as sub-bacias: ALP = Alto Paraguai, CUI = Cuiabá, SLV = São Lourenço, PIQ = Piquiri, TAQ = Taquari, NEGRO = Negro e APA = Apa.

4.2.3. Atividade reprodutiva

Com base na análise de gônadas, a probabilidade de estar em atividade reprodutiva no período amostrado foi superior a 0,4 (40%) na grande maioria dos pontos amostrais. Apenas nos pontos MJ1 e MUT, ambos da sub-bacia do rio Cuiabá, a probabilidade foi inferior a 0,3 (Figura 4.6). Estes resultados indicam que os pontos amostrados são locais potenciais de reprodução das espécies alvo analisadas.

Dentro das sub-bacias, alguns pontos apresentaram probabilidades mais altas que os demais, como no caso do ponto APA, na sub-bacia APA, e do ponto VETA, na sub-bacia SLV. Nas outras sub-bacias as probabilidades variaram pouco entre os pontos de amostragem (Figura 4.6).

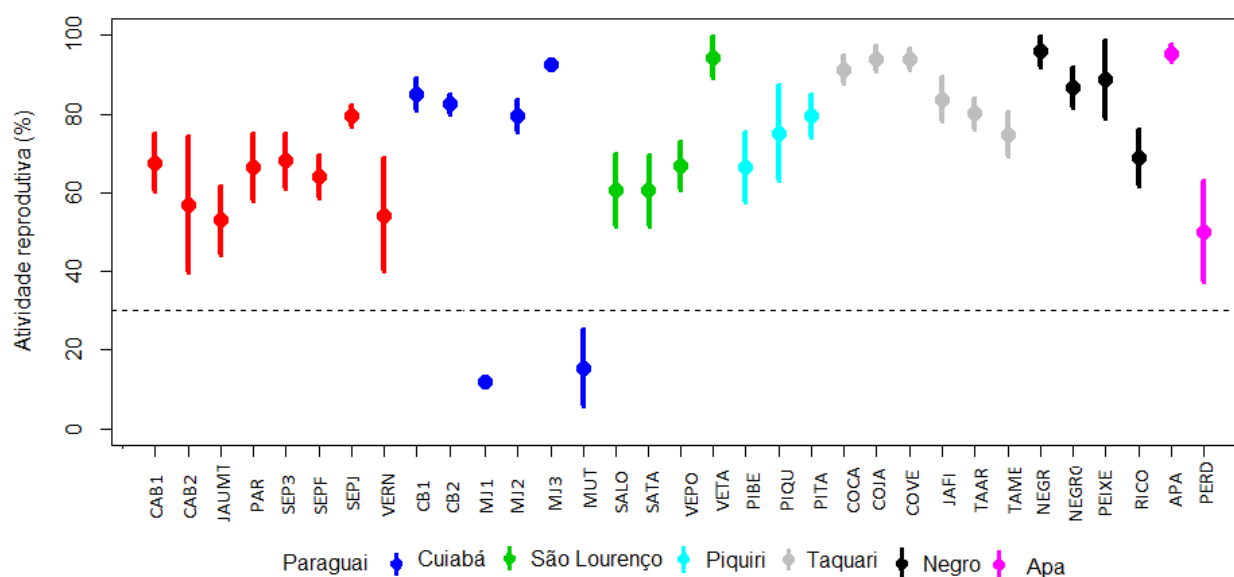


Figura 4.6. Atividade reprodutiva por ponto de amostragem (média \pm dp) considerando todas as espécies alvo capturadas na RH Paraguai entre outubro de 2002 e março de 2004 (dados secundários para a sub-bacia do rio Cuiabá) e outubro de 2017 a março de 2019 (demais sub-bacias).

Não houve uma relação forte entre abundância e a probabilidade de estar em atividade reprodutiva, considerando que alguns pontos com alta abundância apresentaram baixa probabilidade (e.g. MJ1) enquanto que outros com baixa abundância apresentaram alta probabilidade (e.g. APA) (Figura 4.7). Isso sugere que sítios com alta probabilidade de encontrar indivíduos em atividade reprodutiva são importantes, ou como sítios de reprodução *per se*, ou como rota migratória utilizada para se acessar um sítio reprodutivo. E o que é mais importante, esse fato é independente da abundância das espécies alvo no sítio amostral.

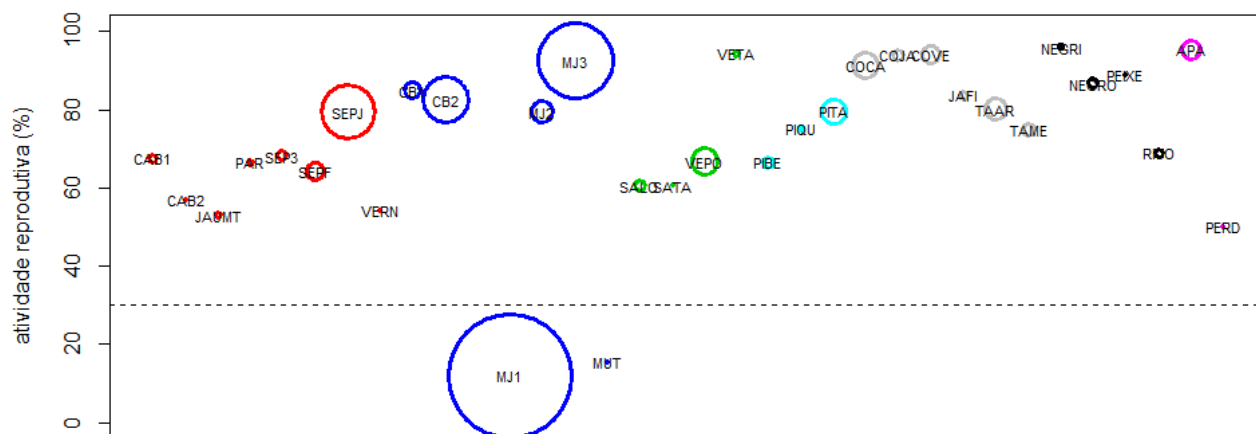


Figura 4.7. Atividade reprodutiva por ponto amostral considerando a abundância de indivíduos das espécies alvo capturadas na RH Paraguai entre outubro de 2002 e março de 2004 (dados secundários para a sub-bacia do rio Cuiabá) e outubro de 2017 a março de 2019 (demais sub-bacias). O tamanho dos círculos é proporcional a abundância total de indivíduos das espécies alvo no local. Legenda de cores para as sub-bacias: vermelho = Alto Paraguai, azul = Cuiabá, verde abacate = São Lourenço, verde = Piquiri, cinza = Taquari, preto = Negro e rosa = Apa.

Também não foi observado relação forte entre o número de espécies e a probabilidade de estar em atividade reprodutiva no ponto amostral (Figura 4.8). Pontos com número elevado de espécies, a exemplo do MJ1, apresentaram baixa probabilidade, enquanto que pontos como o NEGRO, que apresentou um baixo número de espécies, apresentou uma alta probabilidade de reprodução. Estes pontos, com baixo número de espécies e alta probabilidade de atividade reprodutiva, são, provavelmente, pontos com grande importância espécie-específica.

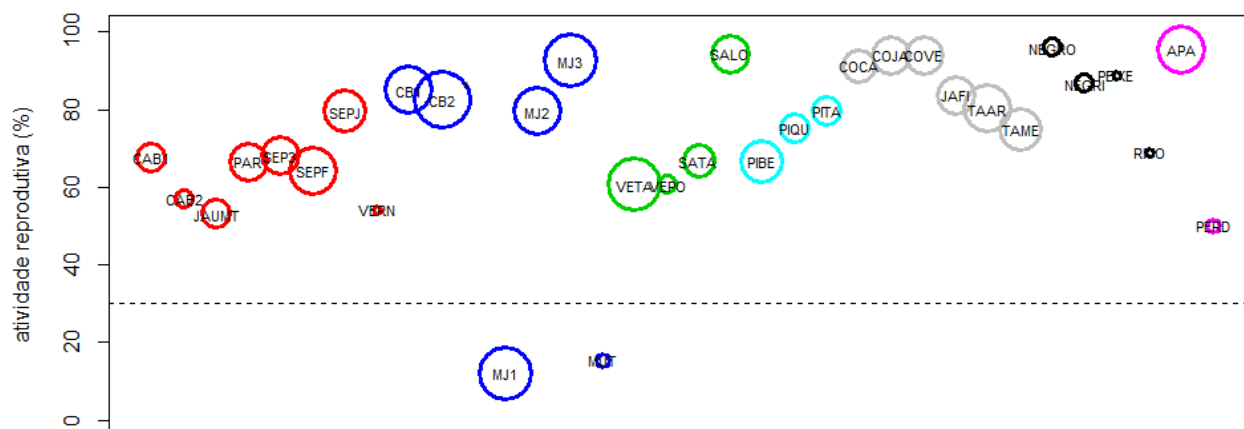


Figura 4.8. Atividade reprodutiva por ponto amostral considerando a riqueza de espécies alvo capturadas na RH Paraguai entre outubro de 2002 e março de 2004 (dados secundários para a sub-bacia do rio Cuiabá) e outubro de 2017 a março de 2019 (demais sub-bacias). O tamanho dos círculos é proporcional ao número de espécies. Legenda de cores para as sub-bacias: vermelho = Alto Paraguai, azul = Cuiabá, verde abacate = São Lourenço, verde = Piquiri, cinza = Taquari, preto = Negro e rosa = Apa.

Considerando a presença de espécies alvo em atividade reprodutiva, podemos observar que algumas espécies usam toda a bacia para reprodução, como é o caso de *B. hilarii* e *P. lineatus* (Figura 4.9). Outras espécies parecem ser mais restritas a alguns pontos dentro da sub-bacia, a exemplo de *Z. jahu*. Há ainda um pequeno grupo que parece não utilizar os pontos de

amostragem nem para reprodução, nem como rota migratória para acessar sítios reprodutivos, como é o caso de *M. mola*, *M. cuiaba* e *M. levis*. Sobre estas, que constituem um importante recurso pesqueiro nas sub-bacias dos rios Cuiabá e alto Paraguai, é necessário investir mais recursos para reduzir a incerteza acerca dos sítios utilizados por elas para reprodução.

Vale destacar também que ao passo que todos os pontos do rio Cuiabá são utilizados para reprodução pela maioria das espécies alvo, as outras sub-bacias apresentam rios utilizados por muitas espécies e rios utilizados por poucas. Por exemplo, dentro da sub-bacia do alto Paraguai, os pontos SEPF e SEPJ são utilizados por muitas espécies, enquanto o ponto VERN é utilizado apenas por *P. reticulatum* (Figura 4.9).

Sub bacia	Ponto	<i>B. hilarii</i>	<i>H. platyrhynchos</i>	<i>M. macrocephalus</i>	<i>M. obtusidens</i>	<i>M. cuiaba</i>	<i>M. mola</i>	<i>M. levis</i>	<i>P. mesopotamicus</i>	<i>P. pirinampu</i>	<i>P. lineatus</i>	<i>P. corruscans</i>	<i>P. reticulatum</i>	<i>S. brasiliensis</i>	<i>S. lima</i>	<i>Z. jahu</i>
ALP	CAB1															
	CAB2															
	JAUMT															
	PAR															
	SEP3															
	SEPF															
	SEPJ															
	VERN															
CUI	CB1															
	CB2															
	MJ1															
	MJ2															
	MJ3															
	MUT															
SLV	SALO															
	SATA															
	VEPO															
	VETA															
PIQ	PIBE															
	PIQU															
	PITA															
TAQ	COCA															
	COJA															
	COVE															
	JAFI															
	TAAR															
	TAME															
NEGRO	NEGRI															
	NEGRO															
	PEIXE															
	RICO															
APA	APA															
	PERD															

Figura 4.9. Representação esquemática da espacialização da atividade reprodutiva por espécie e por ponto de amostragem em cada sub-bacia da RH Paraguai. Os quadrados destacados em cinza indicam que naquele ponto foi encontrado ao menos um indivíduo da respectiva espécie em atividade reprodutiva. Legenda para as sub-bacias: vermelho = Alto Paraguai, azul = Cuiabá, verde abacate = São Lourenço, verde = Piquiri, cinza = Taquari, preto = Negro e rosa = Apa.

4.2.4. Mapeamento das áreas de desova

As análises indicam que o pintado (*P. corruscans*) e o cachara (*P. reticulatum*) apresentam maior probabilidade de utilizar os trechos superiores de praticamente todas as sub-bacias analisadas, com exceção das porções superiores da bacia do rio Piquiri/Itiquira e do trecho no rio Manso já afetado pela represa de Manso (Figura 4.10). No caso da sub-bacia dos rios Piquiri/Itiquira, um pequeno trecho no rio Piquiri à montante de sua confluência com o rio Correntes é potencialmente utilizado por ambas espécies como área de desova.

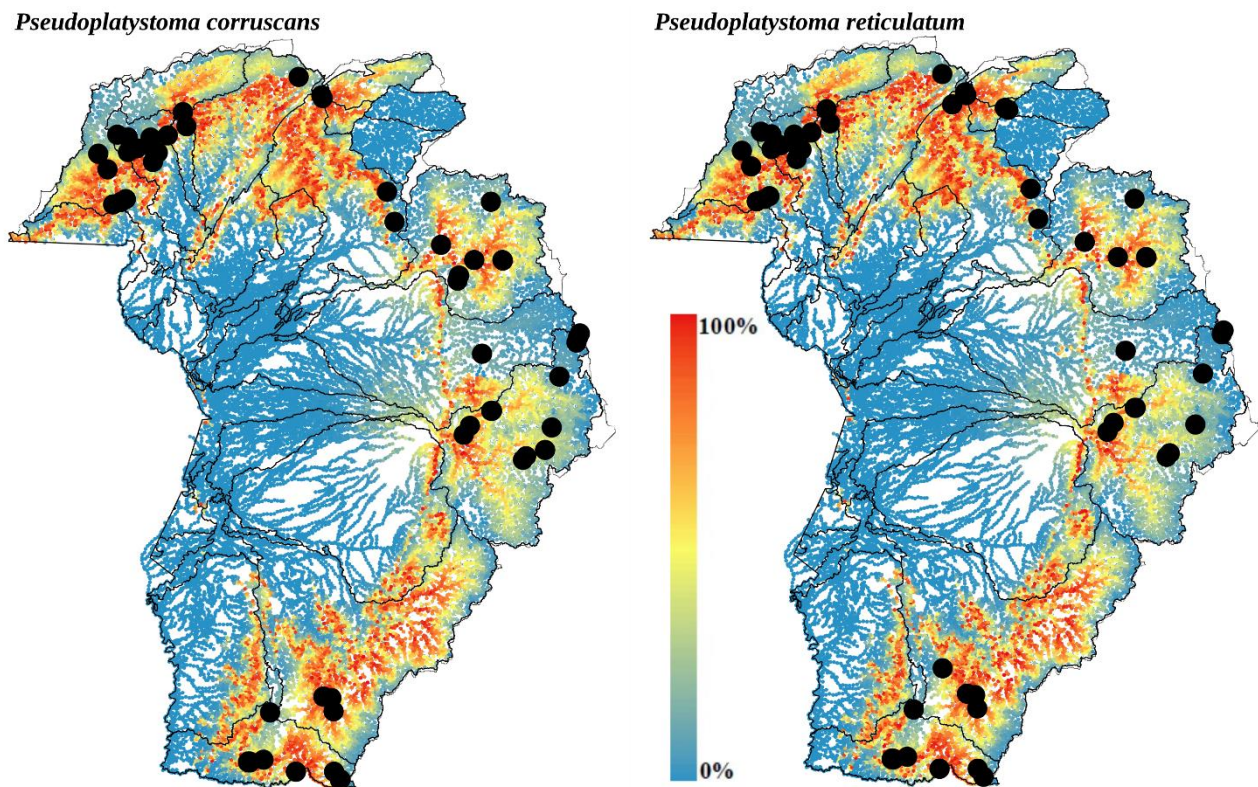


Figura 4.10. Probabilidade de uso como área de desova para *Pseudoplatystoma corruscans* e *Pseudoplatystoma reticulatum* na RH Paraguai. Cores mais quentes representam maior probabilidade de desova, enquanto que áreas com menor probabilidade são indicadas por cores mais frias. Os pontos pretos indicam locais, informados pelos entrevistados, como sendo áreas de desova para a espécie.

Para as espécies *S. lima* e *P. pinirampu* observa-se um padrão similar, no entanto, os trechos superiores da sub-bacia do rio Taquari também apresentam menor probabilidade de utilização como área de desova para estas duas espécies (Figura 4.11).

Sorubim lima

Pinirampus pinirampu

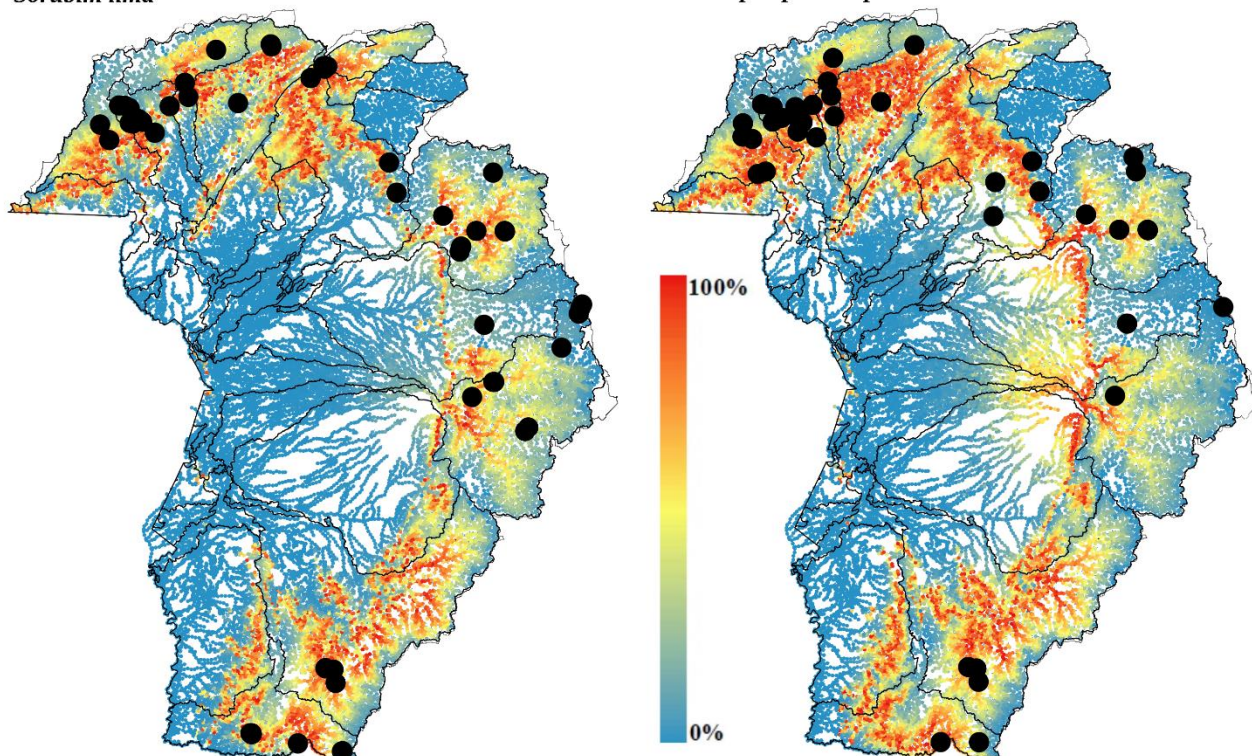


Figura 4.11. Probabilidade de uso como área de desova para *Sorubim lima* e *Pinirampus pinirampu* na RH Paraguai. Cores mais quentes representam maior probabilidade de desova, enquanto que áreas com menor probabilidade são indicadas por cores mais frias. Os pontos pretos indicam locais, informados pelos entrevistados, como sendo áreas de desova para a espécie.

Para o pacu (*P. mesopotamicus*) e a piraputanga (*B. hilarii*) também se observa intenso uso dos trechos superiores do alto Paraguai e do Cuiabá, neste último concentrado no rio Cuiabazinho. Por outro lado, no Pantanal Sul, se destacam os trechos superiores das sub-bacias dos rios Miranda/Aquidauana e Apa. Mais uma vez o trecho do rio Piquiri/Itiquira é pouco utilizado (Figura 4.12). Um pequeno trecho no rio Piquiri à montante de sua confluência do rio Correntes também foi estimado como potencialmente adequado para desova destas quatro espécies (i.e. *S. lima*, *P. pinirampu*, *P. mesopotamicus* e *B. hilarii*).

Piaractus mesopotamicus

Brycon hilarii

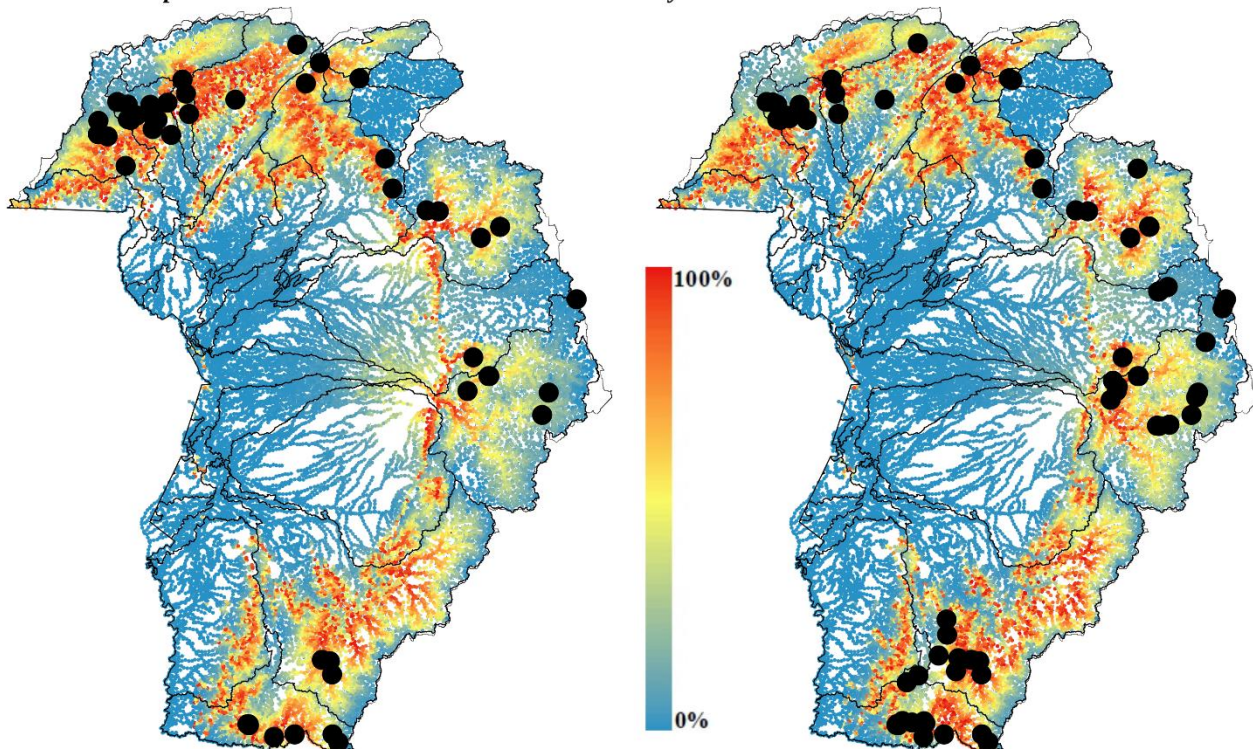


Figura 4.12. Probabilidade de uso como área de desova para *Piaractus mesopotamicus* e *Brycon hilarii* na RH Paraguai. Cores mais quentes representam maior probabilidade de desova, enquanto que áreas com menor probabilidade são indicadas por cores mais frias. Os pontos pretos indicam locais, informados pelos entrevistados, como sendo áreas de desova para a espécie.

