



**O NÍVEL DE INTEGRIDADE E AS CARACTERÍSTICAS AMBIENTAIS
EXPLICAM A DIVERSIDADE TAXONÔMICA, FUNCIONAL E
FILOGENÉTICA NAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES EM RIACHOS?**

Fabiane Silva Ferreira

Dourados – MS

Abril/2016





**O NÍVEL DE INTEGRIDADE E AS CARACTERÍSTICAS AMBIENTAIS
EXPLICAM A DIVERSIDADE TAXONÔMICA, FUNCIONAL E
FILOGENÉTICA NAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES EM RIACHOS?**

Fabiane Silva Ferreira

Prof. Dr. Yzel Rondon Suárez

“Dissertação apresentada ao programa de pós-graduação em Recursos Naturais, área de concentração em Recursos Naturais, da Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Recursos Naturais”.

Dourados – MS

Abril/2016



“A vida me ensinou e está me ensinando a aproveitar o presente, como um presente que da vida recebi, e usá-lo como um diamante que eu mesmo tenha que lapidar, lhe dando forma da maneira que eu escolher”.

Charles Chaplin

“Talvez não tenha conseguido fazer o melhor, mas lutei para que o melhor fosse feito. Não sou o que deveria ser, mas Graças a Deus, não sou o que era antes”.

Marthin Luther King

Dedico este trabalho à minha família!!!

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus por tudo.

Em seguida agradeço ao meu orientador Dr. Yzel Rondon Suárez por ter acreditado no meu potencial e ter me confiado mais este trabalho. Por todo aprendizado durante os 7 anos dedicados à pesquisa científica, nos quais tive o prazer de trabalhar em sua companhia. Agradeço porque que muitas vezes fez papel de pai com conselhos e com puxões de orelhas, compartilhando momentos muito importantes durante esta caminhada que levarei para a vida toda. Na verdade as palavras não são suficientes para agradecer este “pai científico” no qual me espelho, tanto como profissional, quanto como pessoa. Desejo seguir o seu caminho e lhe retribuir toda confiança concedida a mim.

Gostaria de agradecer à Lidiani Q. L. Ximenes e Olemar C. Martins pelo compartilhamento de dados; à Gabriela S. V. Duarte, Maiane J. Pereira, Olemar C. Martins, Marcelo M. Souza e Madson S. Melo pelo apoio logístico nas atividades de campo e em laboratório. Ao Wagner Vicentin pelo auxílio nas análises, elaboração da árvore filogenética e fornecimento dos dados funcionais, ao Gabriel Nakamura pelo auxílio na interpretação das métricas funcionais e filogenéticas e a Ana P. Lemke pelo auxílio na elaboração dos mapas.

Sou muito grata aos amigos e colegas do laboratório de ecologia Gabriela S. V. Duarte, Walmir B. F. M. Junior Mundim, Maiane J. Pereira, Patrícia L. Rondon, Ana P. Lemke, Lucilene F. Viana e Mônica B. Jorge e os “agregados” Fábio Henrique e Fábio Seabra pela amizade e pelo companheirismo em todos os momentos, que sem dúvida foram muito importantes para meu crescimento profissional e pessoal. Principalmente à Gabriela S. V. Duarte pela amizade e por me aturar, desde o período de graduação, pelos conselhos e dedicação a mim, pois ainda que houvesse momentos de desentendimento, foram muitos os momentos alegres (compras, almoços, rodadas de tereré, e pipoca acompanhada com coca cola bem gelada), tornando essa amizade para a vida toda. Ao meu amigo recente e mais atrapalhado, no ritmo de uma mistura de brasileiro com mineiro, Mundim, presente nos momentos mais descontraídos e tensos no decorrer da jornada deste trabalho, que juntamente com alguns de seus conselhos, também o levo para toda a vida.

Sou grata aos amigos e vizinhos de bairro, Aline V. Silva, Naiara R. Souza, Malvina, Vânia e Marilly pela amizade e pelos diversos momentos compartilhados (com

aquele tererê), que sempre estiveram prestativos em ouvir meus desabaços e a me aconselharam.

Sou grata ao neurologista Dr. Menegucci e a psicóloga Danielli, que me auxiliaram, tanto com os problemas familiares, quanto com os profissionais, de maneira que eu pude superar vários obstáculos do TDAH e os traumas adquiridos no decorrer do meu desenvolvimento, sendo que em partes a conclusão deste trabalho se deve a isto.

Aos amigos em geral, sem citar nomes, pois são muitos, que mesmo sem saber, contribuíram para aliviar o estresse, sendo muito importantes ao longo desta jornada.

À Universidade Estadual do Mato Grosso do Sul e aos docentes do Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais, pelo conhecimento e oportunidade fornecidos ao longo desta formação.

Ao apoio logístico e financeiro da UEMS, do IMAM e à FAPEMS - Dourados no período de execução do projeto de iniciação de monitoramento dos córregos urbanos na cidade de Dourados 2010 a 2011. A CAPES pela concessão da bolsa de mestrado.

Por último não menos importante agradeço à minha família, Maria José S. Ferreira, Gabrielly S. Ferreira, Jefferson S. Ferreira, Renato F. da Silva, Josuel da Silva, Lucas S. Ferreira e Admilson L. de Moraes, por todo apoio nessa caminhada. Agradeço principalmente a minha Rainha Maria José S. Ferreira mulher guerreira, batalhadora e de bom coração, a quem devo a vida, pois possui sua vida dedicada a mim e aos meus irmãos. Ao meu namorado Admilson L. de Moraes, que esteve ao meu lado durante a execução deste trabalho, compartilhado momentos difíceis, mas que em muitos pude dar muitas risadas.

Agradeço a todos pelos pensamentos positivos e pela toda motivação.

Obrigada!!!

SUMÁRIO

Resumo.....	07
Abstract.....	08
Capítulo 1 - Considerações Gerais.....	09
Referências Bibliográficas.....	10
Capítulo 2 - A influência da urbanização sobre as assembleias de peixes de riachos em três microbacias neotropicais.....	15
Abstract.....	15
Resumo.....	16
Introdução.....	16
Materiais e Métodos.....	18
Área de estudo.....	18
Amostragens.....	19
Gradiente ambiental.....	20
Análise de dados.....	20
Resultados.....	21
Discussão.....	28
Referências Bibliográficas.....	33
Capítulo 3 - A urbanização afeta as assembleias de peixes de riachos nos níveis funcional e filogenética?.....	45
Abstract.....	45
Resumo.....	46
Introdução.....	46
Materiais e Métodos.....	49
Área de estudo.....	49
Amostragens.....	50
Gradiente ambiental.....	51
Dados filogenéticos.....	52
Dados funcionais.....	52

Características evolutivas.....	53
Estrutura funcional e filogenética.....	54
Diversidade funcional e filogenética.....	54
Análise de dados.....	55
Resultados.....	58
Características evolutivas.....	58
Estrutura funcional e filogenética.....	59
Diversidade funcional e filogenética.....	60
Respostas dos traços funcionais.....	62
Discussão.....	64
Características evolutivas.....	64
Estrutura funcional e filogenética.....	64
Índice do Táxon mais Próximo (NTI-P/NTI-F).....	66
Diversidade funcional e filogenética.....	67
Respostas dos traços funcionais.....	69
Referências Bibliográficas.....	71
Considerações finais	82
Apêndice A1.....	84
Apêndice A2.....	85
Apêndice A3.....	87

RESUMO

Compreender os processos envolvidos que levam a diversificação das espécies e estruturação das assembleias de peixes de riachos sob influência antrópicas consiste em grande desafio para a ecologia aquática atual. Dessa forma, o presente trabalho teve como objetivo verificar se os níveis de urbanização e as variáveis ambientais influenciam a diversidade taxonômica, funcional e filogenética nas microbacias Curral de Arame, Laranja Doce e Água Boa localizados na cidade de Dourados – MS. Para tanto, dois capítulos foram elaborados (2 e 3) utilizando dados amostrados no período de 2003 a 2011 nas três microbacias totalizando 31 locais. As microbacias foram categorizadas em três níveis de urbanização (baixo, médio e alto) de acordo com informações sobre uso e ocupação do solo e informações sobre as variáveis ambientais, sendo que a microbacia Curral de Arame foi classificada com nível baixo, a microbacia Laranja Doce com nível médio e a microbacia Água Boa com nível alto de urbanização. No capítulo 2, ao testar o efeito dos níveis de urbanização sobre a diversidade taxonômica das assembleias analisadas, constatou-se que a urbanização influencia diretamente a riqueza e composição de espécies, ocorrendo uma diminuição da riqueza de espécies em níveis altos de urbanização. No capítulo 3, ao testar o efeito dos níveis de urbanização sob estrutura e diversidade funcional e filogenética das assembleias analisadas, constataram-se locais com nível baixo e médio de urbanização foram estruturadas principalmente pela exclusão competitiva, onde ocorre a exclusão das espécies mais similares e mais aparentadas funcionalmente e filogeneticamente, permanecendo a ocorrência de espécies menos similares e menos aparentadas. Por outro lado, os locais com maior nível de urbanização foi estruturada principalmente filogeneticamente pela exclusão competitiva e funcionalmente pelos filtros ambientais, com isso, o efeito da urbanização leva a diminuição da riqueza de espécies com visto no capítulo anterior consequentemente ocorre à diminuição da diversidade filogenética, tornando as espécies co-existentes mais aparentadas e mais similares, ocorrendo uma sobreposição dos nichos. Dessa forma é evidente o efeito da urbanização sob os índices de diversidade, levando uma diminuição da diversidade funcional e filogenética em níveis altos de urbanização.