Para o curimba (*P. lineatus*) e piauí (*M. obtusidens*) observamos uso intensivo como área de desova nos trechos superiores das sub-bacias alto Paraguai e Cuiabá. Novamente, as cabeceiras dos rios Piquiri/Itiquira apresentaram baixa probabilidade de utilização como área de desova, excetuando-se mais uma vez o rio Piquiri à montante da confluência com o rio Correntes. Os trechos superiores da sub-bacia do Taquari apresentam probabilidade intermediária de utilização como área de desova. Por outro lado, as cabeceiras das sub-bacias dos rios Miranda/Aquidauana e Apa apresentam elevada probabilidade de serem área de desova destas espécies (Figura 4.13).

Prochilodus lineatus

Megaleporinus obtusidens

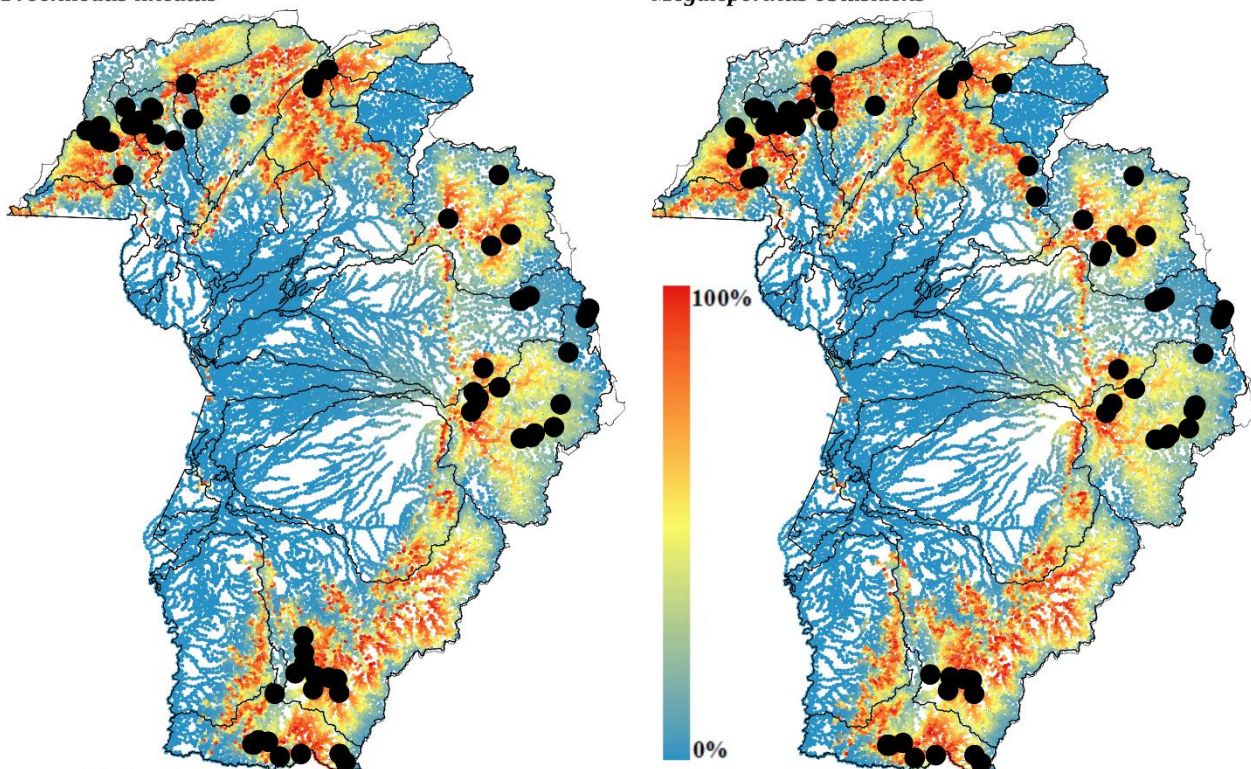


Figura 4.13. Probabilidade de uso como área de desova para *Prochilodus lineatus* e *Megaleporinus obtusidens* na RH Paraguai. Cores mais quentes representam maior probabilidade de desova, enquanto que áreas com menor probabilidade são indicadas por cores mais frias. Os pontos pretos indicam locais, informados pelos entrevistados, como sendo áreas de desova para a espécie.

Finalmente, analisando as áreas potenciais de desova do dourado (*S. brasiliensis*) e do pacupeva (*M. mola*) é possível observar que *M. mola* usa mais intensamente o trecho da sub-bacia do rio Jauru (alto Paraguai) do que *S. brasiliensis*. As sub-bacias do alto Paraguai e Cuiabá também são intensamente utilizadas por estas espécies. Na sub-bacia do rio São Lourenço, o rio Vermelho também é muito utilizado por estas espécies e, assim como para as demais espécies, o Alto rio Piquiri é pouco utilizado por ambas espécies. Nas cabeceiras do alto rio Taquari, Miranda/Aquidauana e Apa *M. mola* usa uma porção maior das cabeceiras quando comparado a *S. brasiliensis* (Figura 4.14).

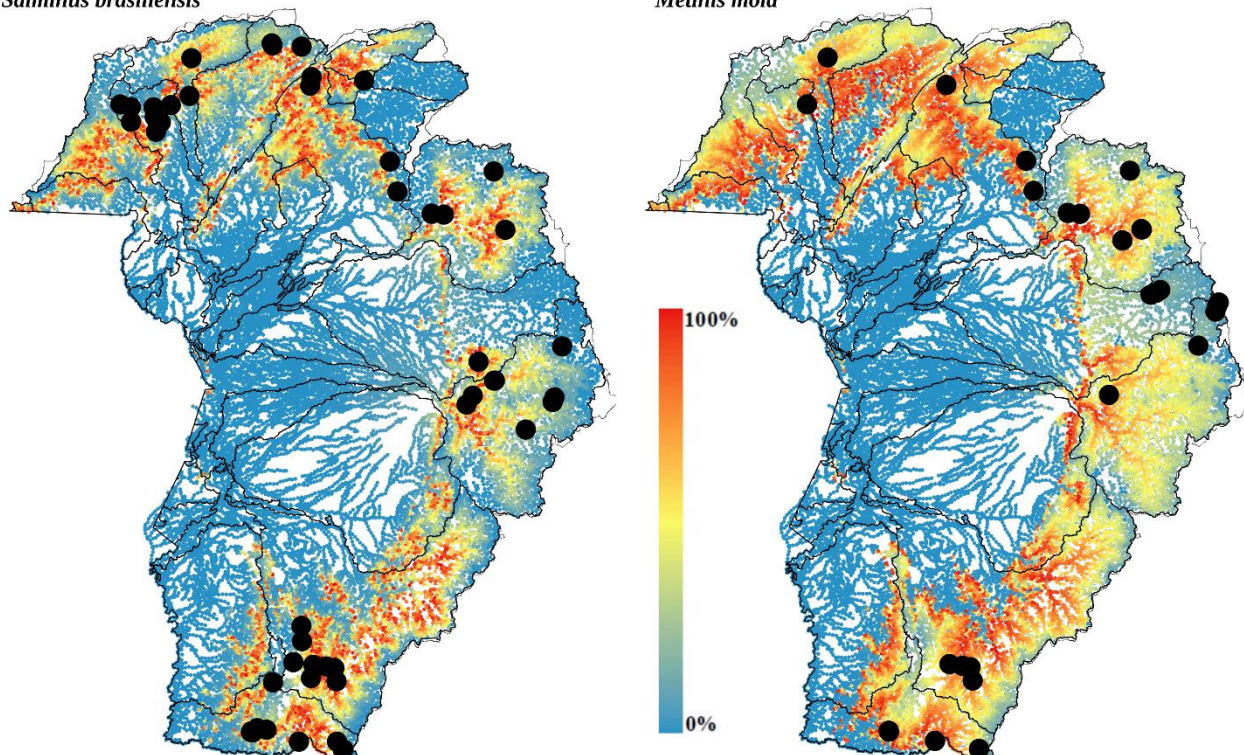
*Salminus brasiliensis**Metynnis mola*

Figura 4.14. Probabilidade de uso como área de desova para *Salminus brasiliensis* e *Metynnis mola* na RH Paraguai. Cores mais quentes representam maior probabilidade de desova, enquanto que áreas com menor probabilidade são indicadas por cores mais frias. Os pontos pretos indicam locais, informados pelos entrevistados, como sendo áreas de desova para a espécie.

Após integrar os modelos para todas as espécies alvo observa-se que na sub-bacia do alto Paraguai, os trechos potencialmente mais adequados para a desova se localizam abaixo dos empreendimentos hidrelétricos já instalados no rio Jauru, nos afluentes do rio Cabaçal, no rio Sepotuba e no rio Paraguai, nas demais porções da bacia, as áreas são limitadas pelos empreendimentos hidrelétricos já instalados. Na sub-bacia do rio Cuiabá a porção que compreende o rio Cuiabazinho e o rio Casca são os mais utilizadas como área de desova. Na sub-bacia do rio São Lourenço, o rio Vermelho também apresenta boa adequabilidade para área de desova das espécies avaliadas. Na sub-bacia dos rios Piquiri/Itiquira novamente se observa baixa utilização como áreas de desova, excetuando-se uma pequena porção do rio Piquiri localizado à montante da junção com o rio Correntes. A sub-bacia do rio Taquari apresenta elevada importância como área de desova, excetuando-se os trechos de cabeceira do rio Taquari e as cabeceiras do rio Coxim. Nas cabeceiras dos rios Negro, Miranda/Aquidauana e Apa uma grande porção da área é considerada área potencial para desova das espécies alvo. Outras sub-bacias não avaliadas também apresentam elevada probabilidade de serem utilizadas como áreas de desova, nos rios Aquidabã, Tereré e Amonguijá (Figura 4.15).

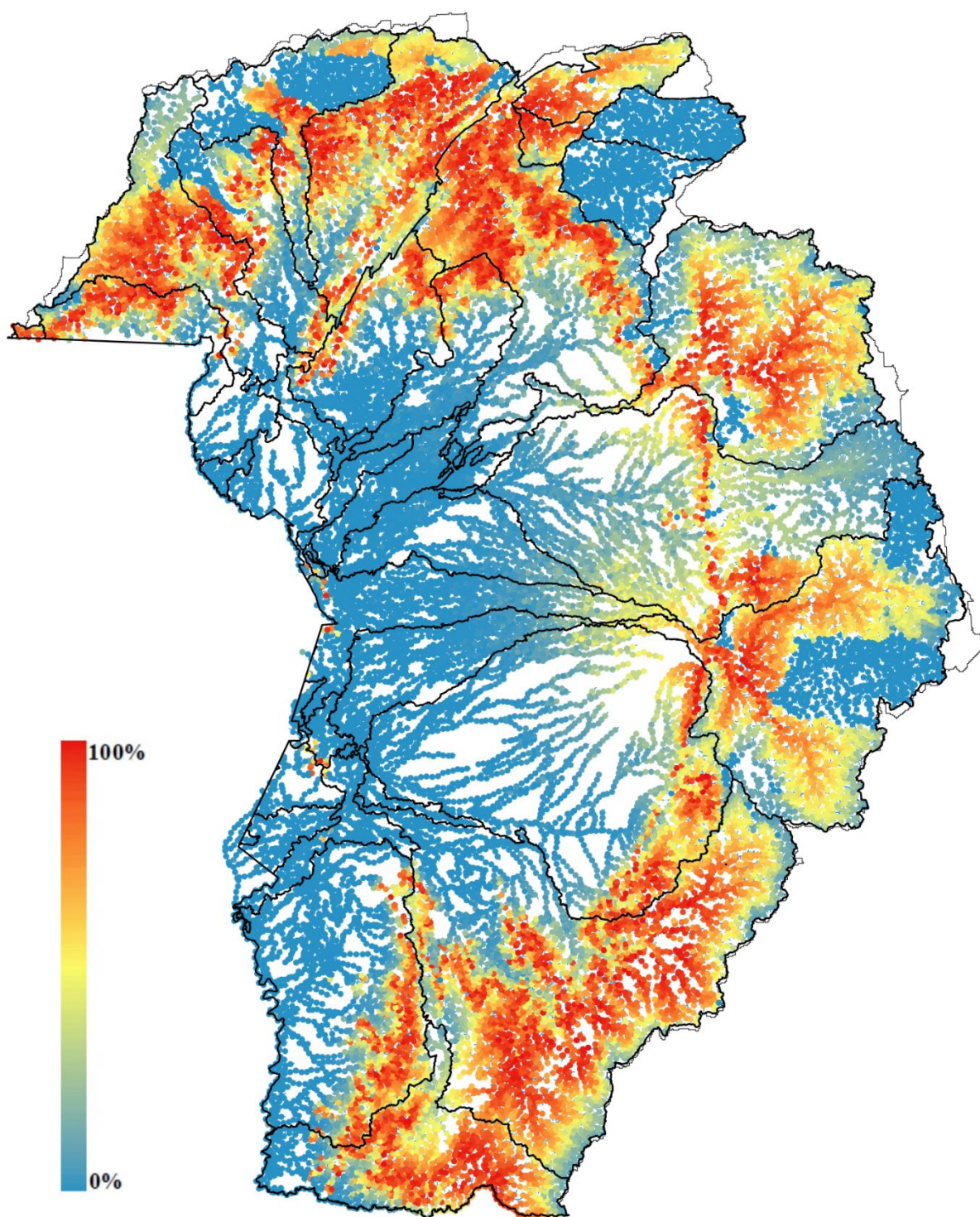


Figura 4.15. Probabilidade de uso como área de desova para as espécies alvo na RH Paraguai. Cores mais quentes representam maior probabilidade de desova, enquanto que áreas com menor probabilidade são indicadas por cores mais frias. Os pontos pretos indicam locais, informados pelos entrevistados, como sendo áreas de desova para a espécie.

4.3. Considerações finais

A migração reprodutiva, realizada pela maioria das espécies alvo analisadas aqui, é sazonal e as espécies requerem habitats diferentes para se reproduzirem (próximo às nascentes para as migradoras de longa distância) e para a sobrevivência e crescimento de jovens e adultos (planícies

de inundação). Esta é uma estratégia reprodutiva que maximiza a aptidão individual, ou seja, os indivíduos migram para maximizar seu sucesso reprodutivo, sobrevivência e crescimento da prole (Br nmark *et al.*, 2014). A distância percorrida pela maioria dos peixes de água doce durante a migração ainda é pouco conhecida, mas podem ser de extensão considerável e entre porções morfolologicamente distintas dos rios (Freeman *et al.*, 2003). Para algumas espécies, o ciclo de vida completo inclui migração ascendente em direção às cabeceiras dos rios para desova, seguida de migração descendente passiva dos ovos e larvas em desenvolvimento, culminando com a chegada dos juvenis em locais apropriados para o crescimento que, geralmente, inclui as lagoas marginais e áreas de inundação dos rios (Agostinho *et al.*, 2003; Sato *et al.*, 2003; Brito *et al.*, 2013).

Porque temos poucas informações sobre a área de vida das espécies de peixes neotropicais e conseqüentemente do Pantanal, não podemos estimar se uma espécie que desova nas áreas de cabeceira em uma determinada sub-bacia completa seu ciclo de vida nesta mesma sub-bacia ou se (ainda que em menor proporção) se dispersa para outras sub-bacias na RH. Informações sobre a estrutura genética das populações do pintado (*P. corruscans*) na bacia do rio da Paraguai-Paraná sugerem forte tendência de que os indivíduos retornam para se reproduzir na mesma região em que nasceram (Pereira *et al.*, 2009), assim, se o mesmo padrão ocorre para o cachara (*P. reticulatum*) estas espécies, que representaram cerca de 32,4% da captura na RH, devem apresentar uma clara diferenciação genética entre as sub-bacias, o que reforça a necessidade de conservação de populações geneticamente viáveis nas diferentes sub-bacias. Para o pintado, Benites (2008) já observou no Pantanal a diferenciação genética entre a população que ocupa a região do rio Paraguai e aquelas que ocupam os afluentes, com rio Negro e Miranda, formando um grupo mais coeso. Esta conclusão reforça a necessidade supracitada de conservação genética das populações.

Na região hidrográfica do alto rio Paraguai, a pesca é uma importante atividade econ mica, correspondendo a uma das principais fontes de renda e alimento das famílias ribeirinhas (Mateus *et al.*, 2011) e de empresas ligadas ao turismo. Assim, além da sua importância ecológica, os recursos pesqueiros são fundamentais para a pesca recreativa e profissional artesanal (Catella, 2003). As espécies migradoras respondem pela maior parte da produção pesqueira da pesca artesanal (Mateus *et al.*, 2004, Mateus *et al.*, 2011) e são as principais espécies alvo da pesca esportiva (Netto & Mateus, 2009). Estas espécies possuem ovos demersais livres, não adesivos, que dependem da correnteza para dispersão e oxigenação (Rizzo & Godinho, 2003). Portanto, a conectividade hidrológica dos rios é essencial para a integridade ecológica da bacia hidrográfica e, conseqüentemente, para a manutenção dos movimentos migratórios que garantem a reprodução e a persistência das populações de peixes.

As alterações antrópicas que afetam a conectividade hidrológica, tais como barragens e desvios dos cursos naturais dos rios para irrigação, por exemplo, podem ter efeitos negativos severos sobre as funções ecológicas (Greathouse *et al.*, 2006; Agostinho *et al.*, 2016). Com relação às espécies migratórias, os efeitos são imediatos, pois alterações do curso dos rios dificultam ou interrompem o fluxo migratório e impedem que os indivíduos alcancem as áreas de reprodução, induzindo a fragmentação das áreas de desova e de crescimento e afetando a dispersão passiva dos ovos e larvas. Adicionalmente, alterações dos cursos dos rios levam a modificações no ambiente aquático através da sedimentação, canalização, alteração no pulso de inundação, mudanças na temperatura da água e fluxo de nutrientes entre ecossistemas adjacentes (Hall *et al.*, 2011). A redução na vazão, por exemplo, poderia dificultar a deriva dos ovos e larvas e aumentar a taxa de mortandade nesta fase, reduzindo o recrutamento. Alterações no pulso de inundação podem levar a alterações no gatilho para o desenvolvimento gonadal e migração reprodutiva, reduzindo o tamanho do estoque desovante. Mudanças no fluxo de nutrientes alteram a produtividade dos ecossistemas e podem acelerar a perda de habitats, com potenciais efeitos na

cadeia alimentar, redução da biodiversidade e declínio de populações (Hall *et al.*, 2011). A alteração na conectividade entre habitat, provocada pela fragmentação dos rios, impede movimentos migratórios dos peixes (Agostinho *et al.*, 2003), com reflexos diretos no recrutamento das populações (Petry *et al.*, 2003) e consequentemente na pesca alterando a composição e abundância dos estoques (Marmulla, 2001; Welcomme & Halls, 2004).

4.4. Referências

- Agostinho AA, Gomes LC, Suzuki HI, Júlio Jr HF. Migratory fish of upper Paraná River basin, Brazil. In: Carolsfeld J, Harvey B, Baer A, Ross C (Eds). Migratory fishes of South America: biology, fisheries, and conservation status. World Fisheries Trust, Victoria, BC, Canada, 2003. p. 19-99.
- Agostinho AA, Gomes LC; Santos, NCL, Ortega JCG, Pelicice FM. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. Fish Res. 2016; 173: 26–36.
- Anderson M J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. Austral Ecology. 2001; 26: 32- 46.
- Barbosa LM. Tamanho da primeira maturação em espécies de interesse comercial na bacia do alto Paraguai – Mato Grosso: novos subsídios para o estabelecimento do tamanho mínimo de captura. [Dissertação de Mestrado]. Cuiabá: Universidade Federal de Mato Grosso; 2019.
- Barzotto E, Mateus L. Reproductive biology of the migratory freshwater fish *Salminus brasiliensis* (Cuvier, 1816) in the Cuiabá River basin, Brazil. J Appl Ichthyol. 2017; 33: 415-422.
- Barzotto E, Oliveira M, Mateus L. Reproductive biology of *Pseudoplatystoma corruscans* (Spix and Agassiz, 1829) and *Pseudoplatystoma reticulatum* (Eigenmann and Eigenmann, 1889), two species of fisheries importance in the Cuiabá River Basin, Brazil. J Appl Ichthyol. 2017; 33:29-36
- Benites C. Caracterização genética do pintado *Pseudoplatystoma corruscans* (Spix & Agassiz, 1829) (Siluriformes: Pimelodidae) da bacia Paraná-Paraguai, por marcadores moleculares tipo microsatélite. Jaboticabal: Universidade Estadual Paulista; 2008. Available from: https://repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/100216/benites_c_dr_jabo.pdf?sequence=1&isAllowed=y.
- Britto SG, Carvalho ED. Reproductive migration of fish and movement in a series of reservoirs in the Upper Parana River basin, Brazil. Fish Manag Ecol. 2013; 20(5): 426–433.
- Brönmark C, Hulthén K, Nilsson PA, Skov C, Hansson LA, Brodersen J, Chapman BB. There and back again: migration in freshwater fishes. Can J Zool. 2014; 92(6): 467–479.
- Campos MM, Tritico HM, Girard P, Zeilhofer P, Hamilton SK, Fantin-Cruz I. Predicted impacts of proposed hydroelectric facilities on fish migration routes upstream from the Pantanal wetland (Brazil). River Res Appl 2020; 1-13.
- Catella AC. Reflexões sobre a pesca esportiva no Pantanal Sul: crise e perspectivas. Corumbá: EMBRAPA; CPAP. Artigo de Divulgação na Mídia. 2003; 46: 5p.
- Costa RMR, Mateus L. Reproductive biology of pacu *Piaractus mesopotamicus* (Holmberg, 1887) (Teleostei: Characidae) in the Cuiabá River Basin, Mato Grosso, Brazil. Neotrop Ichthyol. 2009; 7: 447-458.

- Freeman MC, Pringle CM, Greathouse EA, Freeman BJ. Ecosystem-Level Consequences of Migratory Faunal Depletion Caused by Dams. *Ame Fish Soc Symp.* 2003; 35:255–266.
- Greathouse EA, Pringle CM, Mcdowell WH, Holmquist JG. Indirect upstream effects of dams: consequences of migratory consumer extirpation in Puerto Rico. *Ecol Appl.* 2006; 16(1): 339–352.
- Hall CJ, Jordaan A, Frisk MG. The historic influence of dams on diadromous fish habitat with a focus on river herring and hydrologic longitudinal connectivity. *Land Ecol.* 2011; 26(1): 95–107.
- Pereira LHG, Foresti F, Oliveira C. Genetic structure of the migratory catfish *Pseudoplatystoma corruscans* (Siluriformes: Pimelodidae) suggest homing behaviour. *Ecol Freshw Fish* 2009;18: 215-225.
- Habib I, Samplers I, Uyttendaele M, De Zutter L, Berkvens D. A Bayesian modelling framework to estimate *Campylobacter* prevalence and culture methods sensitivity: application to a chicken meat survey in Belgium. *J Appl Microbiol.* 2008; 105(6): 2002-08.
- Marmion M, Parviainen M, Luoto M, Heikkinen RK, Thuiller W. Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling. *Divers Distrib* 2009; 15: 59-69.
- Marmulla G. Dams, fish and fisheries: opportunities, challenges and conflict resolution. *Food & Agriculture.* 2001, p.419.
- Mateus LAF, Penha JMF, Petrere M. Fishing resources in the rio Cuiabá basin, Pantanal do Mato Grosso, Brazil. *Neotrop Ichthyol.* 2004; 2(4): 217–227.
- Mateus LAF, Vaz M, Catella A. Fishery and fishing resources in the Pantanal. In: JUNK W, DA Silva C, Nunes Da Cunha C, Wantzen M. *The Pantanal: ecology and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland.* Pentasoft, 2011, 870p.
- Netto S, Mateus L. Comparação entre a pesca profissional-artesanal e pesca amadora no Pantanal de Cáceres, Mato Grosso, Brasil. *Bol Inst Pes.* 2009; 35(3): 373 - 387.
- Oksanen J, Blanchet FG, Friendly M, Kindt R, Legendre P, McGlinn D, O'Hara B, Simpson GL, Solymos P, Stevens MHH, Szoecs E, Wagner H. Package 'vegan'. *Community Ecology Package [Computer software manual - Internet].* R package version 2.4-2; 2011. Disponível em: <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Peixer J, Mateus L, Resende EK. First gonadal maturation of *Pirirampus pirinampu* (Siluriformes: Pimelodidae) in the Pantanal, Mato Grosso do Sul State, Brazil. *Braz J Biol.* 2006; 66: 317-323.
- Plummer M. *rjags: Bayesian graphical models using MCMC.* [Computer software manual - Internet]. R package 3-13; 2014. Disponível em: <http://CRAN.R-project.org/package=rjags>.
- R Development Core Team. *R: a language and environment for statistical computing* [Computer software manual - Internet]. Vienna: R Foundation for Statistical Computing; 2014. Disponível em: <https://www.r-project.org/>



Capítulo 5

5. Ictioplâncton e áreas de desova

5.1. Análise dos dados

A abundância dos organismos capturados nas redes de plâncton foi padronizada para um volume de 10m³ de água filtrada de acordo com Tanaka (1973), modificado por Nakatani *et al.* (2001), utilizando-se a expressão: $Y=(X/V).10$, onde: Y = Densidade de organismos/10m³; X = Número de organismos capturados; V = Volume de água filtrada (m³). Para o cálculo do volume de água filtrada foi utilizada a expressão: $V= a.n.c$; onde: V = Volume de água filtrada (m³); a = Área da boca da rede (m²); n = Número de rotações do fluxômetro; c = Fator de calibração do fluxômetro.

Após esta padronização, as abundâncias foram transformadas para fluxo de ovos ou larvas/dia, a partir dos dados de vazão de cada corpo hídrico. Para isso, primeiramente foi estimada, a partir dos dados do fluxômetro, a velocidade da água (Ve) (m/s) no momento da coleta por meio da seguinte expressão: $Ve = ((D*26873)/999999)/t$, onde: D = diferença entre o fluxo inicial e final (medidos no fluxômetro) e t = tempo de exposição da rede. Demais valores são constantes. Posteriormente, essa variável foi transformada em km/h (1 m/s = 3,6 k/h). Em posse destes dados a equipe de Instituto de Pesquisas Hidráulicas – IPH/UFRGS, fez a estimativa da vazão para cada amostragem realizada.

A vazão nos pontos amostrais foi estimada através do modelo hidrológico MGB (“Modelo Hidrológico de Grandes Bacias”), que consiste em um modelo distribuído (ou semi-distribuído), voltado para aplicações em grandes bacias hidrográficas com as típicas condições de disponibilidade de dados encontradas no Brasil. Inicialmente proposto por Collischonn & Tucci (2001), o modelo vem sendo aprimorado desde então, com novas aplicações e novas metodologias (Allasia *et al.*, 2006; Paiva *et al.*, 2011, 2013; Fan *et al.*, 2014a; Pontes *et al.*, 2015, 2017; Fleischmann *et al.*, 2015, 2017).

O MGB é um modelo hidrológico baseado em processos, o que significa que são utilizadas equações físicas e conceituais para simular o ciclo hidrológico continental. Os processos representados são: balanço hídrico no solo; balanço de energia e evapotranspiração; interceptação, geração e propagação de escoamentos superficial, subsuperficial e subterrâneo nos elementos de discretização da bacia hidrográfica; e propagação de vazão na rede de drenagem em rios e reservatórios. Com relação à propagação de vazões nos segmentos da rede de drenagem adotadas no MGB, existem dois métodos que podem ser utilizados: o método Muskingum-Cunge e método inercial. Para simulação da RH Paraguai foi adotado o método inercial.

O método inercial de propagação de vazões está baseado numa solução das equações de Saint-Venant em que o termo de inércia advectiva é desprezado. Essa simplificação é válida porque esse termo tem um peso muito inferior aos demais termos na maior parte das aplicações.

O método de propagação inercial para representação do escoamento unidimensional em rios e canais foi avaliado por Fan *et al.* (2014b) e Monteiro *et al.* (2015), mostrando resultados quase idênticos aos obtidos com o modelo HEC-RAS, que resolve as equações completas de Saint-Venant.

O método inercial resolve as equações de Saint-Venant simplificadas, apresentadas a seguir.

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + gA \frac{\partial h}{\partial x} - gAS_0 + gAS_f = 0$$

$$\frac{\partial A}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial x} = 0$$

onde Q é a vazão; A é a área da seção transversal ao escoamento; x é a distância no sentido longitudinal; t é o tempo; e q é a vazão por unidade de largura de contribuição lateral, h é a profundidade do rio, S_0 é a declividade do fundo do rio; S_f representa a perda de energia por atrito com o fundo e as margens; g é a aceleração da gravidade.

Para resolver as equações simplificadas de Saint-Venant, no método inercial foi adaptado para uma versão unidimensional o esquema numérico inicialmente proposto para escoamento bidimensional descrito por Bates *et al.* (2010).

No método inercial um rio é dividido em trechos de comprimento relativamente constante, da ordem de 1 a 15 km, e a equação da continuidade (ver abaixo) é aplicada aos trechos de rio, com as variáveis nível da água e profundidade definidas no centro do trecho. A equação dinâmica (ver abaixo), por outro lado, é aplicada na interface entre dois trechos adjacentes, e a variável vazão é definida nesta interface.

Para cada trecho de rio é definida, na etapa de pré-processamento, a bacia de contribuição imediata, com base nos dados do MDT (Modelo Digital de Terreno).

Aproximando as derivadas por diferenças finitas, a equação da continuidade é:

$$\frac{V^{t+\Delta t} - V^t}{\Delta t} = Q_l^t + \left(\sum Q_u^t \right) - Q_d^t$$

onde V (m^3) é o volume de água armazenado em um trecho de rio; t é o tempo (s); Q_l é o aporte de vazão originado na mini-bacia imediatamente conectada ao trecho ($m^3.s^{-1}$); Q_u é a vazão que chega do trecho de rio localizado imediatamente a montante (o somatório na equação indica que pode haver mais de um trecho localizado a montante); e Q_d é a vazão que segue para o trecho de rio localizado a jusante ($m^3.s^{-1}$).

Adotando o esquema numérico descrito por Bates *et al.* (2010), utilizando a formula de Manning para estimar o termo S_f , e rearranjando os demais termos, a equação dinâmica pode ser reescrita como:

$$Q_d^{t+\Delta t} = \left(\frac{\left((Q_d^t) - g \cdot A^t \cdot \Delta t \cdot (S_w) \right)}{\left(1 + \frac{g \cdot \Delta t \cdot (|Q_d^t|) \cdot n^2}{A^t \cdot (R^t)^{4/3}} \right)} \right)$$

onde Q_d é a vazão escoando para o próximo trecho; A é a área da seção transversal (m^2); g é a aceleração da gravidade ($m.s^{-2}$); R é o raio hidráulico (m); S_w é a declividade da linha da água entre dois trechos de rio (adimensional); n é o coeficiente de rugosidade de Manning; Δt é o intervalo de tempo de cálculo (s); e os índices t e $t+\Delta t$ representam o instante de tempo atual e futuro, respectivamente.

A partir de uma condição inicial, em que o nível da água é considerado conhecido em todos os trechos, as equações dinâmica e da continuidade são aplicadas sucessivamente. Primeiramente é obtida a vazão nas interfaces entre todos os trechos, utilizando a equação dinâmica. Posteriormente, a equação da continuidade é aplicada, permitindo obter o volume armazenado em cada trecho ao final do intervalo de tempo. Este volume é utilizado então para estimar o nível da água, a cada intervalo de tempo, através da interpolação de uma tabela que relaciona

o nível com o volume em cada trecho. Essa tabela é criada na etapa de pré-processamento, a partir de dados do MDT e a partir de estimativas da forma da seção transversal, conforme Pontes *et al.* (2015).

O esquema numérico adotado é explícito, e, por isso, está sujeito a uma restrição do tamanho do intervalo de tempo adotado, para evitar instabilidade numérica. Na escolha do valor de Δt , deve ser respeitada a condição de Courant-Friedrichs-Levy (CFL). Maiores detalhes sobre o método inercial de propagação de vazões podem ser encontrados nos trabalhos de Fan *et al.* (2014a, b); Monteiro *et al.* (2015); Pontes *et al.* (2015, 2017).

A Região Hidrográfica Paraguai foi representada no modelo hidrológico MGB até a foz do rio Apa, sendo que a própria bacia do rio Apa foi incluída na área. A discretização da RH Paraguai foi baseada na análise do Modelo Digital de Elevação (MDE) do SRTM, previamente condicionado com base no mapa de hidrografia em escala 1:250.000 da base de dados da ANA. A partir deste MDE foram realizados os processos de remoção de depressões, definição de direções de escoamento, e definição da rede de drenagem, de acordo com os métodos descritos por Siqueira *et al.* (2016).

Quanto à aplicação do modelo MGB, a RH Paraguai foi discretizada em um total de 19468 mini-bacias, seguindo o critério de divisão baseado em trechos de rio com comprimento constante, de acordo com Siqueira *et al.* (2016), utilizando a ferramenta IPH-Hydro Tools. O comprimento de rio adotado para a discretização foi 10 km.

Além da divisão em mini-bacias, a região também foi dividida em um total de 33 sub-bacias. Essas sub-bacias foram definidas com base na disponibilidade de dados de vazão medidos, para permitir maior flexibilidade na calibração do modelo hidrológico

O modelo MGB-IPH foi calibrado procurando representar adequadamente o regime hidrológico da região do planalto da RH Paraguai. A comparação entre hidrogramas calculados e observados nos postos fluviométricos, sugerem que o modelo MGB representa de forma satisfatória os principais aspectos do regime hidrológico da região.

Assim, com as vazões calculadas pelo modelo e com os dados de densidade de ovos e larvas coletados, foi possível calcular o fluxo destes indivíduos em cada coleta. A partir destas informações, mapas da área de estudo foram gerados indicando os fluxos médios de ovos e larvas, separadamente, em cada ponto amostral da RH Paraguai, a fim de fornecer uma noção visual da distribuição geográfica do ictioplâncton.

Os procedimentos abaixo descritos foram realizados tanto para a apresentação geral da RH Paraguai, quanto para as seções específicas de cada sub-bacia, contendo os respectivos pontos amostrais, conforme sinteticamente descritos na Tabela 5.1.

Tabela 5.1. Listagem de pontos amostrais do ictioplâncton em cada sub-bacia, discriminando a sua localização, o agrupamento adotado para ele (isto é, pareamento de pontos comparáveis entre si, de acordo com sua localização), e o ciclo reprodutivo em que foram amostrados. *Sub-bacia cujos dados utilizados têm origem secundária, à exceção o rio Mutum.

Sub-bacia	Ponto Amostrai	Localização	Agrupamento	Ciclo Reprodutivo
Alto Paraguai	SEPF	Rio Sepotuba - acima da foz do Formoso	Formoso	2017/2018-2018/2019
	FOR	Rio Formoso - acima da confluência com Sepotuba	Formoso	2017/2018-2018/2019
	SEPJ	Rio Sepotuba - acima da foz do Juba	Juba	2017/2018-2018/2019
	JUB	Rio Juba - acima da confluência com Sepotuba	Juba	2017/2018-2018/2019
	VERN	Rio Vermelho - acima da confluência com Cabaçal	Cabaçal	2017/2018-2018/2019
	CAB1	Rio Cabaçal - acima da confluência com Vermelho	Cabaçal	2017/2018-2018/2019
	SEP3	Rio Sepotuba - acima da confluência com Paraguai	Paraguai	2017/2018-2018/2019
	PAR	Rio Paraguai - acima da foz do Sepotuba	Paraguai	2017/2018-2018/2019
	CAB2	Rio Cabaçal - acima da confluência com Paraguai	CAB2	2017/2018-2018/2019
	JAUMT	Rio Jauru	JAUMT	2017/2018-2018/2019
Cuiabá*	MUT	Rio Mutum	MUT	2017/2018-2018/2019
	MJ-1	Rio Manso	MJ1	2002/2003-2003/2004
	MJ-2	Rio Manso	MJ2	2002/2003-2003/2004
	MJ-3	Rio Manso - acima da confluência com Cuiabá	MJ3	2002/2003-2003/2004
	CB-1	Rio Cuiabazinho – acima da confluência com o Manso	MJ3	2002/2003-2003/2004
	CB-2	Rio Cuiabá	CB2	2002/2003-2003/2004
São Lourenço	SLO1	Rio São Lourenço - acima da foz com Tenente Amaral	TAM	2018/2019
	TAM	Córrego Tenente Amaral - acima da confluência com São Lourenço	TAM	2018/2019
	PRAT	Rio Prata	PRAT	2017/2018
	IBO	Rio Ibo	IBO	2017/2018
	SALO	Rio São Lourenço - acima da confluência com Vermelho	SALO	2018/2019
	VER2	Rio Vermelho - acima da confluência com Ponte de Pedra	Vermelho2	2018/2019
	POP	Rio Ponte de Pedra - acima da confluência com Vermelho	Vermelho2	2018/2019
	VER1	Rio Vermelho - acima da confluência com Tadarimana	Vermelho1	2018/2019
	TAD	Rio Tadarimana - acima da confluência com Vermelho	Vermelho1	2018/2019
	PPD	Rio Ponte de Pedra - acima da confluência com Anhumas	Ponte	2017/2018
	ANHU	Rio Anhumas - acima da confluência com Ponte de Pedra	Ponte	2017/2018
Piquiri	CORR	Rio Correntes - acima da confluência com Comprido	Correntes	2017/2018
	COMP	Ribeirão Comprido - acima da confluência com Correntes	Correntes	2017/2018
	PIBE	Córrego Piranema	PIBE	2018/2019
	PIQ	Rio Piquiri - acima da foz do rio Tauá	Piquiri	2017/2018-2018/2019
	TAU	Rio Tauá - acima da confluência com Piquiri	Piquiri	2017/2018-2018/2019
Taquari	TAQ	Rio Taquari - acima da foz do rio Ariranha	Taquari	2017/2018-2018/2019
	ARI	Rio Ariranha - acima da confluência com Taquari	Taquari	2017/2018-2018/2019
	TAME	Rio Taquari médio	TAME	2017/2018-2018/2019
	COX1	Rio Coxim - acima da foz do Verde	Verde	2017/2018-2018/2019

	VER	Rio Verde - acima da confluência com Coxim	Verde	2017/2018-2018/2019
	COX2	Rio Coxim - acima da foz do Jauru	COX2	2017/2018-2018/2019
	JAU1	Rio Jauru - acima da confluência com Coxim	COX2	2017/2018-2018/2019
	JAU2	Rio Jauru- acima da foz do Figueirão	JAU2	2017/2018-2018/2019
	FIG	Rio Figueirão - acima da confluência com Jauru	JAU2	2017/2018-2018/2019
	COX3	Rio Coxim - acima da foz do Camapuã	CAM	2017/2018-2018/2019
	CAM	Rio Camapuã - acima da confluência com o Coxim	CAM	2017/2018-2018/2019
Negro	NEGRI	Rio Negrinho	NEGRI	2017/2018-2018/2019
	RICO	Córrego Rico	RICO	2017/2018-2018/2019
	PEIXE	Rio do Peixe	PEIXE	2017/2018-2018/2019
	NEGRO	Rio Negro	NEGRO	2017/2018-2018/2019
Apa	PERD	Rio Perdido	Apa	2017/2018-2018/2019
	APA	Rio Apa	Apa	2017/2018-2018/2019

O fluxo médio de ovos e larvas foi comparado entre as sub-bacias (ou pontos amostrais de cada sub-bacia) através de modelos lineares generalizados (GLMs). Neles, a variável dependente considerada foi a contagem do número de indivíduos capturados em cada unidade amostral, com distribuição binomial negativa e função de ligação logarítmica. A variável dependente foi modelada como o fluxo (milhões de ovos ou larvas/dia) em cada unidade amostral através da adição de uma variável offset, como segue:

$$offset = \log \left(10^6 \times \frac{volume}{vazão \times 86400} \right).$$

Sendo que 86400 são os segundos contidos em um dia e o 106 corresponde à conversão em milhões de ovos ou larvas/dia.

As médias desses fluxos foram representadas em gráficos de barras, para ovos e larvas, separadamente. Modelos lineares generalizados também foram gerados para comparar o fluxo médio de ovos e larvas nos dois ciclos reprodutivos amostrados (2017/2018 e 2018/2019, e 2002/2003 e 2003/2004 para os dados secundários), considerando a interação entre os fatores sub-bacia (ou pontos amostrais em cada sub-bacia) e ciclo reprodutivo. Neles, o primeiro ciclo reprodutivo foi tratado como nível de referência, permitindo comparar seus fluxos de ovos e larvas com o segundo ciclo reprodutivo. Os exponenciais dos coeficientes de regressão foram interpretados como o risco do fator associado, que representa quantas vezes o fluxo no nível analisado (segundo ciclo reprodutivo) representa do fluxo do nível de referência (primeiro ciclo) para cada sub-bacia (ou ponto amostral de cada sub-bacia), no caso de interação entre os fatores. As médias desses fluxos foram representadas em gráficos de barras, para ovos e larvas, separadamente, para cada sub-bacia (ou ponto amostral), contendo também a estimativa das vazões para ambos os ciclos reprodutivos.

PERMANOVAs fatoriais foram realizadas com objetivo de avaliar se a estrutura da assembleia de larvas (identificada ao menos até o nível de família) foi significativamente diferente entre as sub-bacias ou agrupamentos de pontos amostrais de cada sub-bacia. No caso de fator significativo, foram realizados testes par-a-par *a posteriori*, a fim de identificar os pares que foram significativamente diferentes entre si. Para essas PERMANOVAs e para as PCoAs descritas a seguir, dentro das análises específicas das sub-bacias, o fator considerado não foi os pontos amostrais individualmente, mas o agrupamento daqueles comparáveis entre si (Tabela 5.1). Essa medida foi tomada devido ao elevado número de pontos amostrais de algumas sub-bacias, que poderiam gerar dificuldade de visualização dos gráficos das ordenações e de interpretação dos resultados.

Também quando o fator foi significativo, a fim de sumarizar os padrões da estrutura da assembleia ictioplanctônica, foram realizadas análises de coordenadas principais (PCoA) e seus eixos foram plotados em um gráfico de dispersão. Nestes gráficos também foram plotados círculos representativos dos fluxos de larvas relativos aos táxons mais abundantes. Gráficos de setores foram inseridos de maneira periférica ao gráfico da PCoA, considerando as proporções dos fluxos médios de larvas por cada nível (sub-bacia ou agrupamento de pontos amostrais), dos táxons com maior correlação (Spearman) com os eixos 1 e 2 da PCoA.

Os fluxos médios de larvas dos táxons considerados alvo foram descritos através de gráficos de barras empilhadas, contendo a proporção média de cada táxon em cada sub-bacia (ou ponto amostral de cada sub-bacia).

Para a análise individual de cada sub-bacia também foram realizados GLMs, conforme metodologias descritas acima, a fim de comparar os fluxos de ovos e de larvas nos diferentes estratos amostrados (superfície e fundo) e horários das coletas (variação nictemeral). As médias dos fluxos nos níveis desses dois fatores foram expressas em gráficos de barras para ovos e larvas, separadamente.

Também para a análise individual de cada sub-bacia, foi realizada a estimativa das áreas de desova dos táxons-alvo. Para tanto, a proporção dos estágios de desenvolvimento embrionário e larvais de cada táxon foram apresentados em gráficos de barras empilhadas nos pontos amostrais.

5.1.1. Metodologia para identificação dos potenciais locais de desova

Para buscar o conhecimento da dinâmica de desova das espécies migradoras da RH Paraguai a fim de avaliar o potencial impacto de novas UHEs na taxa de reprodução destas espécies, a equipe do projeto responsável pelos estudos de ictiologia foi à campo em diferentes anos para coletar e quantificar a abundância de ovos e larvas de peixes em diferentes locais.

Uma vez que nesta fase inicial do desenvolvimento a velocidade da água é a grande responsável por carregar estes ovos e larvas na calha do rio, e que aquele dado pode ser obtido através da modelagem hidráulica dos mesmos, a combinação dos resultados obtidos em campo com os resultados da aplicação do modelo MGB permitiram mapear os prováveis locais de desova em função do tempo de desenvolvimento dos organismos no momento da coleta.

Conforme comentado, o fluxo da água é o principal responsável por carregar os ovos e larvas de peixes de montante para jusante, sendo a velocidade deste fluxo crucial para que as larvas se encontrem nos habitats adequados para realizar sua alimentação no período de desenvolvimento mais avançado. Caso as larvas não cheguem a estes locais onde há maior disponibilidade de alimentos, correm o risco de morrer de inanição.

Ao todo foram realizadas coletas de ictiopâncton em 44 pontos amostrais, dos quais grande parte se localiza a montante de importantes tributários com as confluências dos principais rios das sub-bacias do alto Paraguai, São Lourenço, Piquiri, Taquari, Negro e Apa. Esta metodologia não foi aplicada para os dados da sub-bacia do rio Cuiabá, pois são dados secundários derivados de um estudo no qual não havia previsão de análise de estágios de desenvolvimento (Figura 5.1).

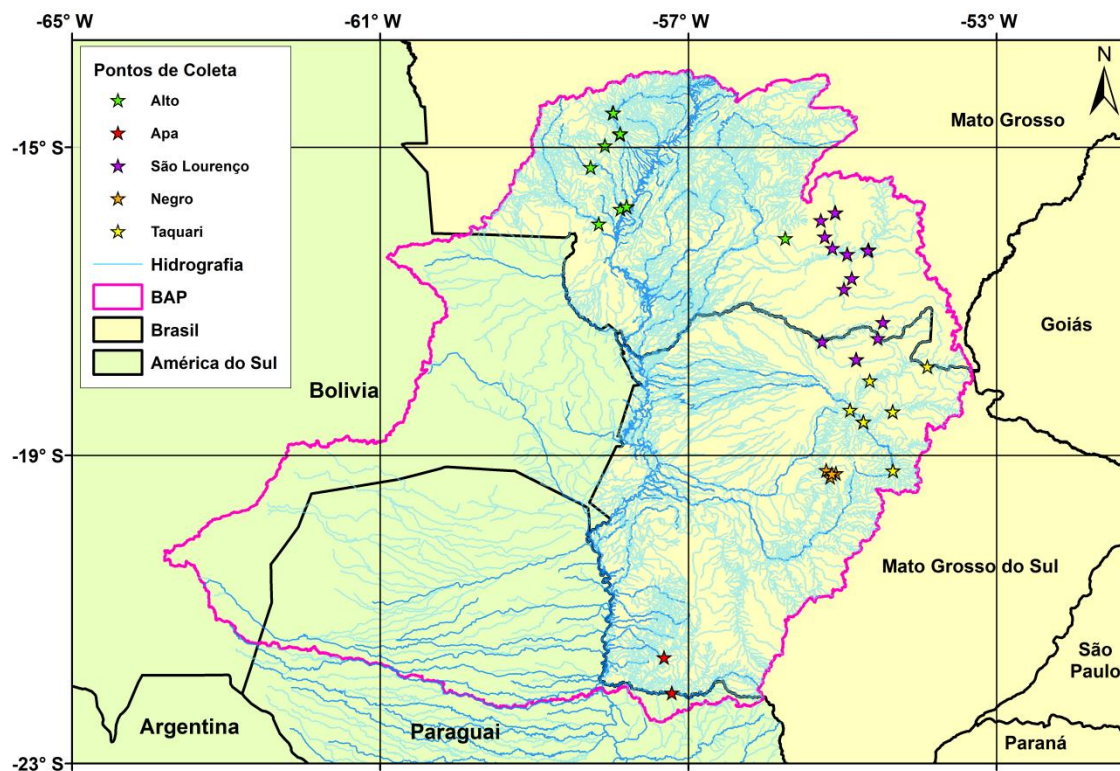


Figura 5.1. Mapa com os pontos de coleta de ovos e larvas de peixes na RH Paraguai entre outubro de 2017 a março de 2019.