Palavras-chave: Bacia do Rio Ivinhema; assembleias de peixes; urbanização; influência antrópica.

ABSTRACT

Understand the processes that lead to species diversification and stream fish assemblage structuration under anthropic influence is a great defiance to actual aquatic ecology. In this way, the present study aimed verify if the urbanization levels and environmental variables can be influence the diversity in taxonomical, functional and phylogenetical scale in the small basins Curral de Arame, Laranja Doce and Água Boa, located in Dourados city – Mato Grosso do Sul, Brazil. Then, two chapters were elaborated (2 and 3) using data sampled from 2003 to 2011 on three hydrographic small basins totalizing 31 sampling sites. These small basins were categorized in three level of urbanization (lower, middle and higher) using information about land use and others environmental: 1) Curral de Arame were classified as lower level of urbanization; 2) Laranja Doce were classified as Middle level of urbanization and 3) Água Boa were classified as higher level of urbanization. In chapter 2: To test the effect of levels of urbanization on taxonomical diversity on analyzed assemblages we observed that urbanization affect directly the richness and species composition in sampled streams, leading to richness decrease in streams with higher levels of urbanization. In chapter 3: Testing the effect of urbanization levels on functional and phylogenetical diversity and structure in stream fish assemblage analyzed we observed that site with the level lower and middle with smaller levels of urbanizations were structured mainly by competitive exclusion, when occur the exclusion of more similar species and more functionally and phylogenetically closely species. On the other hand, site with higher level of urbanization were structured by competitive exclusion and functionally by environmental filters, then, urbanization lead to decrease to in species richness, as seen in previous chapter also occur a decrease in phylogenetic diversity and increasing the niche overlapping, in response to decrease in functional diversity.

Key-Words: Basin Ivinhema river; fish assemblages; urbanization; anthropic influence.

CAPÍTULO 1 - CONSIDERAÇÕES GERAIS

O uso sustentável dos ecossistemas aquáticos de água doce é um dos principais desafios da geração atual devido à falta de conhecimento sobre a sua estrutura e funcionamento, bem como sobre as formas pelas quais esses sistemas são afetados pelas interferências antrópicas (Barletta *et al.*, 2010). As atividades humanas são as principais causas dos impactos negativos sobre os rios e riachos (eg. os represamentos, substituição de vegetação nativa por culturas agrícola ou pecuária, introdução de espécies exóticas e poluição) (Allan & Flecker, 1993).

As alterações antrópicas podem alterar as características hidrológicas e a biodiversidade (Vitousek *et al.*, 1997). Dessa forma, as mudanças nas características bióticas e abióticas, geram condições restritas nas quais poucas espécies se adaptam, o que leva a diminuição das espécies nativas e a substituição pelas não nativas (McKinney, 2006; Kowarik, 2008) influenciando diretamente a riqueza e composição de espécies (Cunico *et al.*, 2006).

Além disso, influenciam a composição e estado dos traços funcionais que respondem diferentemente as condições ambientais (Kühn & Klotz, 2006). Em outras palavras, essas condições selecionam os diferentes traços funcionais (Zobel, 1997) que possibilitem a sobrevivência e a permanência dos organismos nesses locais (Roy & Blois, 2006). Contudo, para facilitar o entendimento das respostas dos organismos decorrente as mudanças ambientais (eg. urbanização) é importante focar não apenas nas espécies, mas também o conjunto dos traços que são conservados ou selecionados nestas condições (diversidade funcional) (Hooper *et al.*, 2005; Roy & Blois, 2006), além disso, compreender a origem e história evolutiva dos organismos que compartilham esses traços funcionais (diversidade filogenética) (Prinzing *et al.*, 2001).

A diversidade filogenética está relacionada diretamente com os traços funcionais (Knapp, 2010), entretanto, espécies relacionadas filogeneticamente podem desenvolver diferentes traços funcionais devido à radiação adaptativa (Ackerly & Nyffeler, 2004; Prinzing *et al.*, 2008). Em ambos os casos as condições ambientais influenciam a estrutura funcional e filogenética em assembleias de espécies. Dessa forma, esperam-se diferenças na estrutura funcional e filogenética em organismos de áreas urbanizadas e não-urbanizadas (Knapp, 2010).

O efeito da urbanização em traços funcionais tem sido amplamente discutido em estudos realizados em plantas em escalas mundiais, contudo, estudos em comunidade de peixes de riachos analisando o efeito da urbanização na estrutura funcional e filogenética em bacias hidrográficas brasileiras ainda são recentes, na qual poucos estudos foram registrados enfatizando as análises funcionais destacando os trabalhos de Cunico *et al.* (2011), Carvalho & Tejerine-Garro (2015), Casatti *et al.* (2012), Casatti *et al.* (2015), Leduc *et al.* (2015) e Teresa *et al.* (2015).