Como descrito, o modelo hidrológico MGB (“Modelo Hidrológico de Grandes Bacias”) foi aplicado para toda a RH Paraguai até a confluência com o rio Apa, para fornecer as vazões em cada uma das minibacias durante o período simulado e calibrado, entre 1985 e 2015. Uma vez que as coletas realizadas pelas equipes foram até o início de 2019, a série simulada e apresentada nos produtos anteriores foi estendida até março de 2019 com o uso de informações mais recentes dos postos pluviométricos.

O método inercial foi adotado para fornecer as vazões ao fim de cada trecho da rede de drenagem que limita as minibacias e, ao dividir a vazão do trecho pela área molhada do mesmo, incluindo as regiões das planícies, foi possível obter as velocidades de cada segmento. A Figura 5.2. apresenta um exemplo de um mapa de velocidades para a bacia do rio Taquari em uma data específica, que corresponde a uma daquelas na qual houve coleta de ovos e larvas na região.

Uma vez definidas as velocidades de cada trecho, foi possível determinar para cada ponto de coleta quanto tempo, em horas, a água de cada trecho a montante demoraria para alcançá-los. O mapa com estes tempos de deslocamento da água para um dia específico até o ponto de coleta de sigla TAME, na bacia do Taquari, é apresentado como exemplo na Figura 5.3. De maneira geral, esses tempos foram calculados para todos os 44 locais de coleta com base na média das velocidades de cada trecho nas datas de coleta de cada ponto.

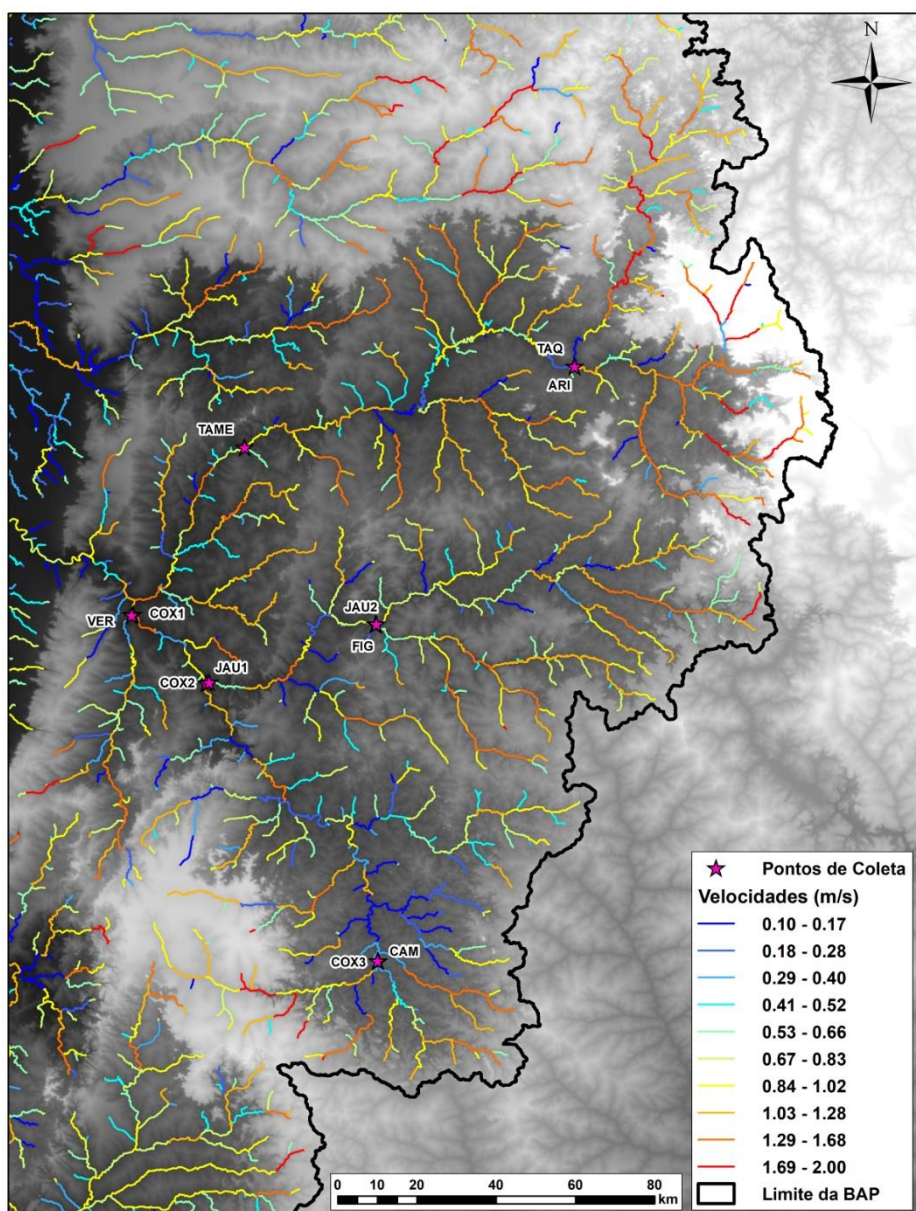


Figura 5.2. Mapa de pontos de coleta e de velocidades por trecho na sub-bacia do rio Taquari, para um dia específico de coleta.

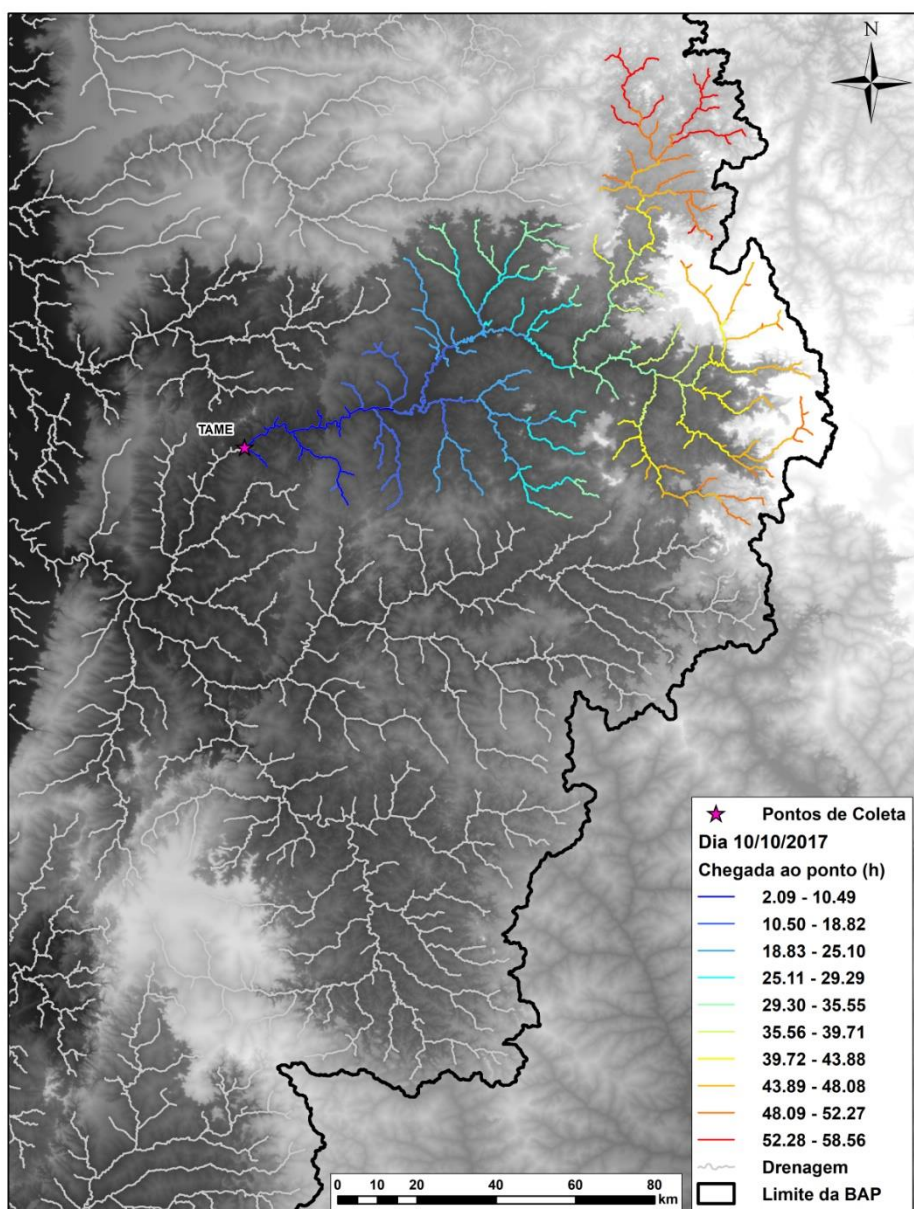


Figura 5.3. Tempos de deslocamento da água até o ponto de coleta TAME, sub-bacia do rio Taquari, com base nas velocidades do dia de coleta 10/10/2017.

Até os peixes atingirem o período adulto, estes passam por diferentes etapas do desenvolvimento, entre ovo e larva, cada qual com características únicas conforme a idade que define, também, diferentes estágios de ovos e larvas. Estes estágios, possuem diferentes idades (horas de desenvolvimento) que variam de espécie para espécie de peixe, sendo classificadas em:

- Ovos: clivagem inicial (CI), embrião inicial (EI), cauda livre (CL) e embrião final (EF);
- Larvas: larval vitelino (LV), pré-flexão (PF), flexão (FL) e pós-flexão (FP).

A Tabela 5.2 apresenta os tempos de desenvolvimento para ovos e larvas das espécies alvo, bem como das famílias Anostomidae e Pimelodidae, cujos dados foram encontrados na literatura.

Tabela 5.2. Tempo de desenvolvimento inicial (embrionário e larval) de espécies de peixes migradoras e com importância para a pesca (espécies alvo) na RH Paraguai. CI=clivagem inicial, EI=embrião inicial, CL=cauda livre, EF=embrião final, LV=larval vitelino, PF=pré-flexão, FL=flexão e FP=pós-flexão.

Táxon	Embrionário (horas)				Larval (horas)				Referência
	CI	EI	CL	EF	LV	PF	FL	FP	
Anostomidae	0,30	7,15	11,15	14,30	16,00	40,00	64,30	342,00	*
<i>Brycon hilarii</i> (Ref. <i>Brycon orbignyanus</i>)	0,30	4,30	8,30	10,30	12,00	24,00	54,00	237,00	1
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	ND	4,00	8,00	ND	16,00	ND	ND	ND	2
<i>Megaleporinus macrocephalus</i>	0,30	6,00	10,00	ND	ND	ND	ND	ND	3
<i>Megaleporinus obtusidens</i>	0,30	8,30	12,30	14,30	16,00	40,00	64,30	342,00	1
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	0,30	6,30	12,30	14,30	16,30	40,30	70,30	377,00	1
Pimelodidae	0,30	6,01	10,26	11,58	14,11	28,15	56,22	168,15	**
<i>Prochilodus lineatus</i>	0,30	8,00	12,00	14,00	16,00	21,00	86,00	279,00	1
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	0,15	6,15	8,15	11,15	12,15	20,15	79,15	ND	1
<i>Pseudoplatystoma reticulatum</i>	0,30	6,00	10,00	12,00	14,00	26,00	38,00	194,00	4
<i>Pseudoplatystoma</i> spp.	ND	6,00	9,00	11,00	13,50	33,50	60,50	194,00	***
<i>Salminus brasiliensis</i>	0,30	6,30	12,30	13,30	14,15	20,15	32,15	74,00	1
<i>Zungaro jahu</i>	0,45	6,30	13,30	ND	14,30	38,30	50,30	142,30	5
Ovos	0,30	6,41	11,36	13,16					****

*Tempo médio obtido entre as espécies alvo pertencentes a família Anostomidae (*M. macrocephalus* e *M. obtusidens*); **Tempo médio obtido entre as espécies alvo pertencentes a família Pimelodidae (*H. platyrhynchos*, *P. corruscans*, *P. reticulatum* e *Z. jahu*); ***Tempo médio obtido entre as espécies alvo *P. corruscans* e *P. reticulatum*; ****Tempo médio obtido para cada estágio de desenvolvimento disponível das espécies alvo;
¹Nakatani et al. (2001); ²Andrade et al. (2014); ³Reynalte-Tataje et al. (2001); ⁴Andrade et al. (2016); ⁵Nogueira et al. (2005).

Através das amostragens realizadas nos pontos de coleta foram identificadas quais espécies e em quais estágios do desenvolvimento essas se encontravam. A partir dessa informação de quantas horas de vida cada indivíduo possuía e conhecendo o tempo de deslocamento da água até cada ponto de coleta, foi possível fazer a correlação com os dados tabelados de desenvolvimento e estimar os locais prováveis de desova para que cada espécie chegasse ao ponto de coleta no estágio de desenvolvimento em que foi coletada. Isso assumindo que estas se deslocariam exclusivamente com a vazão dos rios, que é uma premissa suportada pela literatura científica.

Além da identificação do estágio de desenvolvimento em que cada espécie coletada se encontrava, uma segunda informação obtida foi a densidade de coleta de cada espécie em cada estágio de desenvolvimento. Essas densidades foram calculadas para ovos e larvas a cada 10 m³. Assim, multiplicando-se esse valor pela vazão modelada pelo MGB, para cada trecho onde houveram coletas, foi possível obter a informação do fluxo de ovos e larvas em indivíduos por segundo em cada ponto de coleta.

Agregando-se essas informações por espécie e por sub-bacia, foi possível definir as porcentagens de contribuição dos locais de desova para cada espécie dentro de uma mesma sub-bacia.

Uma vez de posse das informações dos fluxos de indivíduos obtidos para cada ponto de coleta e dos tempos de desenvolvimento de cada espécie, procedeu-se à geração de mapas nos quais cada ícone na rede representava a espécie que faria a desova em cada local e o quanto em termos percentuais este local representaria para a bacia analisada. É importante destacar que não foram considerados locais aptos à desova aqueles localizados a montante de barramentos existentes ou barreira naturais identificadas *a priori*.

Em cada mapa gerado, pontos representando os percentuais foram alocados sobre o rio principal, mas também foram coloridos os demais trechos secundários cujos tempos de chegada aos locais de coleta também se igualariam aos estágios de desenvolvimento coletados, sendo estes também potenciais locais de desova. Estes mapas foram feitos para todas as sub-bacias e para ovos, larvas de espécies alvo e também de Anostomidae e Pimelodidae.

Ao agregar os locais potenciais de desova para cada bacia em um mesmo arquivo, foram criados mapas com todos os trechos onde é possível que ocorram desovas tendo unicamente como critério os tempos de chegada aos pontos de coleta.

5.1.2. Metodologia para análise do metaDNA

Para a análise do metaDNA foram utilizadas amostras de ovos e larvas obtidas nos ciclos reprodutivos (outubro a março) de 2017/2018 e 2018/2019 em 27 pontos distintos, distribuídos pelos rios: Formoso, Cabaçal, Jauru, Juba, Sepotuba, Paraguai, Mutum, Piquiri, São Lourenço, Vermelho, Tadarimana, Taquari, Ariranha, Camapuã, Coxim, Figueirão e Tauá (Tabela 5.3). As amostras dos outros pontos amostrais não apresentaram condições viáveis para a extração do DNA. Para a extração do DNA, o material de cada ciclo foi agrupado como uma única amostra por ponto de coleta para ovos e larvas separadamente.

Tabela 5.3. Pontos amostrais onde foi possível a extração do DNA para análise molecular (metaDNA). X=Locais nos quais o primeiro ciclo foi sequenciado; XX=Locais onde foi possível o sequenciamento de dois ciclos amostrais.

Sub-bacia	Ponto Amostral	Ovos	Larvas
Alto Paraguai	SEPF	XX	XX
	FOR	X	X
	SEPJ	X	X
	JUB	X	XX
	VERN	XX	XX
	CAB1	X	X
	SEP3	XX	XX
	PAR	XX	XX
	CAB2	X	XX
	JAUMT	XX	XX
Cuiabá	MUT		XX
São Lourenço	SLO1	X	
	SALO	X	
	VER2	X	
	VER1	X	X
	TAD	X	
Piquiri	PIQ	X	X
	TAU	X	
Taquari	TAQ	XX	X
	ARI	XX	
	COX1	XX	
	COX2	X	
	JAU1	X	X
	JAU2	XX	
	FIG	X	
	COX3	X	X
	CAM	XX	

A extração de DNA para os ovos, consistiu na retirada de um volume de cerca de 2 ml, em média 15 ovos, de material para todas as amostras que possuíam um número elevado de ovos. Tal procedimento foi adotado afim de padronizar a quantidade de ovos utilizados na extração. Para as larvas, foram extraídos os DNAs de todo o material preservado. A extração de DNA foi realizada utilizando o Kit DNeasy Blood and Tissue (Qiagen), seguindo o protocolo do fabricante.

O DNA extraído teve sua integridade verificada em eletroforese, em gel de agarose 1% corado com gel Red e visualizados em um fotodocumentador (L. Pix/ Locus Biotecnologia). A quantificação foi realizada em um Espectrofotômetro (Denovix). Todas as amostras foram enviadas para a realização da técnica metabarconding na empresa BPI Biotecnologia (<http://www.bpibiotecnologia.com.br>). A técnica de metabarconding foi realizada com os primers Citocromo Oxidase I (COI) FishF1 (5'-TCA ACC AAC CAC AAA GAC ATT GGC AC-3') e FishR1 (5'-TAG ACT TCT GGG TGG CCA AAG AAT CA-3') (WARD *et al.*, 2005). As sequencias obtidas foram analisadas no Software QIIME e comparadas preliminarmente nos bancos de dados do Genbank e BOLD.

5.2. Resultados

5.2.1. Região Hidrográfica do alto rio Paraguai – RH Paraguai

Foram capturados nas sub-bacias da RH Paraguai, 116.630 ovos, 22.764 larvas, 738 juvenis e 283 adultos. As capturas de juvenis e adultos durante a amostragem do ictioplâncton, geralmente são acidentais, por esse motivo estes dados não serão analisados conjuntamente com os ovos e larvas, mas são apresentados na Tabela 5.4.

5.2.1.1. Distribuição espacial

Analisando as sub-bacias de forma conjunta, observa-se que o fluxo médio de ovos foi significativamente diferente entre elas ($D = 974,3$; $p < 0,001$), com exceção das sub-bacias Piquiri e Taquari que apresentaram resultados significativamente diferente das demais, porém não entre elas, com cerca de 2,12 e 3,67 milhões de ovos/dia, respectivamente. Destaca-se a sub-bacia do rio Cuiabá que apresentou média significativamente maior de fluxo de ovos em relação as demais sub-bacias, com mais de 100 milhões de ovos/dia (Figura 5.4). A segunda sub-bacia com os maiores fluxos de ovos foi a do alto rio Paraguai (16,93 milhões de ovos/dia), que também foi significativamente diferente de todas as demais (Figura 5.4). O rio Mutum, por outro lado, foi o que apresentou os menores fluxos médios (cerca de 0,022 milhões de ovos/dia), seguido da sub-bacia do rio Apa, com 0,190 milhões de ovos/dia (Figura 5.4).

Também foi observada diferença significativa do fluxo de larvas entre as sub-bacias ($D = 673,7$; $p < 0,001$), ainda que algumas não tenham diferido significativamente entre si. Este é o caso da sub-bacia do alto rio Paraguai, que apresentou os maiores fluxos de larvas entre todas as sub-bacias, com mais de 18 milhões de larvas/dia, não sendo, entretanto, significativamente diferente da segunda com maior fluxo, do rio Cuiabá, com cerca de 8 milhões de larvas/dia (Figura 5.4). As sub-bacias com os maiores fluxos médios foram São Lourenço e Taquari (2,37 e 1,67 milhões de larvas/dia, respectivamente), também significativamente diferente das demais, mas não entre si (Figura 5.4). Os menores fluxos de larvas foram significativamente menores que todas as demais na sub-bacia do rio Negro, com 0,022 milhões de larvas/dia, seguida do rio

Mutum e da sub-bacia do rio Apa, com 0,139 e 0,167 milhões de larvas/dia, respectivamente (Figura 5.4).

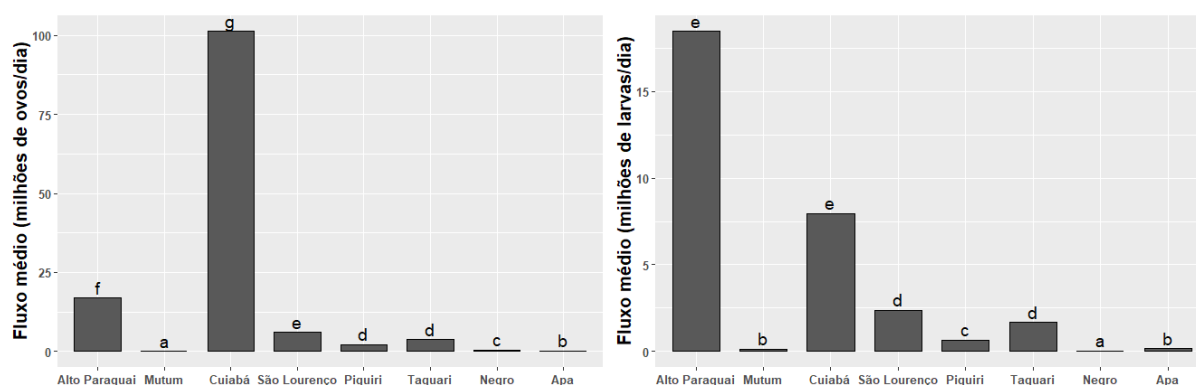


Figura 5.4. Fluxo médio de ovos (esquerda) e larvas (direita) de peixes (milhões/dia) nas diferentes sub-bacias da RH Paraguai entre outubro de 2002 e março de 2004 (dados secundários da sub-bacia do rio Cuiabá) e outubro de 2017 e março de 2019. Letras iguais indicam ausência de diferença significativa.

Na Figura 5.5 é apresentada a distribuição espacial do fluxo médio diário de ovos e larvas em cada ponto amostral da RH Paraguai. Para ovos, destacam-se os pontos com maiores fluxos: SEPF (rio Sepotuba) e PAR (rio Paraguai), ambos na sub-bacia do alto rio Paraguai; CB-2 (rio Cuiabá) e MJ-2 (rio Manso) na sub-bacia do rio Cuiabá; e o ponto VER2 (rio Vermelho) na sub-bacia do rio São Lourenço (Figura 5.5). Para os pontos JAUMT (rio Jauru), SEP3 (rio Sepotuba) e PAR, todos da sub-bacia do alto rio Paraguai; CB-2 e VER1 (rio Vermelho) da sub-bacia do rio São Lourenço, foram registrados os maiores fluxos médios diários para as larvas (Figura 5.5).

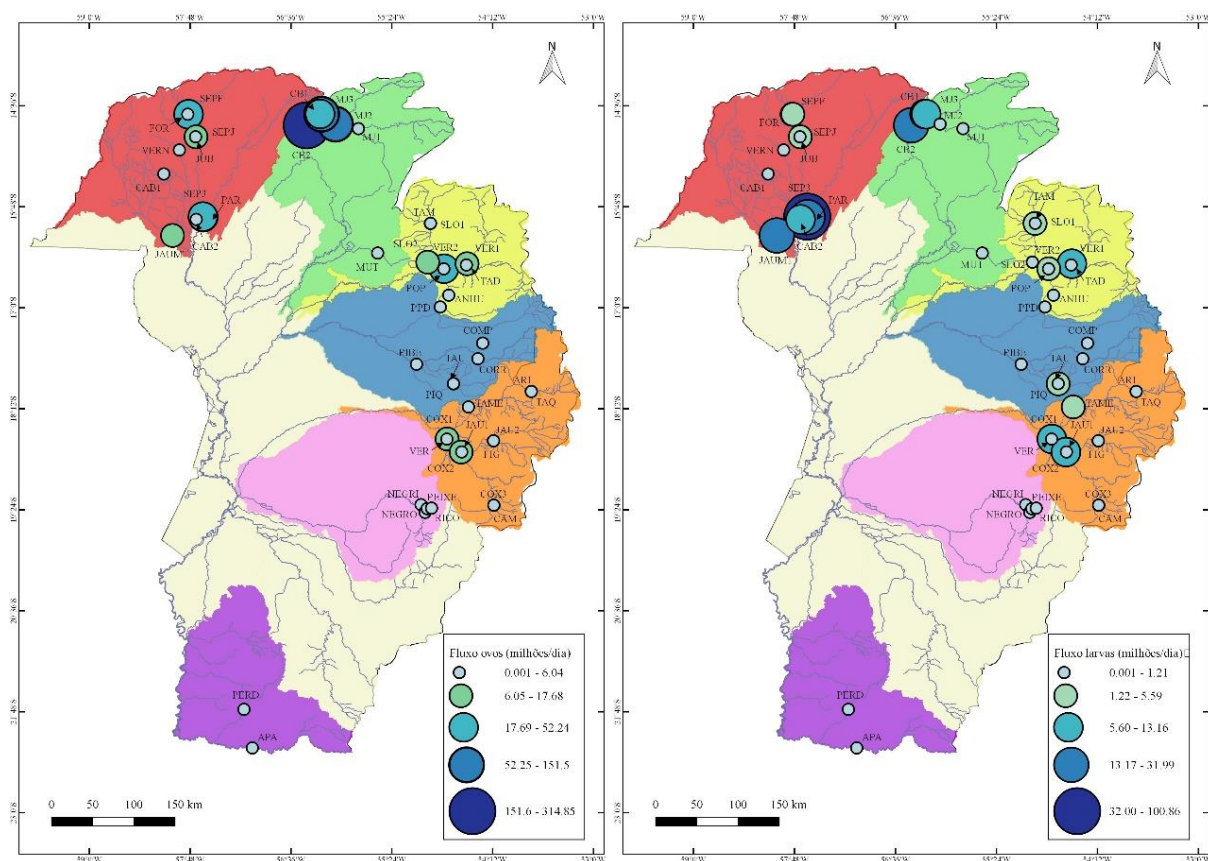


Figura 5.5. Fluxo médio diário de ovos (esquerda) e larvas (direita) de peixes (milhões/dia) nos diferentes pontos amostrais da RH Paraguai entre outubro de 2002 e março de 2004 (dados secundários da sub-bacia do rio Cuiabá, à exceção o ponto MUT) e outubro de 2017 a março de 2019 (para as demais sub-bacias). Coloração diferente é dada às diferentes sub-bacias amostradas.

5.2.1.2. Distribuição temporal

Na análise temporal, observa-se que, de maneira geral, as desovas ocorreram a partir de outubro e se estenderam até fevereiro, enquanto, no mês de março, foram registrados os menores valores médios dos fluxos, tanto de ovos quanto de larvas (Figuras 5.6 e 5.7). Além disso, observa-se uma tendência, ainda que não tão bem marcada para todas as sub-bacias, de maiores fluxos de ovos e larvas acompanhando os aumentos nos níveis de vazão (Figuras 5.6 e 5.7).

Os fluxos de ovos foram significativamente diferentes entre os ciclos reprodutivos para as sub-bacias do alto rio Paraguai, Taquari, Negro e Apa (Tabela 5.5; Figura 5.6). Para as do alto rio Paraguai e Taquari, esses fluxos foram significativamente inferiores no ciclo reprodutivo 2018/2019, representando, respectivamente, 12% e 65% dos fluxos observados no ciclo 2017/2018. No Negro e Apa, por outro lado, o segundo ciclo reprodutivo apresentou fluxo de ovos maior, cerca de 4 e 7 vezes a mais que o primeiro, respectivamente (Tabela 5.5; Figura 5.6). Para as sub-bacias dos rios São Lourenço e Piquiri as estimativas não serão discutidas, em virtude da alteração dos pontos amostrais entre os ciclos reprodutivos.

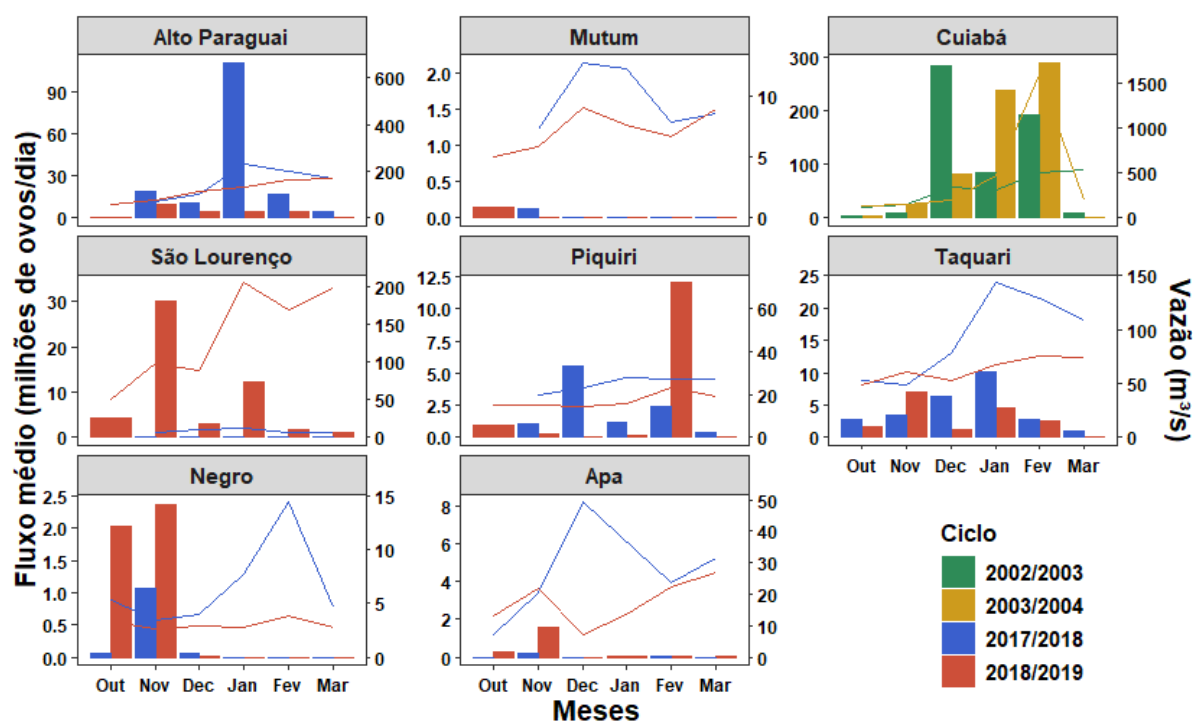


Figura 5.6. Fluxo médio de ovos de peixes (milhões/dia) e vazão média estimada (para os dois ciclos reprodutivos amostrados de outubro a março), nas diferentes sub-bacias da RH Paraguai entre outubro de 2002 e março de 2004 (dados secundários da sub-bacia do rio Cuiabá) e outubro de 2017 a março de 2019. Ressalta-se que as escalas dos eixos são distintas entre os gráficos.

De maneira contrária, apenas o rio Mutum e as sub-bacias dos rios Cuiabá e Taquari apresentaram diferença significativa no fluxo de larvas entre os ciclos reprodutivos, representando, respectivamente, 19%, 51% e 35% do segundo ciclo em relação ao primeiro (2017/2018 para Mutum e Taquari e 2002/2003 para Cuiabá) (Tabela 5.5; Figura 5.7).

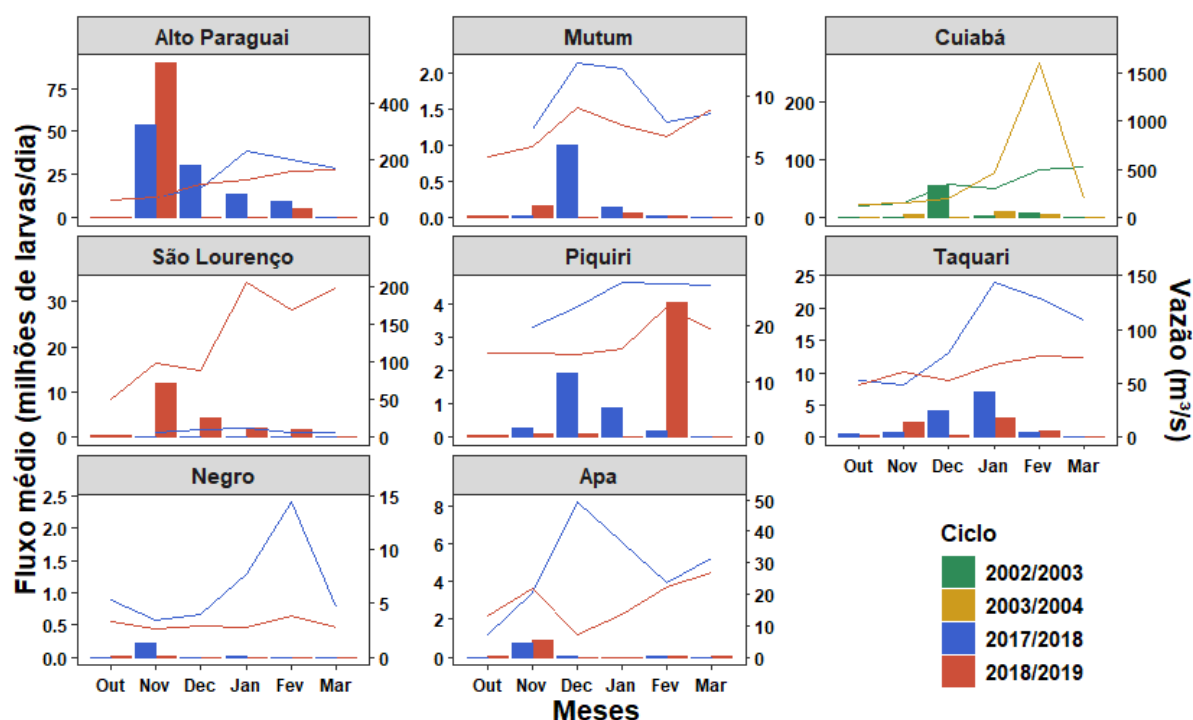


Figura 5.7. Fluxo médio de larvas de peixes (milhões/dia) e vazão média estimada (para os dois ciclos reprodutivos amostrados – outubro a março), nas diferentes sub-bacias da RH Paraguai entre outubro de 2002 e março de 2004 (dados secundários da sub-bacia do rio Cuiabá) e outubro de 2017 a março de 2019. Ressalta-se que as escalas dos eixos são distintas entre os gráficos.

Tabela 5.5. Estimativas das razões dos fluxos de ovos e larvas de peixes entre os ciclos reprodutivos e seus respectivos valores de p, para cada sub-bacia da RH Paraguai. F_{ciclo1} = fluxo no ciclo 2017/2018 e F_{ciclo2} = fluxo no ciclo 2018/2019. *Bacia em que foram considerados dados secundários, sendo: F_{ciclo1} = fluxo no ciclo 2002/2003 e F_{ciclo2} = fluxo no ciclo 2003/2004. Em vermelho valores significativos de p. Em cinza, bacias em que os pontos amostrais foram distintos entre os dois ciclos reprodutivos, de maneira que as estimativas sejam apenas ilustrativas.

Sub-bacia	Fluxo de Ovos		Fluxo de Larvas	
	F_{ciclo2}/F_{ciclo1}	p	F_{ciclo2}/F_{ciclo1}	p
Alto Paraguai	0,12	<0,01	0,92	0,69
Mutum	1,33	0,66	0,19	0,02
Cuiabá*	1,08	0,72	0,35	<0,01
São Lourenço	537,58	<0,01	54,03	<0,01
Piquiri	1,06	0,88	1,09	0,82
Taquari	0,65	0,02	0,51	<0,01
Negro	4,86	<0,01	1,64	0,29
Apa	7,39	<0,01	1,00	0,99

5.2.1.3. Composição taxonômica

Entre as amostragens realizadas nos dois ciclos amostrais, foram inventariadas nas sete sub-bacias, 94 táxons, distribuídos em seis ordens, e uma *Incertae sedis*, e 33 famílias. O enquadramento taxonômico é apresentado abaixo. A classificação das categorias superiores segue Betancur-R *et al.* (2017) para peixes ósseos. A classificação de Cheirodontinae e Aphyocharacinae segue Tagliacollo *et al.* (2012), Characinae segue Oliveira *et al.* (2011) e

Stevardiinae segue Thomaz *et al.* (2015). A validade e autoria das espécies está de acordo com Ota *et al.* (2018) e Fricke *et al.* (2020).

OSTEICHTHYES

CHARACIFORMES

ACESTRORHYNCHIDAE

Acestrorhynchus pantaneiro

ANOSTOMIDAE

Leporinus friderici

Leporinus spp.

Schizodon borellii

BRYCONIDAE

Brycon hilarii

Salminus brasiliensis

CHARACIDAE

Incertae sedis

Psellogrammus kennedyi

Stethaprioninae

Astyanax lacustris

Astyanax spp.

Hemigrammus tridens

Hemigrammus spp.

Hyphessobrycon eques

Hyphessobrycon spp.

Moenkhausia spp.

Aphyocharacinae

Aphyocharax spp.

Characinae

Cheirodontinae

Serrapinnus calliurus

Serrapinnus spp.

Stethaprioninae

Poptella paraguayensis

Stevardiinae

Bryconamericus exodon

Bryconamericus spp.

Piabarchus stramineus

Xenrobrycon macropus

Tetragonopterinae

Tetragonopterus argenteus

CRENUCHIDAE

Characidium laterale

Characidium spp.

CURIMATIDAE

Cyphocharax gillii

CYNODONTIDAE

Rhaphiodon vulpinus

ERYTHRINIDAE

Hoplias spp.

IGUADODECTIDAE

Bryconops melanurus

HEMIODONTIDAE

Hemiodus spp.

LEBIASINIDAE

Pyrhulina australis

PARODONTIDAE

Apareiodon spp.

PROCHILODONTIDAE

Prochilodus lineatus

SERRASALMIDAE

Piaractus mesopotamicus

Serrasalmus spp.

TRIPORTHEIDAE

Engraulisoma taeniatum

Triportheus spp.

GYMNOTIFORMES

APTERONOTIDAE

Apteronotus spp.

GYMNOTIDAE

Gymnotus spp.

HYPOPOMIDAE

Brachyhypopomus spp.

RHAMPHICHTHYIDAE

Rhamphichthys hahni

STERNOPYGIDAE

Eigenmannia spp.

SILURIFORMES

ASPREDINIDAE

Bunocephalus doriae

AUCHENIPTERIDAE

Ageneiosus inermis

Ageneiosus spp.

Auchenipterus osteomystax

Auchenipterus spp.

Tatia neivai

Trachelyopterus galeatus

Trachelyopterus spp.

CALlichthyidae

Callichthys callichthys

Hoplosternum littorale

CETOPSIDAE

Cetopsis gobioides

DORADIDAE

Ossancora spp.

Pterodoras granulosus

HEPTAPTERIDAE

Phenacorhamdia hoehnei

Rhamdia quelen

LORICARIIDAE

Loricaria spp.

PIMELODIDAE

Hemisorubim platyrhynchos

Hypophthalmus oremaculatus

Iheringichthys labrosus

Pimelodus spp.

Pseudoplatystoma spp.

Sorubim lima

Zungaro jahu

TRICHOMYCTERIDAE

Ituglanis spp.

Paravandellia oxyptera

CICHLIFORMES

CICHLIDAE

Cichla spp.

Crenicichla spp.

Satanoperca pappaterra

CYPRINIDONTIFORMES

APLOCHEILIDAE

BELONIFORMES

BELONIDAE

Pseudotyloturus angusticeps

INCERTAE SEDIS

SCIAENIDAE

Plagioscion ternetzi

As sub-bacias do alto rio Paraguai e Piquiri foram as mais representativas em número de táxons, com 70 e 36, respectivamente, enquanto as dos rios Negro e Apa foram as que apresentaram os menores números de táxons, 12 e 20, respectivamente (Tabela 5.6, apêndices). Setenta e dois táxons foram identificados em nível de gênero ou espécie, sendo *P. lineatus*, *H. platyrhynchos* e *Rhaphiodon vulpinus* os mais abundantes (Tabela 5.6, apêndices). Os resultados da PERMANOVA aplicada à estrutura da assembleia de larvas, revelaram que ela diferiu significativamente entre as sub-bacias (Pseudo-F= 3,23; $p < 0,01$). No geral, as sub-bacias tiveram estrutura da assembleia de larvas distintas entre si, com exceção da sub-bacia do rio Apa, que apenas foi significativamente diferente da sub-bacia do rio Cuiabá (Tabela 5.7), e da sub-bacia do rio São Lourenço, cuja estrutura da assembleia de larvas não diferiu significativamente da estrutura das sub-bacias do alto rio Paraguai, Piquiri e Taquari (Tabela 5.7).

O gráfico de ordenação (Figura 5.8), embora, devido ao grande número de pontos tenha sobreposto as informações, permite visualizar proximidade das centroides geradas para os pontos das sub-bacias São Lourenço, Taquari e alto rio Paraguai, corroborando os resultados da Tabela 5.6. Assim, embora as nuvens de pontos geradas para essas sub-bacias sejam amplas, indicando grande variabilidade entre os pontos dentro de cada uma, numa visão geral elas se mesclam, não sendo diferenciáveis. Nota-se, também, separação evidente dos pontos gerados para a sub-bacia do rio Negro, limitada aos valores negativos do eixo 1, e da sub-bacia do rio Cuiabá, concentrada em valores negativos do eixo 2 (Figura 5.8). Os táxons com maior correlação com o eixo 1 foram, no geral, mais abundantes na sub-bacia do alto rio Paraguai, enquanto os mais correlacionados com o eixo 2 foram Pimelodidae e *H. platyrhynchos*, ambos representantes também dos táxons com maiores fluxos médios observados (Figura 5.8).

Tabela 5.7. Valores de comparação par-a-par a *posteriori* da PERMANOVA realizada para testar se existe diferença na estrutura da assembleia de larvas de peixes entre as sub-bacias da RH Paraguai de outubro de 2002 e março de 2004 (dados secundários da sub-bacia do rio Cuiabá) e outubro de 2017 a março de 2019. Em vermelho valores significativos de p.

Pares	Pseudo-F	Valor de p	Pares	Pseudo-F	Valor de p
Alto Paraguai X Apa	1,72	0,17	Cuiabá X Negro	3,64	0,03
Alto Paraguai X Cuiabá	4,27	0,03	Cuiabá X Piquiri	4,62	0,03
Alto Paraguai X Mutum	2,57	0,03	Cuiabá X São Lourenço	3,08	0,03
Alto Paraguai X Negro	2,23	0,03	Cuiabá X Taquari	5,81	0,03
Alto Paraguai X Piquiri	2,48	0,03	Mutum X Negro	2,22	0,03
Alto Paraguai X São Lourenço	1,98	0,06	Mutum X Piquiri	1,93	0,03
Alto Paraguai X Taquari	5,33	0,03	Mutum X São Lourenço	2,92	0,03
Apa X Cuiabá	2,95	0,03	Mutum X Taquari	4,91	0,03
Apa X Mutum	2,10	0,06	Negro X Piquiri	2,17	0,03
Apa X Negro	1,23	1,00	Negro X São Lourenço	2,39	0,03
Apa X Piquiri	1,46	0,76	Negro X Taquari	3,80	0,03
Apa X São Lourenço	1,56	0,87	Piquiri X São Lourenço	2,00	0,06
Apa X Taquari	2,00	0,62	Piquiri X Taquari	4,74	0,03
Cuiabá X Mutum	4,34	0,03	São Lourenço X Taquari	2,26	0,17

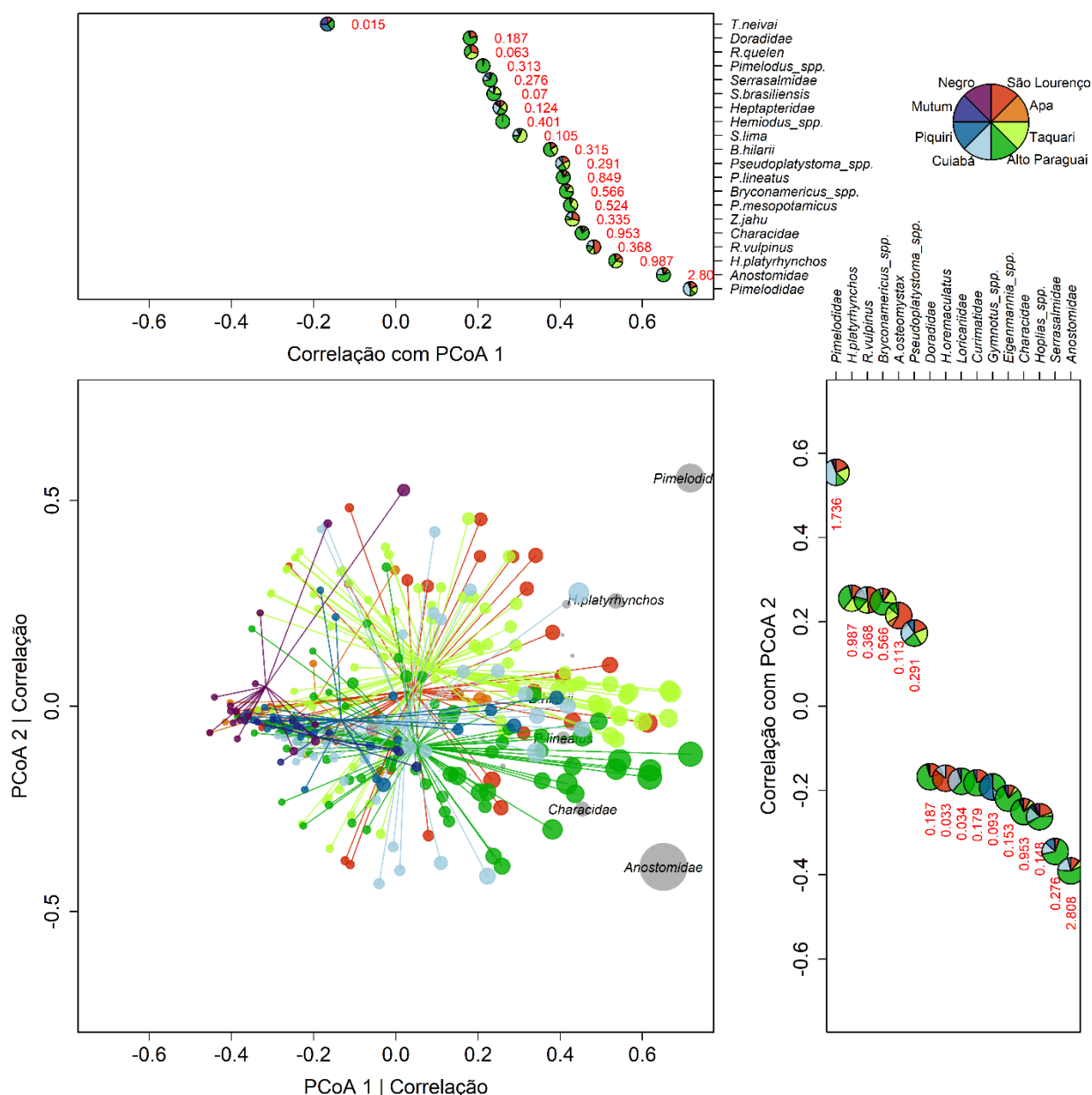


Figura 5.8. Ordenação gerada pela PCoA aplicada à estrutura da assembleia de larvas de peixes (identificada ao menos até o nível de família), nas sub-bacias da RH Paraguai entre outubro de 2002 e março de 2004 (dados secundários da sub-bacia do rio Cuiabá) e outubro de 2017 a março de 2019. Foram plotados os táxons cuja a contribuição relativa (em fluxo de larvas/dia) foi maior ou igual a 3% do total. Os gráficos periféricos indicam o valor da correlação do fluxo de cada táxon que foi significativa com o referido eixo PCoA. Os setores indicam a proporção dos fluxos médios em cada sub-bacia, sendo o fluxo médio expresso adjacente aos setores.

Larvas de oito espécies alvo foram encontradas nas amostras de ictioplâncton, sendo elas *B. hilarii*, *H. platyrhynchos*, *P. lineatus*, *P. mesopotamicus*, *Pseudoplatystoma* spp., *S. brasiliensis*, *S. lima* e *Z. jahu*, além daquelas que foram enquadradas nas famílias Anostomidae e Pimelodidae, que podem comportar diversas espécies migradoras (Tabela 5.6, apêndices; Figura 5.9).

As sub-bacias do alto rio Paraguai e do rio Taquari foram as únicas em que foram registradas as oito espécies alvo supracitadas, além de larvas das famílias Anostomidae e Pimelodidae. O maior fluxo médio de larvas dessas espécies alvo, incluindo Anostomidae e Pimelodidae,

também foi observado na sub-bacia do alto rio Paraguai, com mais de 6 milhões de larvas/dia, com maior contribuição de Anostomidae, *P. lineatus*, Pimelodidae, *H. platyrhynchos* e *B. hilarii*, nesta ordem (Figura 5.9). Em seguida, maiores contribuições de fluxo de larvas foram observadas nas sub-bacias dos rios Cuiabá, Taquari e São Lourenço, sendo que além de Anostomidae e Pimelodidae, *Z. jahu* foi a espécie alvo mais abundantes na primeira sub-bacia, e *H. platyrhynchos* a mais abundante nas duas últimas (Figura 5.9). Os fluxos na sub-bacia do rio Piquiri foram mais modestos, embora apenas não tenham sido amostradas larvas das espécies alvo *S. brasiliensis* e *Z. jahu*, a representatividade foi quase que exclusiva de Anostomidae, *H. platyrhynchos*, Pimelodidae e *Pseudoplatystoma* spp. Na sub-bacia do rio Negro, apenas foram identificadas larvas de Anostomidae, *H. platyrhynchos*, Pimelodidae (mais abundante) e *P. lineatus*, enquanto no rio Mutum, somente larvas de Anostomidae foram registradas (Figura 5.9).

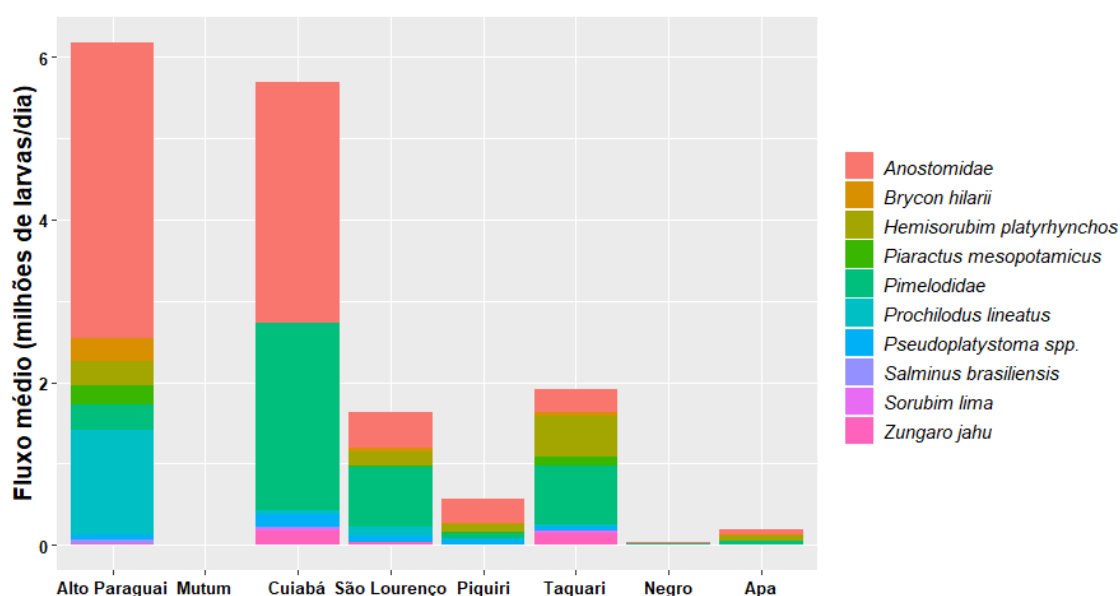


Figura 5.9. Proporção do fluxo médio de larvas de peixes das famílias e espécies alvo (milhões/dia) nas sub-bacias da RH Paraguai entre outubro de 2002 e março de 2004 (dados secundários da sub-bacia do rio Cuiabá) e outubro de 2017 e março de 2019.

5.2.2. Sub-bacia do alto rio Paraguai

5.2.2.1. Distribuição espaço-temporal

Na sub-bacia do alto rio Paraguai, o fluxo médio diário de ovos foi significativamente diferente entre os locais ($D = 248,2$; $p < 0,001$). Os maiores fluxos foram observados no SEP3, SEPF, PAR e SEPJ, com 52,23; 45,73; 30,58 e 17,57 milhões de ovos/dia, respectivamente, sem diferenças significativas entre eles (Figura 5.10). Os menores fluxos, por outro lado, ocorreram no CAB1 e no JUB, com 0,05 e 0,11 milhões de ovos/dia, respectivamente (Figura 5.10).

Diferenças significativas também foram observadas para o fluxo médio diário de larvas entre os locais ($D = 450,3$; $p < 0,001$), com destaque novamente para o ponto SEP3, com média de 100,86 milhões de larvas/dia, diferiu significativamente de todos os demais (Figura 5.10). Em seguida, os pontos JAUMT (31,99 milhões/dia), no rio Jauru, e PAR (28,11 milhões/dia) apresentaram os

maiores fluxos médios diários, seguidos de CAB2 (13,15 milhões de larvas/dia) (Figura 5.10). Os pontos SEPF e SEPJ, embora com elevado fluxo de ovos, apresentaram fluxo de larvas de 2,54, 3,95 milhões de larvas/dia, significativamente inferiores aos mais abundantes. Ainda, CAB1 e JUB novamente apresentaram os menores fluxos médios, com 0,04 e 0,06 milhões de larvas/dia, respectivamente.

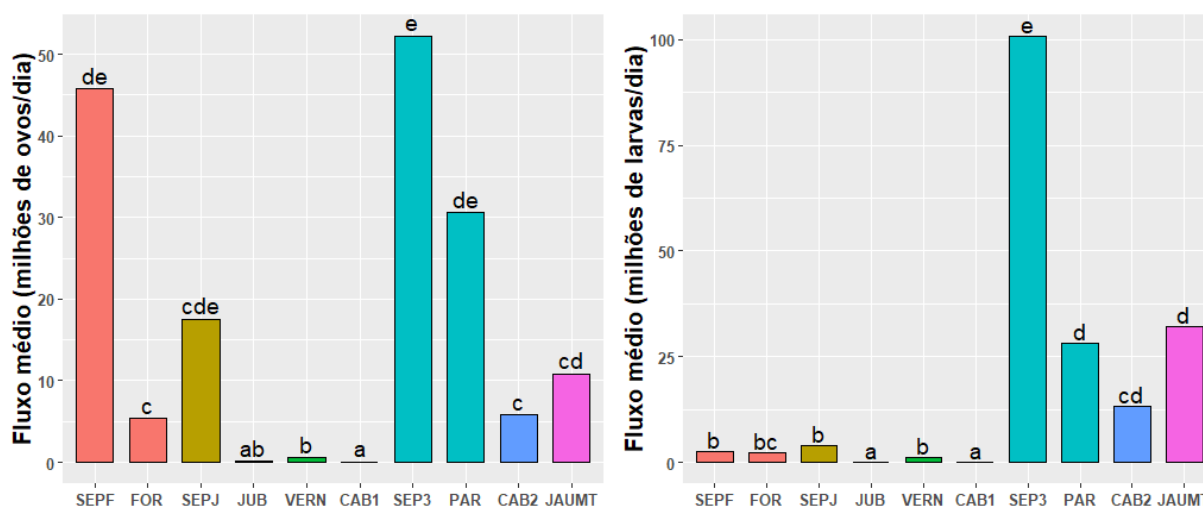


Figura 5.10. Fluxo médio diário de ovos (esquerda) e larvas (direita) de peixes (milhões/dia) nos pontos amostrais da sub-bacia do alto rio Paraguai entre outubro de 2017 e março de 2019. Letras iguais indicam ausência de diferença significativa.

De maneira geral, os maiores fluxos foram observados entre novembro e fevereiro, com destaque para o mês de janeiro (Figuras 5.11 e 5.12). Houve diferença significativa dos fluxos, tanto de ovos, quanto de larvas, entre os ciclos reprodutivos, a depender do ponto amostral (interação entre pontos amostrais e ciclo reprodutivo: LRT= 203,24; $p < 0,01$ e LRT= 204,23; $p < 0,01$, respectivamente). Na Tabela 5.8 são apresentados os valores das estimativas desses fluxos entre os ciclos reprodutivos, para cada ponto amostral. Para ovos, apenas não houve diferença significativa nos fluxos entre os ciclos, nos pontos CAB1 e PAR (Tabela 5.8; Figura 5.11). Para todos os demais, os fluxos no ciclo 2017/2018 foram significativamente maiores que em 2018/2019, que representou, na maioria dos casos, fluxos correspondentes a menos de 1% do primeiro (Tabela 5.8; Figura 5.11).

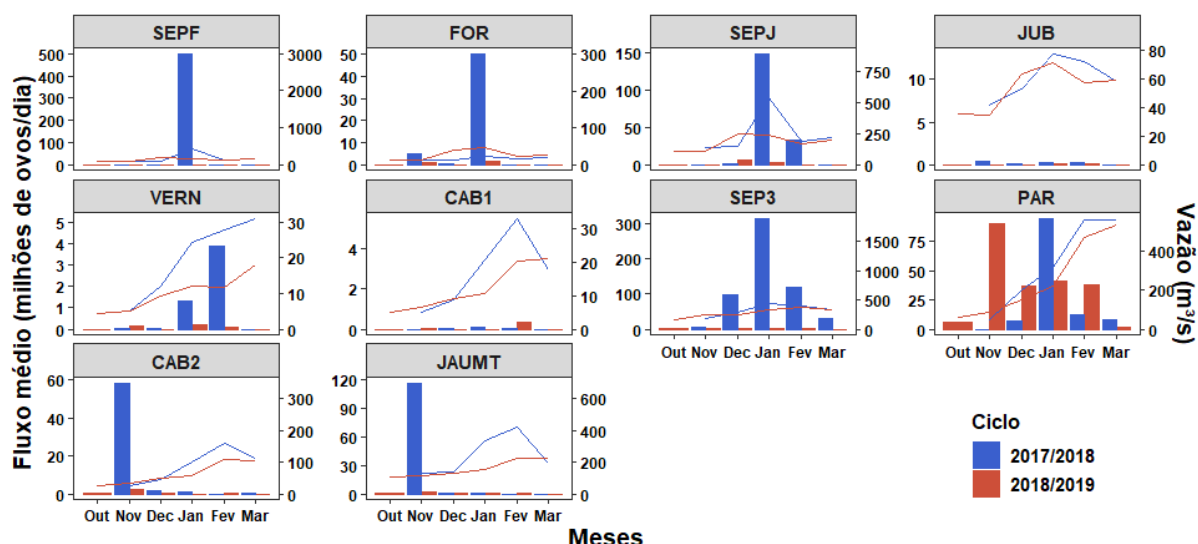


Figura 5.11. Fluxo médio de ovos de peixes (milhões/dia) e vazão média estimada (para os dois ciclos reprodutivos amostrados – outubro a março) nos diferentes pontos amostrais da sub-bacia do alto rio Paraguai entre outubro de 2017 e março de 2019. Ressalta-se que as escalas dos eixos são distintas entre os gráficos.

A ocorrência de larvas seguiu a mesma tendência da de ovos, com maiores fluxos entre novembro e fevereiro (Figura 5.12). Comparativamente, não houve diferença significativa dos fluxos entre os dois ciclos nos pontos JUB e, novamente, no CAB1. Para todos os demais pontos amostrais, o ciclo de 2017/2018 apresentou fluxo de larvas significativamente superior ao ciclo 2018/2019, com exceção de SEP3, em que esses fluxos foram mais de três vezes maiores no ciclo 2018/2019 em relação ao 2017/2018 (Tabela 5.7; Figura 5.12).

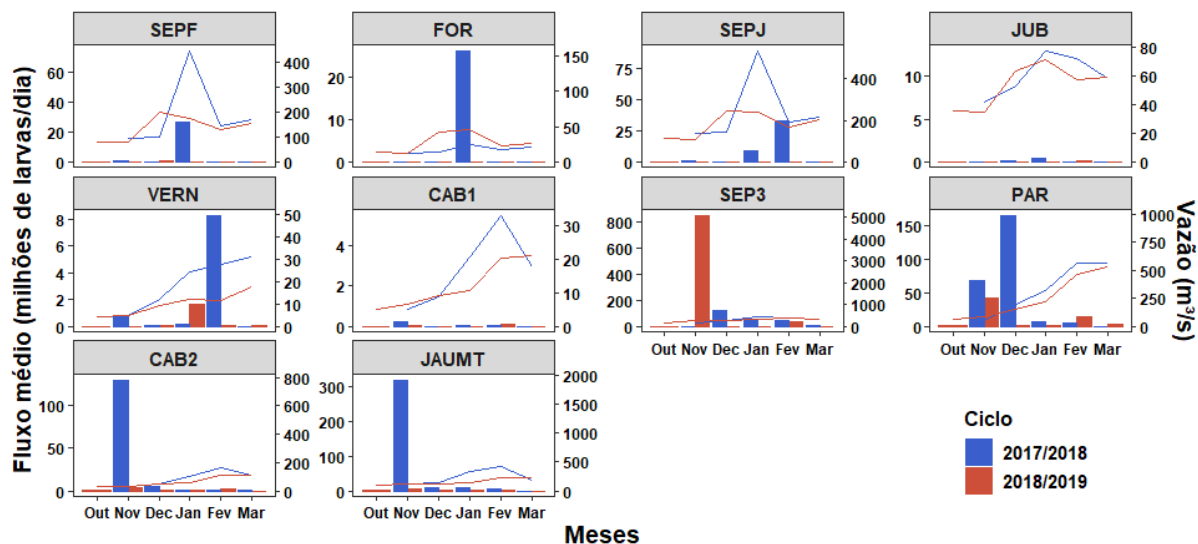


Figura 5.12. Fluxo médio de larvas (milhões/dia) de peixes e vazão média estimada (para os dois ciclos reprodutivos amostrados – outubro a março) nos diferentes pontos amostrais da sub-bacia do alto rio Paraguai entre outubro de 2017 e março de 2019. Ressalta-se que as escalas dos eixos são distintas entre os gráficos.

Tabela 5.8. Estimativas das razões dos fluxos de ovos e larvas de peixes entre os ciclos reprodutivos e seus respectivos valores de p, para cada ponto amostral da sub-bacia do alto rio Paraguai entre outubro de 2017 e março de 2019. F_{ciclo1} = fluxo no ciclo 2017/2018 e F_{ciclo2} = fluxo no ciclo 2018/2019. Em vermelho valores significativos de p.

Ponto amostral	Fluxo de Ovos		Fluxo de Larvas	
	F_{ciclo2}/F_{ciclo1}	p	F_{ciclo2}/F_{ciclo1}	P
SEP1	<0,01	<0,01	0,03	<0,01
FOR	0,04	<0,01	<0,01	<0,01
SEP2	0,05	<0,01	0,01	<0,01
JUB	0,26	0,04	0,42	0,20
VERN	0,08	<0,01	0,16	<0,01
CAB1	1,98	0,28	0,49	0,23
SEP3	0,01	<0,01	3,39	0,01
PAR	1,42	0,55	0,21	<0,01
CAB2	0,05	<0,01	0,06	<0,01
JAUMT	0,02	<0,01	0,02	<0,01

Ambos os fluxos (ovos e larvas) foram significativamente diferentes entre os estratos da coluna d'água ($D= 107,70$; $p<0,01$ e $D= 127,39$; $p<0,01$, respectivamente), mas somente o fluxo de ovos diferiu significativamente entre os horários de coleta ($D= 155,80$; $p<0,01$ e $D= 116,29$; $p=0,06$, para ovos e larvas, respectivamente). Para ovos, maiores fluxos médios foram observados no estrato fundo, às 0:00 horas, enquanto maiores fluxos de larvas foram capturados, em média, no fundo às 6:00 horas (Figura 5.13).

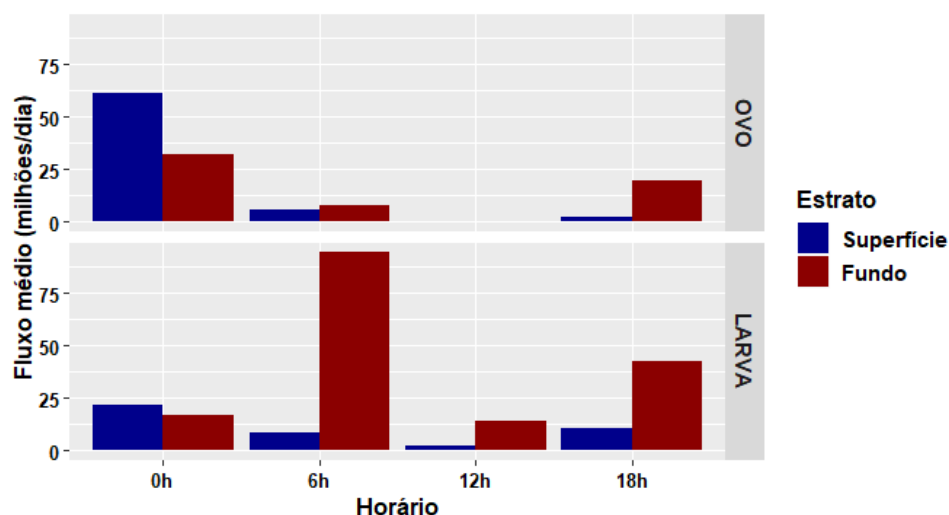


Figura 5.13. Fluxo médio de ovos (superior) e larvas (inferior) de peixes (milhões/dia) estimados para os diferentes estratos e horários, nos pontos amostrais da sub-bacia do alto rio Paraguai, entre outubro de 2017 e março de 2019.

5.2.2.2. Composição taxonômica

A composição taxonômica da assembleia de larvas de peixes capturada na sub-bacia do alto rio Paraguai é apresentada na Tabela 5.9 (apêndices). Setenta táxons foram registrados nesta sub-bacia, sendo 52 identificados ao nível de gênero ou espécie. Os pontos PAR e SEP3 apresentaram o maior número de táxons, 39 e 38, respectivamente, enquanto no JUB e FOR

foram registrados o menor número, apenas sete táxons em cada. Os maiores fluxos médios foram para as larvas de Anostomidae e *P. lineatus*. A PERMANOVA aplicada à estrutura da assembleia de larvas, revela que esta diferiu significativamente entre os pontos amostrais desta sub-bacia (Pseudo-F= 1,6; $p < 0,01$), em específico, devido à diferença entre a estrutura do agrupamento Cabaçal (pontos CAB1 e VERN) e os agrupamentos CAB2 (ponto CAB2), JAUMT (JAUMT) e Paraguai (PAR e SEP3), e, deste último, também com o agrupamento Juba (JUB e SEPJ) (Tabela 5.10).

Esses resultados foram expressos no gráfico da ordenação, cujo eixo 1 separou para valores negativos, as nuvens de pontos dos agrupamentos Cabaçal, Juba e Formoso, na extremidade, e, nos valores positivos, JAUMT, CAB2 e Paraguai (Figura 5.14). Nota-se, especialmente para o Paraguai (pontos PAR e SEP3), a grande variação das estruturas entre as próprias unidades amostrais, dada a esparsa nuvem de pontos deste agrupamento. Os táxons que mais contribuíram na ordenação observada foram, no eixo 1, *R. vulpinus* e *B. hilarii*, especialmente no CAB2 e Paraguai, respectivamente, e, no eixo 2, *Hemiodus* spp. e *P. mesopotamicus*, ambos no Paraguai. Os táxons com maior contribuição em fluxo de larvas (milhões/dia) foram Anostomidade, *P. lineatus*, e Characidae (Figura 5.14 e Tabela 5.8 apêndices).

Tabela 5.10. Valores de comparação par-a-par a posteriori da PERMANOVA, realizada para testar se existe diferença na estrutura da assembleia de larvas nos agrupamentos de pontos da sub-bacia do alto rio Paraguai, entre outubro de 2017 a março de 2019. Agrupamentos: Paraguai = PAR e SEP3; Cabaçal = CAB1 e VERN; CAB2= CAB2; Formoso = FOR e SEPF; Jauru = JAUMT; Juba = JUB e SEPJ. Em vermelho valores significativos de p.

Pares	Pseudo-F	Valor de p	Pares	Pseudo-F	Valor de p
CAB2 X Cabaçal	2,28	0,02	Cabaçal X Paraguai	2,39	0,02
CAB2 X Formoso	1,21	1,00	Formoso X JAUMT	1,09	1,00
CAB2 X JAUMT	1,07	1,00	Formoso X Juba	1,19	1,00
CAB2 X Juba	1,90	0,14	Formoso X Paraguai	1,67	0,33
CAB2 X Paraguai	1,88	0,29	JAUMT X Juba	1,69	0,21
Cabaçal X Formoso	1,20	1,00	JAUMT X Paraguai	1,21	1,00
Cabaçal X JAUMT	1,70	0,05	Juba X Paraguai	2,56	0,02
Cabaçal X Juba	1,43	0,95			

em ambos (Figura 5.15). Nos pontos FOR e CAB1 não foram registradas ocorrências de larvas de nenhuma espécie alvo.

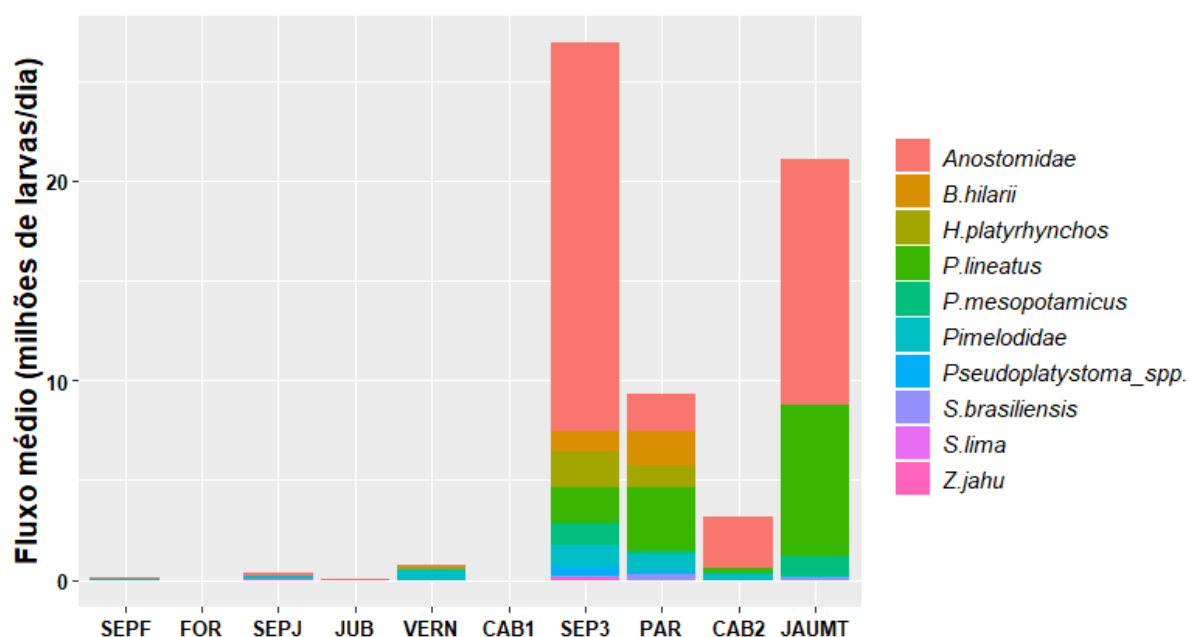


Figura 5.15. Proporção do fluxo médio de larvas de peixes das famílias e espécies alvo (milhões/dia), nos pontos amostrais da sub-bacia do alto rio Paraguai, entre outubro de 2017 e março de 2019.

5.2.2.3. Estimativas das áreas de desova

A análise do grau de desenvolvimento dos ovos encontrados nesta sub-bacia, demonstra que todos os estágios (clivagem inicial – CI, embrião inicial –EI, cauda livre – CL e embrião final – EF) foram registrados, com dominância daqueles em estágio de EI (Figura 5.16).

Predominantemente, as larvas capturadas na sub-bacia do alto rio Paraguai encontravam-se em larval vitelino (LV), pré-flexão (PF) e flexão (FL) (Figura 5.16). Larvas de Anostomidae e *P. mesopotamicus* foram capturadas somente em LV e PF, enquanto, para as demais, houve predominância de larvas em PF e FL, distribuídas nos diferentes pontos amostrais (Figura 5.16). *Brycon hilarii*, Pimelodidae, *P. lineatus* e *Salminus brasiliensis* foram os únicos táxons com ocorrência de larvas em FP (Figura 5.16).

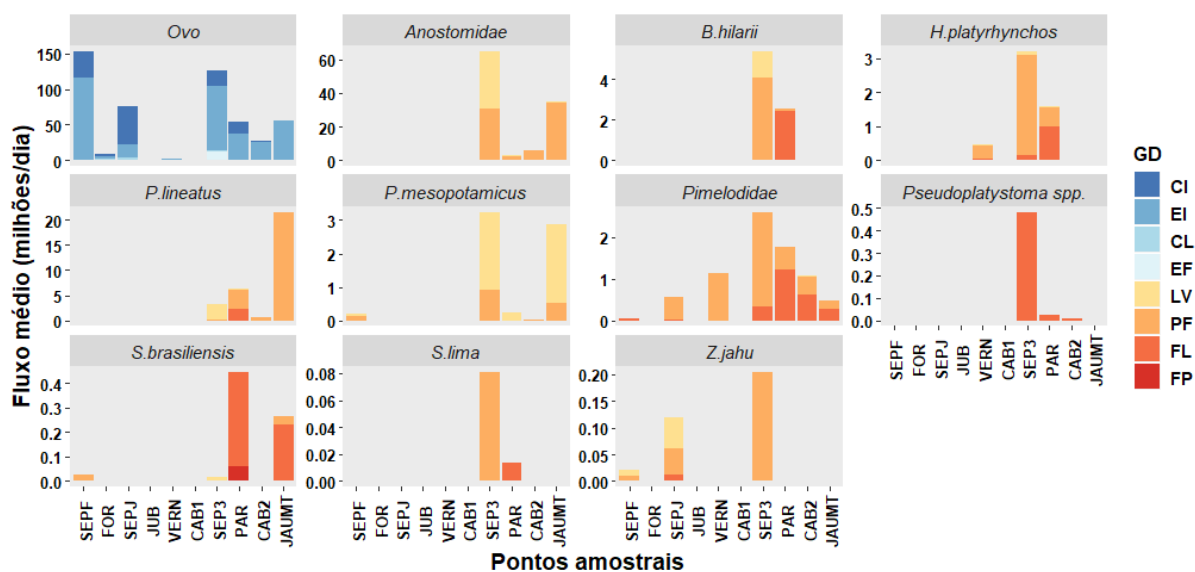


Figura 5.16. Proporção do fluxo médio de estágios de desenvolvimento embrionário e larval de peixes, das famílias e espécies alvo, nos pontos amostrais na sub-bacia do alto rio Paraguai, entre outubro de 2017 e março de 2019. Graus de desenvolvimento (GD): CI=clivagem inicial; EI=embrião inicial; CL=cauda livre; EF=embrião final; LV= larval-vitelínico, PF = pré-flexão, FL= flexão, FP= pós-flexão.

Para a estimativa das áreas de desova foram consideradas as ocorrências, nos diferentes pontos de amostragem, de ovos e larvas nos diferentes estágios de desenvolvimento, conforme apresentado na Figura 5.16. Apesar da ocorrência de larvas de *S. lima*, sua área de desova não foi estimada em função da falta de dados sobre o tempo de desenvolvimento da espécie. Na Tabela 5.11 (apêndices), são apresentadas as estimativas das distâncias máximas dos pontos de coleta, aos potenciais locais de desova.

Ovos. Em todos os locais amostrados foram encontrados ovos não identificados em diferentes estágios de desenvolvimento (Figura 5.17), sendo essa uma evidência de que as áreas a montante dos pontos amostrais são locais de desova de várias espécies, incluindo possivelmente as espécies alvo. Considerando a ampla distribuição espacial dos ovos, pode-se inferir que a área utilizada para desova abrange uma ampla região geográfica da sub-bacia do alto rio Paraguai e as distâncias máximas observadas variaram de 49,2 km (a partir do ponto VERN) até 70,5 km (ponto SEP3) (Tabela 5.11apêndices; Figura 5.17).

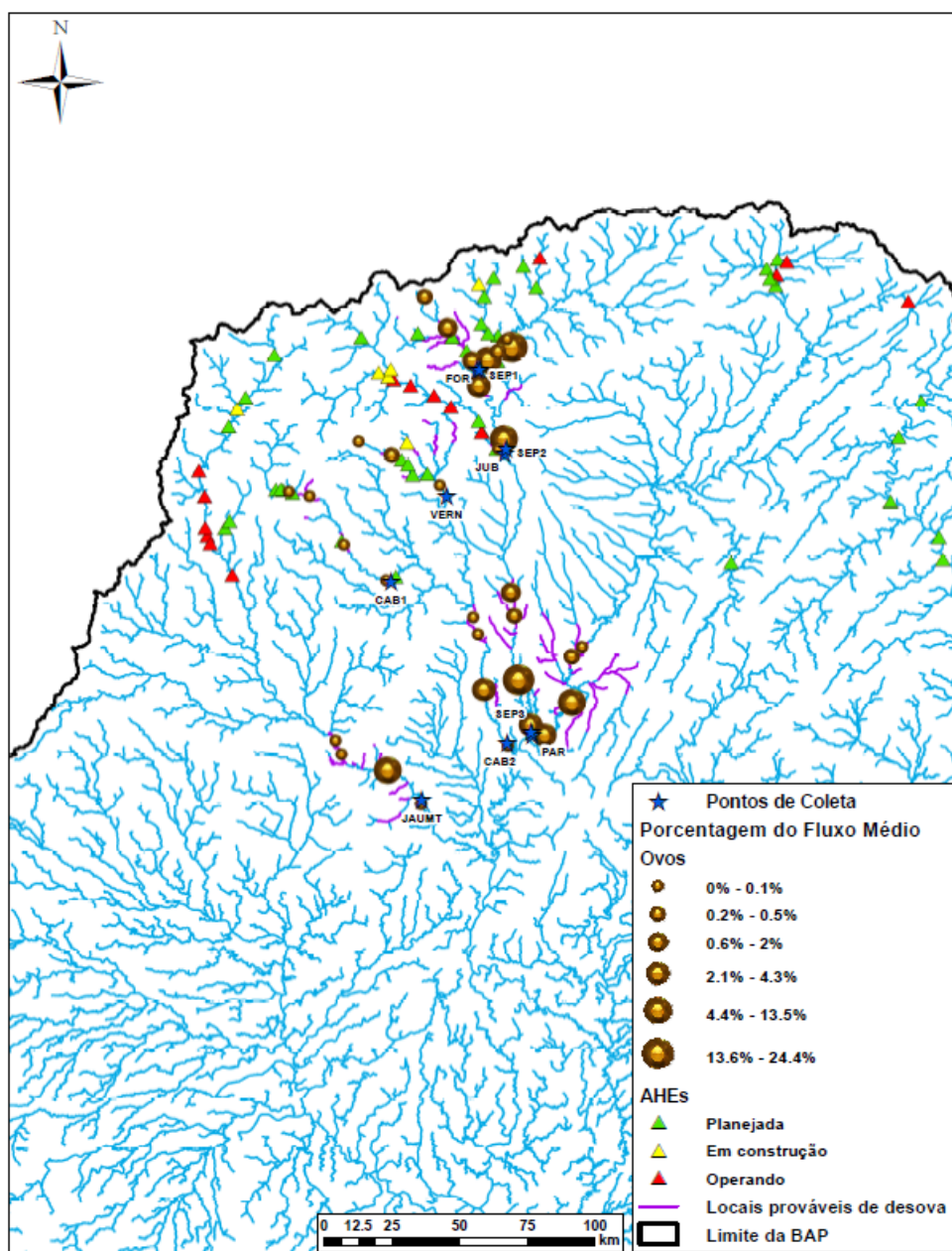


Figura 5.17. Mapa conceitual com a localização estimada das áreas de desova das espécies de peixes na sub-bacia do alto rio Paraguai, utilizando como variáveis, o fluxo de ovos, a velocidade média da água no ponto de amostragem, o grau de desenvolvimento embrionário e o tempo de desenvolvimento ontogênico das espécies alvo. Marcadores maiores representam pontos com elevada porcentagem de fluxo médio de ovos de peixes.

Characiformes. As estimativas das áreas de desova dos táxons pertencentes a ordem Characiformes (*Anostomidae*, *B. hilarii*, *P. mesopotamicus*, *P. lineatus* e *S. brasiliensis*) são apresentadas na Tabela 5.11 (apêndices) e nas Figuras 5.18 a 5.22.

No ponto JAUMT, a distância máxima estimada para as potenciais áreas de desova para os *Anostomidae* foi de 322,1 km, enquanto para *P. mesopotamicus*, *P. lineatus* e *S. brasiliensis* a estimativa foi de 211,4, 110,7 e 171,1 km a montante do ponto, respectivamente. No CAB2, essa distância foi de 211,3 km para *Anostomidae* e *P. mesopotamicus*, e 248,8 km para *P. lineatus*, enquanto para o CAB1 não foram registrados táxons desta ordem. No ponto VERN,

foram registradas apenas larvas de Anostomidae, as quais tiveram a desova estimada a 49,2 km a montante do ponto de coleta.

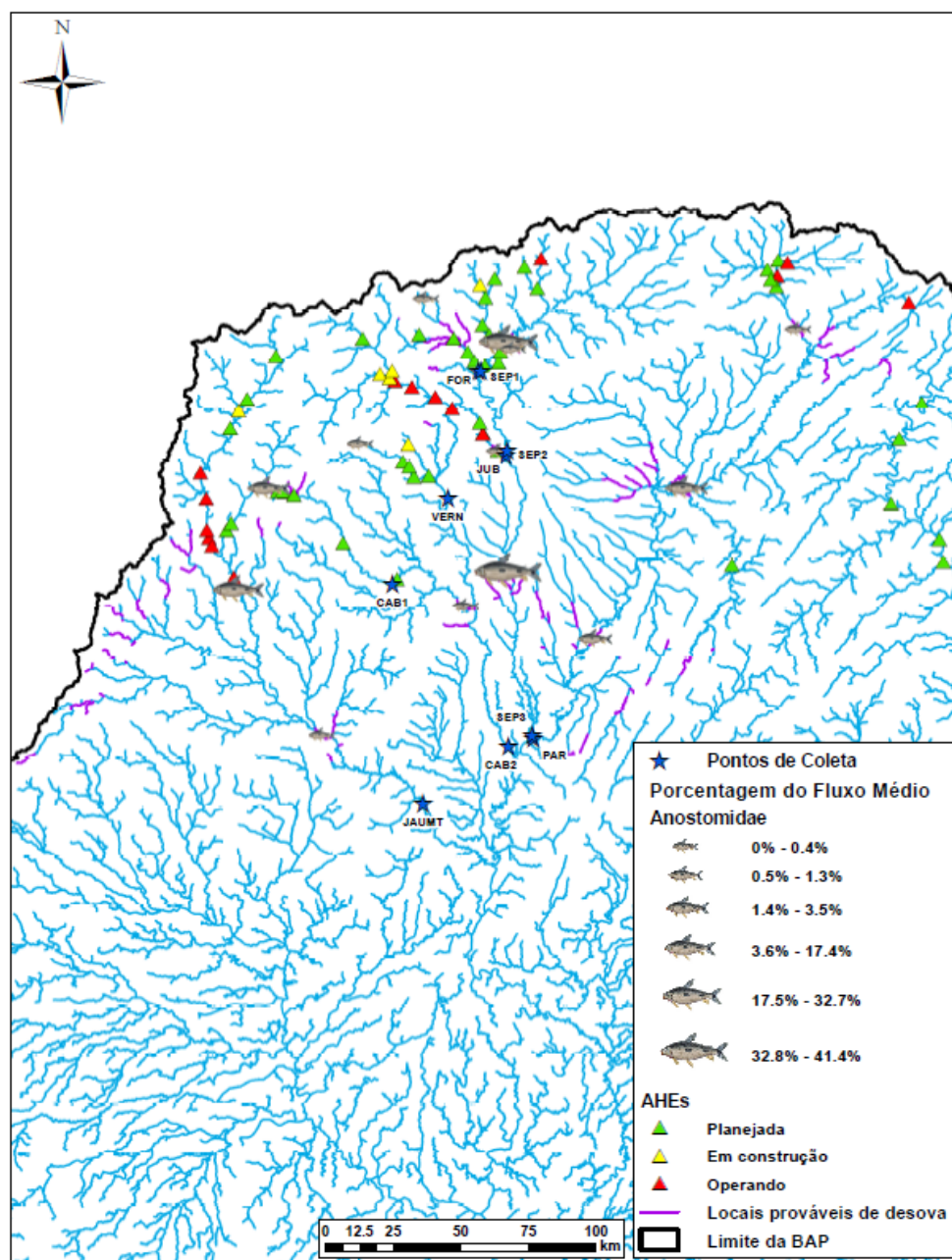


Figura 5.18. Mapa conceitual com a localização estimada das áreas de desova das espécies de Anostomidae na sub-bacia do alto rio Paraguai utilizando como variáveis, o fluxo de larvas desta família, a velocidade média da água no ponto de amostragem, o grau de desenvolvimento larval e o tempo de desenvolvimento ontogênico das espécies alvo pertencentes a família Anostomidae. Marcadores maiores representam pontos com elevada porcentagem de fluxo médio de larvas de Anostomidae.

No ponto SEP3, as estimativas apontam 211,1 km para Anostomidae e *P. mesopotamicus*, 291,4 km para *B. hilarii*, 110,6 km para *P. lineatus* e 70,5 km para *S. brasiliensis*. As desovas estimadas para Anostomidae e *P. mesopotamicus* a partir do ponto SEPJ localizam-se a 80,4 km, enquanto no ponto JUB, os Anostomidae desovaram a cerca de 128 km a montante. Nos pontos SEPF e FOR as desovas de Anostomidae ocorreram a 170,8 e 59,2 km, respectivamente, a passo que a

de *P. mesopotamicus* ocorreu a 170,8 km de distância do ponto SEPF. No ponto PAR, localizado no canal principal do rio Paraguai, foram registradas as maiores distâncias das áreas de desova. *Prochilodus lineatus* e *B. hilarii* tiveram suas áreas de desova mais longínqua a 412,3 km, seguido por *S. brasiliensis*, a 392 km, Anostomidae com 341,6 km e *P. mesopotamicus* a 211 km.

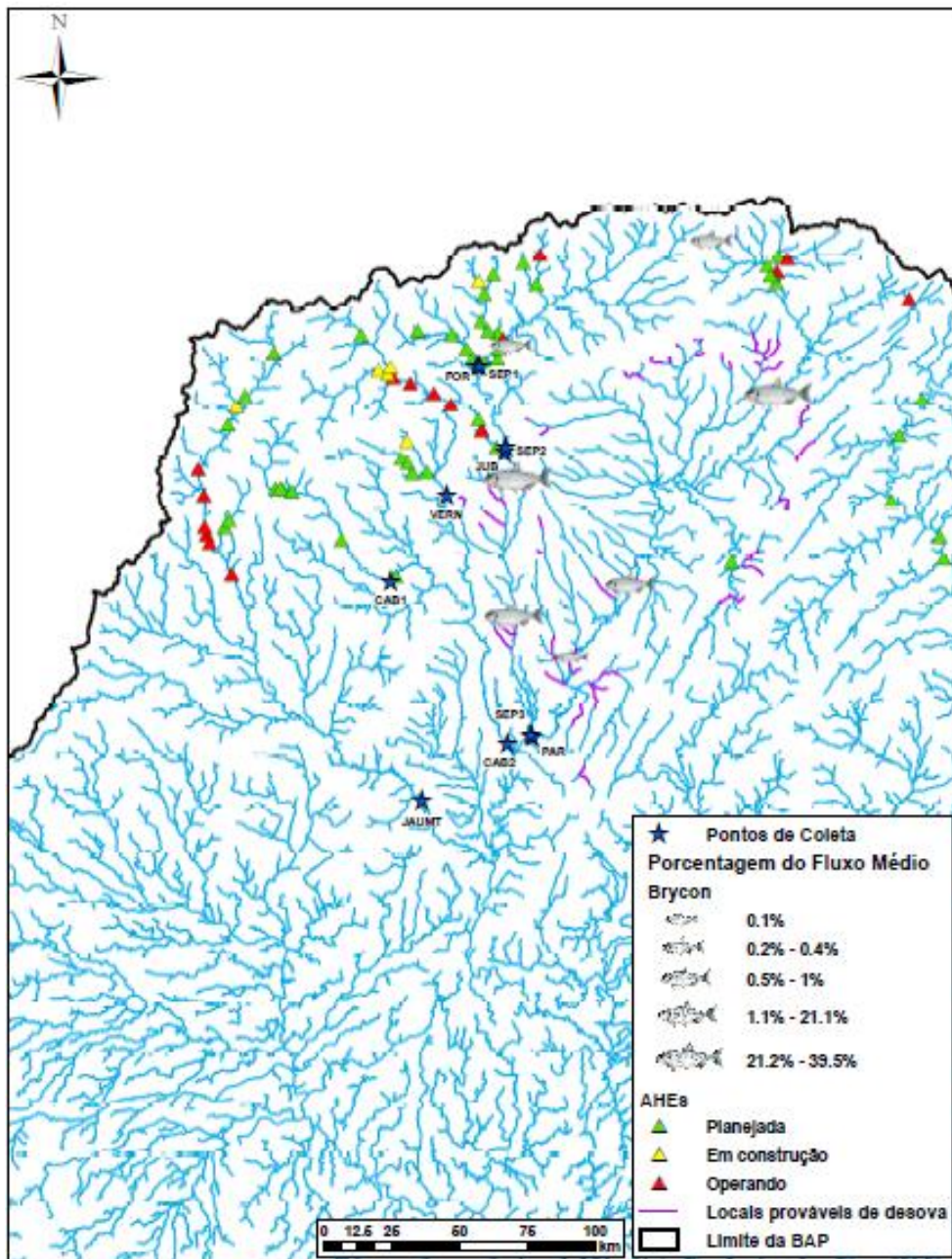


Figura 5.19. Mapa conceitual com a localização estimada das áreas de desova de *Brycon hilarii* na sub-bacia do alto rio Paraguai utilizando como variáveis, o fluxo de larvas desta espécie, a velocidade média da água no ponto de amostragem, o grau de desenvolvimento larval e o tempo de desenvolvimento ontogênico da espécie. Marcadores maiores representam pontos com elevada porcentagem de fluxo médio de larvas de *Brycon hilarii*.

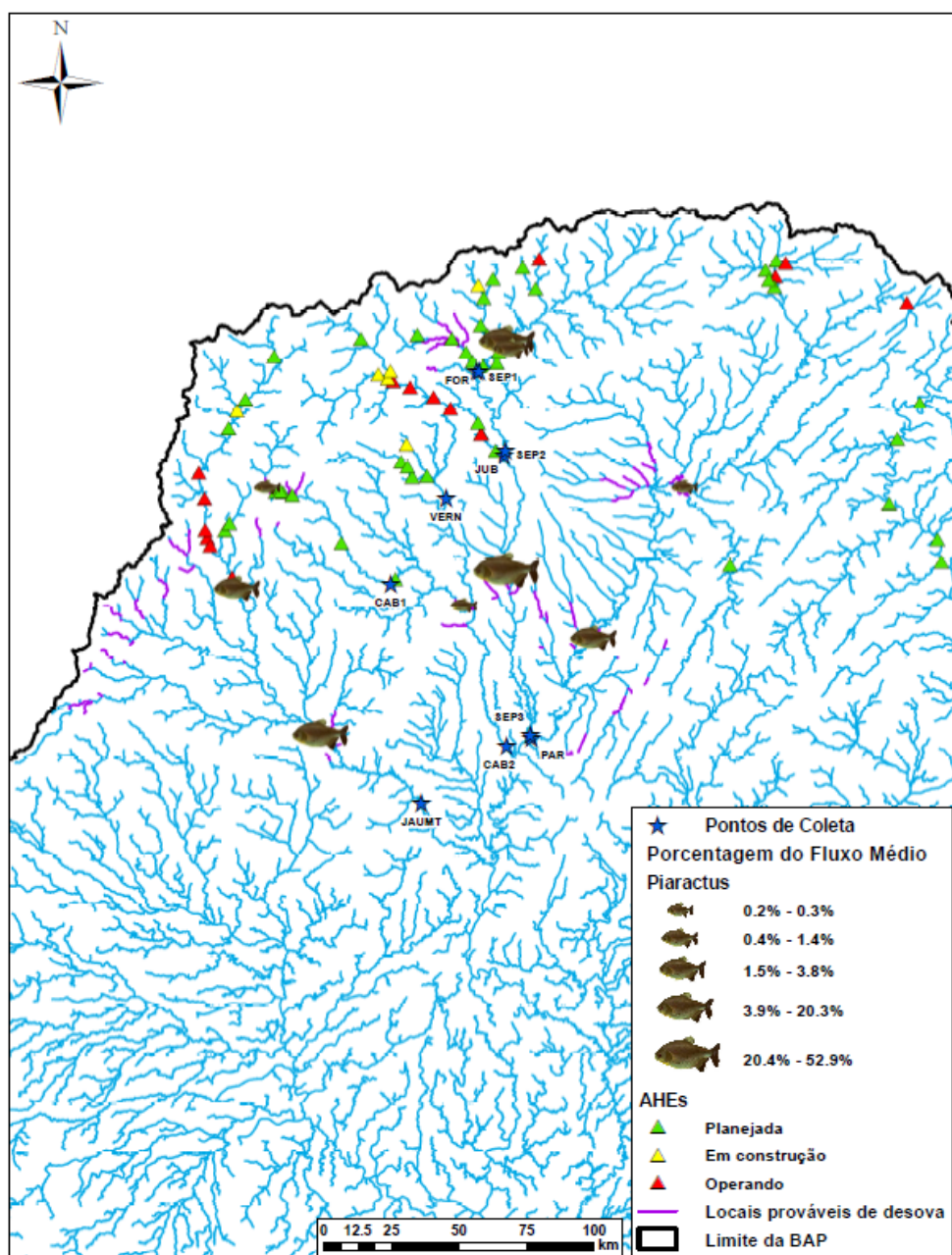


Figura 5.20. Mapa conceitual com a localização estimada das áreas de desova de *Piaractus mesopotamicus* na sub-bacia do alto rio Paraguai utilizando como variáveis, o fluxo de larvas desta espécie, a velocidade média da água no ponto de amostragem, o grau de desenvolvimento larval e o tempo de desenvolvimento ontogênico da espécie. Marcadores maiores representam pontos com elevada porcentagem de fluxo médio de larvas de *Piaractus mesopotamicus*.

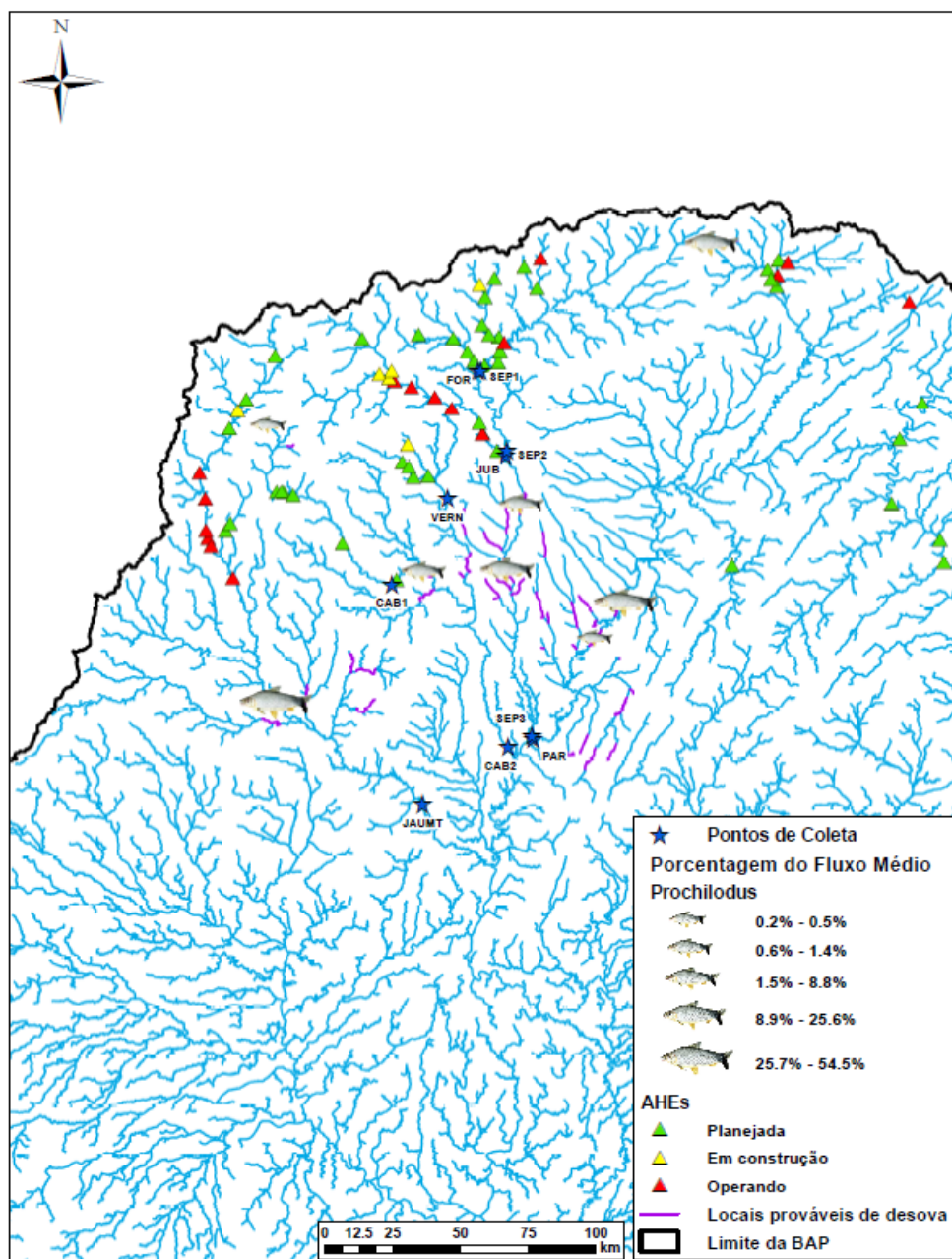


Figura 5.21. Mapa conceitual com a localização estimada das áreas de desova de *Prochilodus lineatus* na sub-bacia do alto rio Paraguai utilizando como variáveis, o fluxo de larvas desta espécie, a velocidade média da água no ponto de amostragem, o grau de desenvolvimento larval e o tempo de desenvolvimento ontogênico da espécie. Marcadores maiores representam pontos com elevada porcentagem de fluxo médio de larvas de *Prochilodus lineatus*.

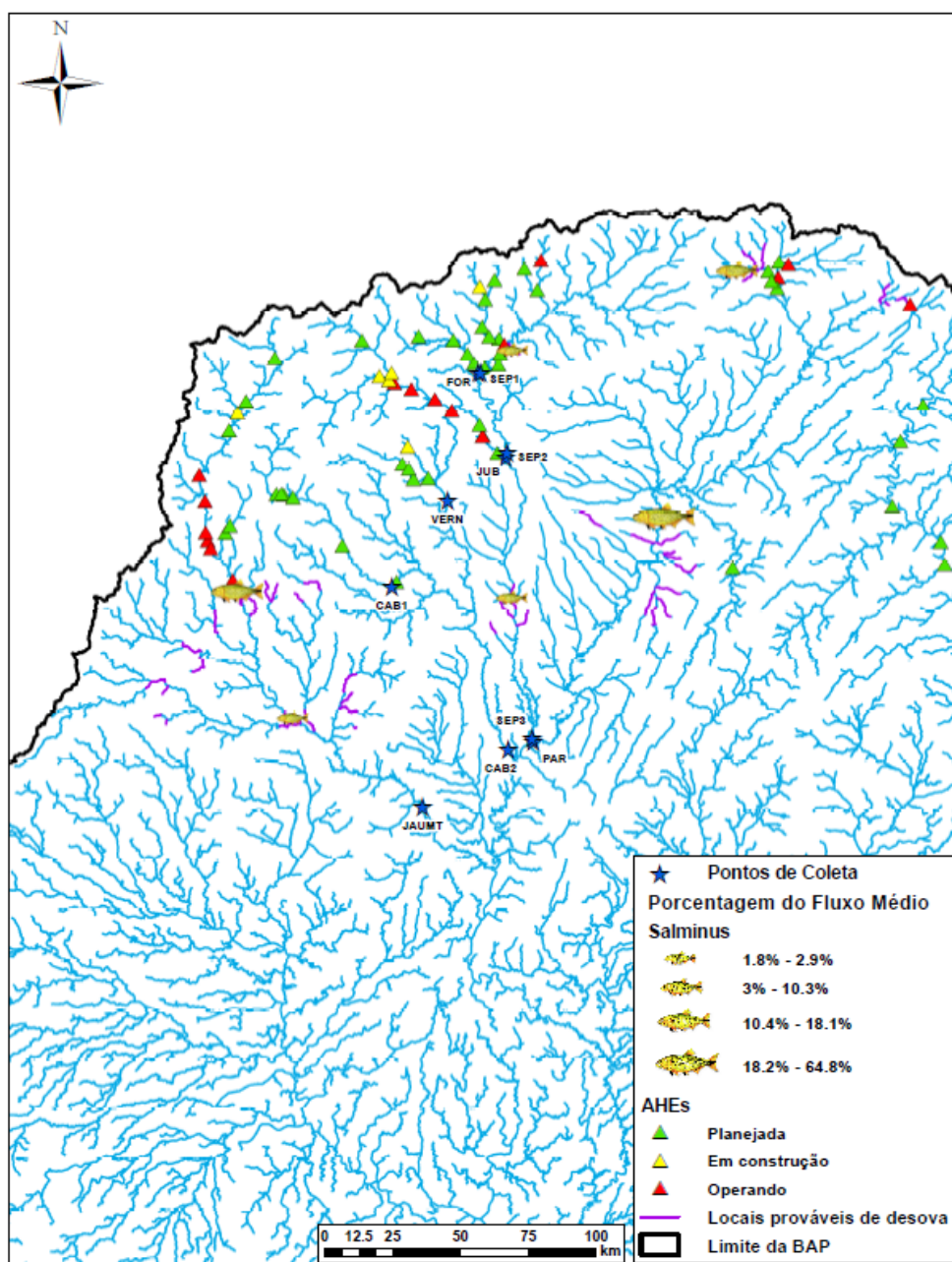


Figura 5.22. Mapa conceitual com a localização estimada das áreas de desova de *Salminus brasiliensis* na sub-bacia do alto rio Paraguai utilizando como variáveis, o fluxo de larvas desta espécie, a velocidade média da água no ponto de amostragem, o grau de desenvolvimento larval e o tempo de desenvolvimento ontogênico da espécie. Marcadores maiores representam pontos com elevada porcentagem de fluxo médio de larvas de *Salminus brasiliensis*.

Siluriformes. As estimativas das áreas de desova dos táxons pertencentes a ordem Siluriformes (*H. platyrhynchos*, Pimelodidae, *Pseudoplatystoma* spp. e *Z. jahu*) são apresentadas na Tabela 5.11 (apêndices) e nas Figuras 5.23 a 5.26.

Em JAUMT as desovas de *H. platyrhynchos* e Pimelodidae foram estimadas a uma distância máxima de 150,9 e 301,9 Km a montante do ponto de coleta. No ponto CAB1 foram encontradas apenas larvas de Pimelodidae e *Pseudoplatystoma* spp., e as áreas de desova estimadas a uma distância de 118 km, enquanto no ponto CAB2 essa distância foi de 150,9 km para *H. platyrhynchos* e 248,8 km para Pimelodidae e *Pseudoplatystoma* spp. Em VERN, *H.*

platyrhynchos, Pimelodidae e *Pseudoplatystoma* spp. todas apresentaram desovas a 49,2 km a montante.

Zungaro jahu foi a única espécie em que a distância estimada da área de desova foi próxima a 200 km no ponto SEP3, *H. platyrhynchos*, Pimelodidae e *Pseudoplatystoma* spp. desovaram à mais de 300 Km deste ponto de coleta. Nos pontos SEPJ e SEPF foram estimadas as distâncias da área de desova somente para Pimelodidae e *Z. jahu* (221 km SEPJ e 170,8 Km SEPF), enquanto nos pontos FOR foi de 59,2 km para Pimelodidae e JUB não foram registrados táxons desta ordem. Para o ponto PAR as desovas de *H. platyrhynchos*, Pimelodidae e *Pseudoplatystoma* spp. foram estimadas a uma distância superior a 300 km do ponto de coleta.

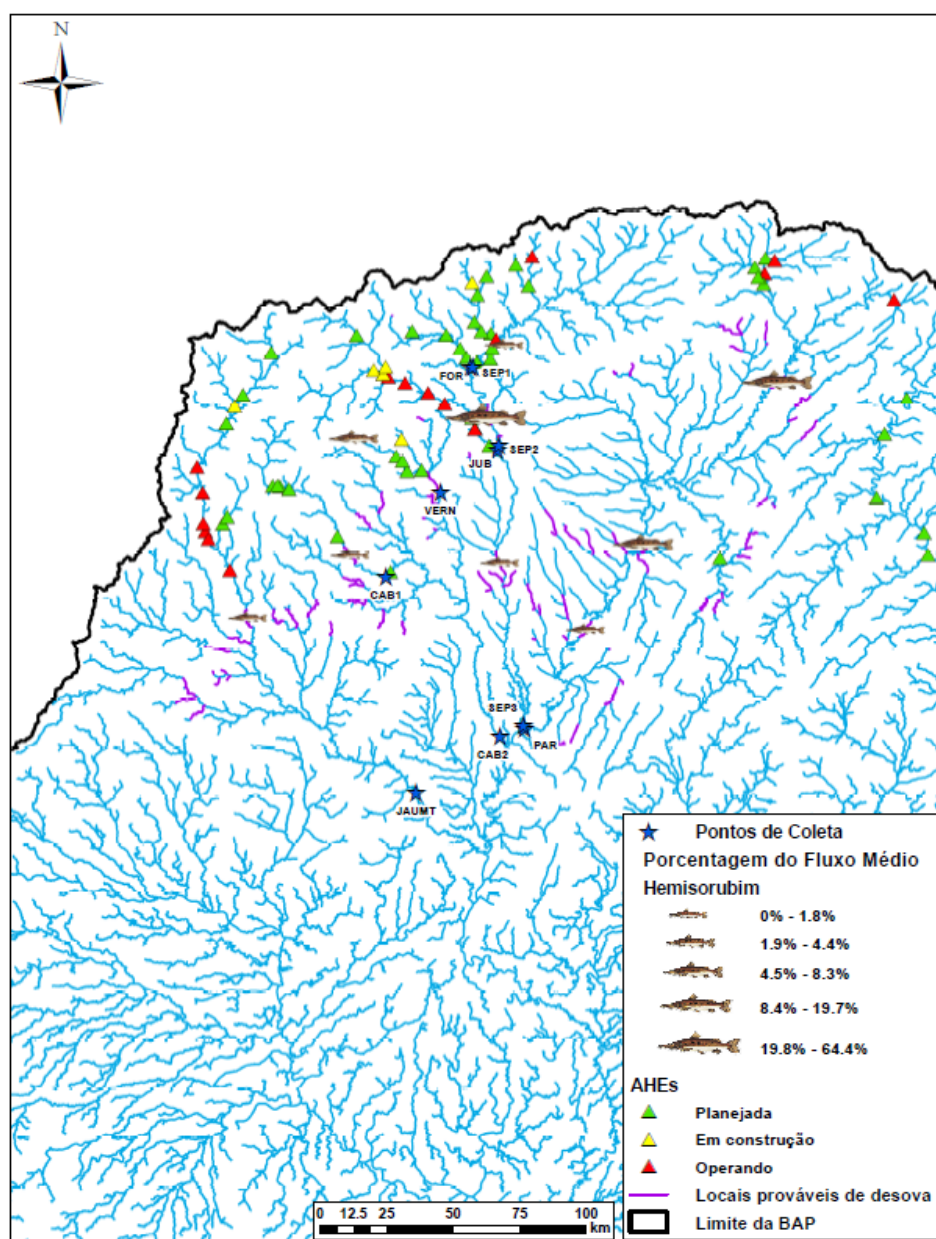


Figura 5.23. Mapa conceitual com a localização estimada das áreas de desova de *Hemisorubim platyrhynchos* na sub-bacia do alto rio Paraguai utilizando como variáveis, o fluxo de larvas desta espécie, a velocidade média da água no ponto de amostragem, o grau de desenvolvimento larval e o tempo de desenvolvimento ontogênico da espécie. Marcadores maiores representam pontos com elevada porcentagem de fluxo médio de larvas de *Hemisorubim platyrhynchos*.

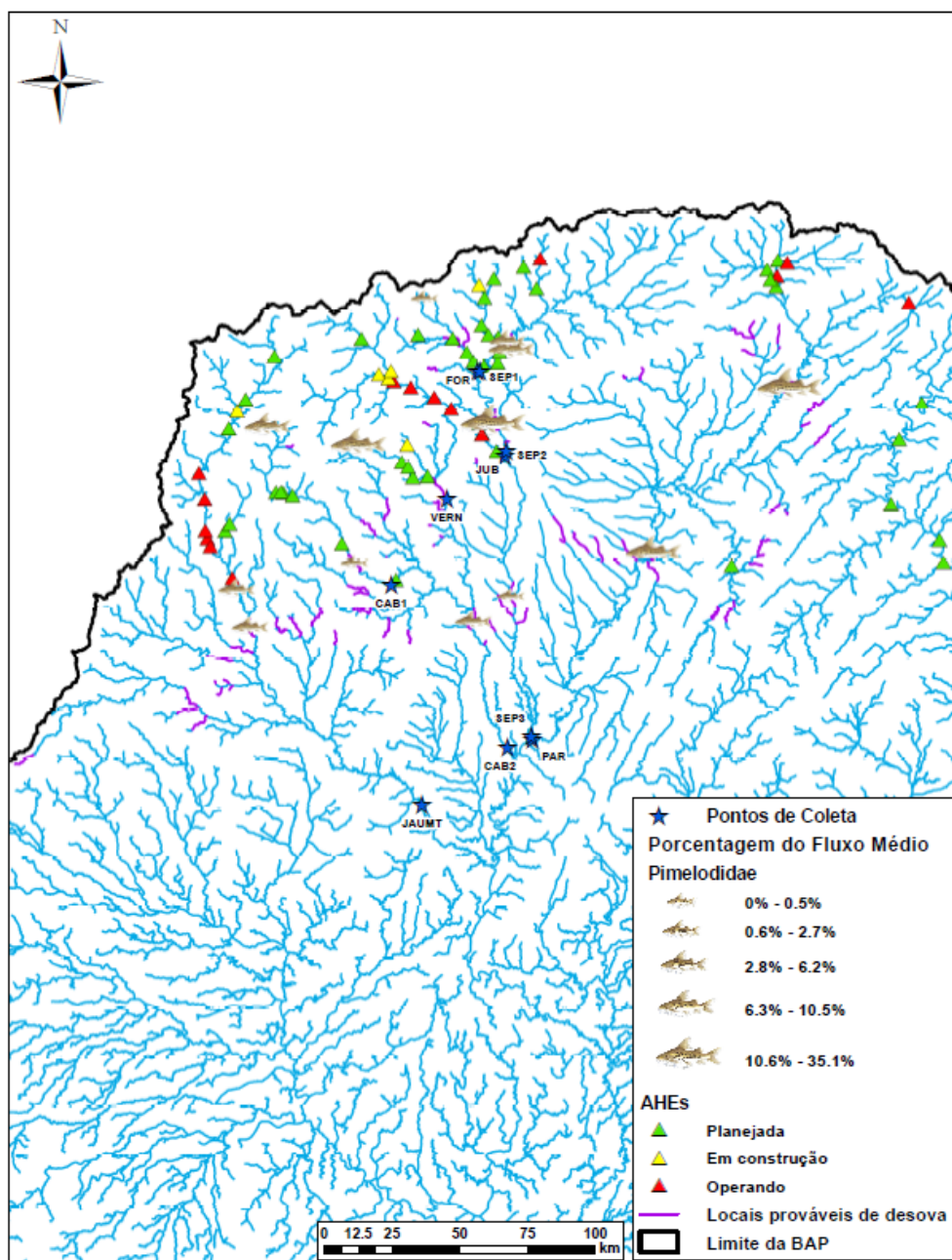


Figura 5.24. Mapa conceitual com a localização estimada das áreas de desova das espécies de Pimelodidae na sub-bacia do alto rio Paraguai utilizando como variáveis, o fluxo de larvas desta família, a velocidade média da água no ponto de amostragem, o grau de desenvolvimento larval e o tempo de desenvolvimento ontogênico das espécies alvo pertencentes a família Pimelodidae. Marcadores maiores representam pontos com elevada porcentagem de fluxo médio de larvas de Pimelodidae.

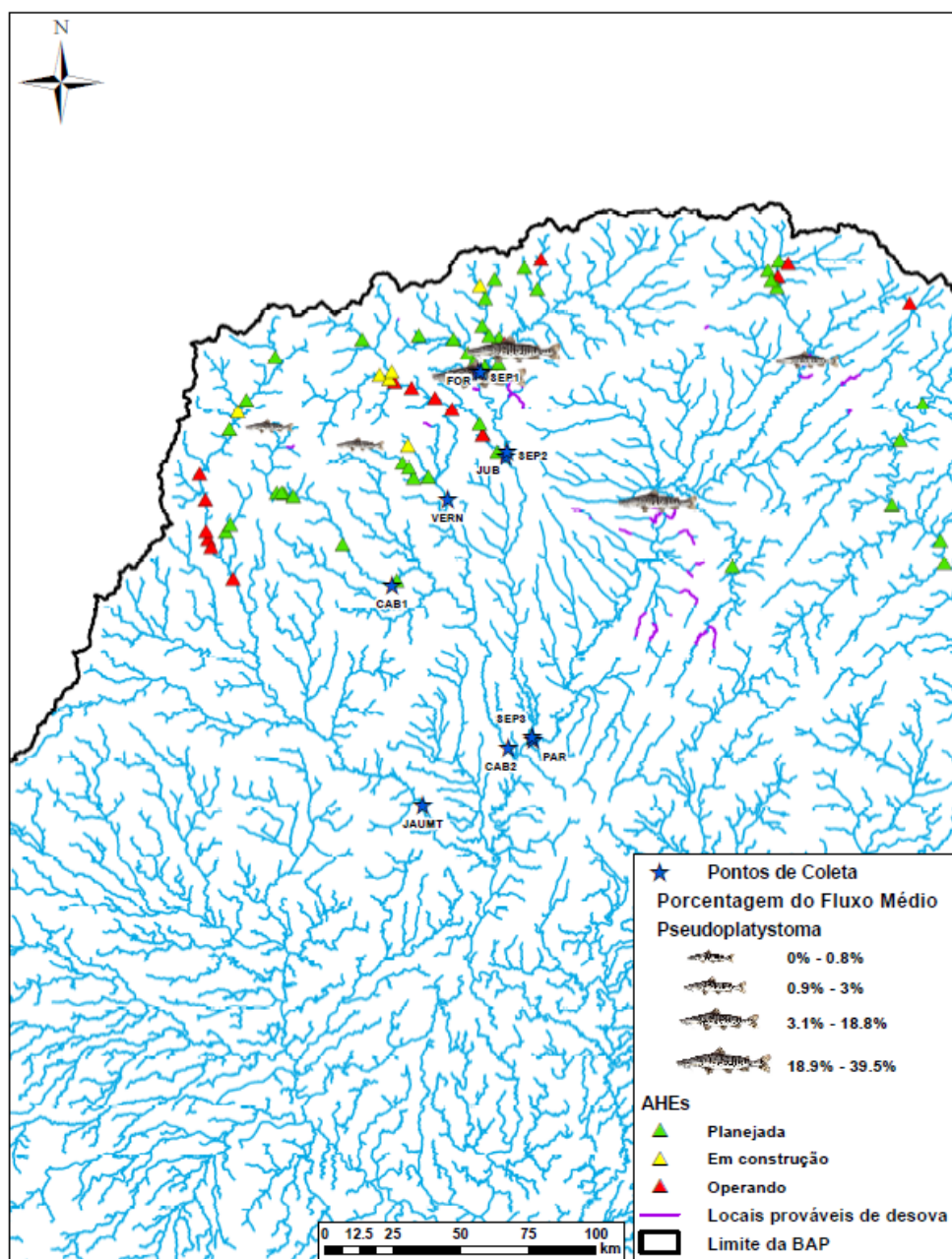


Figura 5.25. Mapa conceitual com a localização estimada das áreas de desova de *Pseudoplatystoma* spp. na sub-bacia do alto rio Paraguai utilizando como variáveis, o fluxo de larvas desta espécie, a velocidade média da água no ponto de amostragem, o grau de desenvolvimento larval e o tempo de desenvolvimento ontogênico da espécie. Marcadores maiores representam pontos com elevada porcentagem de fluxo médio de larvas de *Pseudoplatystoma* spp.