Embora a literatura seja escassa em estudos de peixes riachos, deve-se considerar a importância desses estudos devido ao seu poder preditivo sobre os processos ecossistêmicos do que a diversidade taxonômica (Tilman *et al.*, 1997; Díaz & Cabido, 2001; Mouillot *et al.*, 2011). A diversidade taxonômica assume que as espécies são diferentes sem a ponderação sobre os papéis desempenhados no ambiente (Díaz & Cabido, 2001). Nesse contexto, a avaliação dos padrões de diversidade das comunidades em ambientes submetidos às interferências antrópicas pode contribuir também para a predição de mudanças em processos ecológicos.

Dessa forma, o objetivo geral deste estudo foi avaliar se os diferentes níveis de urbanização explicam a diversidade taxonômica, funcional e filogenética nas microbacias Curral de Arame, Laranja Doce e Água Boa na bacia do rio Ivinhema. Para o comprimento deste objetivo geral, este estudo foi dividido em dois capítulos.

Uma das dificuldades para a utilização da abordagem funcional para alguns táxons é o conhecimento limitado sobre as características funcionais exibida pelas espécies (Petchey & Gaston, 2006), como é o caso dos peixes de riachos. Assim, inicialmente (**Capítulo 2**), foram analisados os efeitos dos diferentes níveis de urbanização sobre a diversidade taxonômica das microbacias Curral de Arame, Laranja Doce e Água Boa. Posteriormente (**Capítulo 3**) foram analisados os efeitos dos diferentes níveis de urbanização sobre a estrutura e diversidade funcional e filogenética nas microbacias Curral de Arame, Laranja Doce e Água Boa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACKERLY, D. D. & NYFFELER, R. Evolutionary diversification of continuous traits: phylogenetic tests and application to seed size in the California flora. **Evolutionary Ecology**, v. 18, p. 249-272, 2004.

ALLAN, J. D. & FLECKER, A. S. Biodiversity conservation in running waters. **BioScience**, v. 43, n. 1, p. 32–43, 1993.

BARLETTA, M., JAUREGUIZAR, A. J.; BAIGUN, A.; FONTOURA, N. F.; AGOSTINHO, A. A.; ALMEIDA-VAL, V. M. F.; VAL, A. L.; TORRES, R. A.; JIMENES-SEGURA, L. F.; GIARRIZZO, T.; FABRÉ, N. N.; BATISTA, V. S.; LASSO, C.; TAPHORN, D. C.; COSTA, M. F.; CHAVES, P. T.; VEIRA, J. P.; CORRÊA, M. F. M. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on Neotropical systems. **Journal of Fish Biology**, v. 76, p. 2118–2176, 2010.

CARVALHO, R. A. & TEJERINE-GARRO, F. L. The influence of environmental variables on the functional structure of headwater stream fish assemblages: a study of two tropical basins in Central Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 13, n. 2, p. 349-360, 2015.

CASATTI, L.; TERESA, F. B.; GONÇALVES-SOUZA, T.; BESSA, E.; MANZOTTI, A. R.; GONÇALVES, C. S. & ZENI, J. O. From forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish? **Neotropical Ichthyology**, v. 10, n. 1, p. 205-214, 2012.

CASATTI, L.; TERESA, F. B.; ZENI, J. O.; RIBEIRO, M. D.; BREJÃO, G. L.; CENEVIVA-BASTOS, M. More of the Same: High Functional Redundancy in Stream Fish Assemblages from Tropical Agroecosystems. **Environmental Management**, v. 55, n. 6, p. 1300-1314, 2015.

CUNICO, A. M.; ALLAN, J. D. & AGOSTINHO, A. A. Functional convergence of fish assemblages in urban streams of Brazil and the United States. **Ecological Indicators**, v. 11, p. 1354-1359, 2011.

CUNICO, A. M.; AGOSTINHO, A. A. & LATINI, J. D. Influência da urbanização sobre as assembleias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, n. 4, p. 1101-1110, 2006.

DÍAZ, S. & CABIDO, M. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 16, p. 646–655, 2001.

HOOPER, D. U.; CHAPIN III, F. S.; EWEL, J. J.; HECTOR, A.; INCHAUSTI, P.; LAVOREL, S.; LAWTON, J. H.; LODGE, D. M.; LOREAU, M.; NAEEM, S.; SCHMID, B.; SERÄLÄ, H.; SYMSTAD, A. J.; VANDERMEER, J. & WARDLE. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological Monographs**, v. 75, p. 3-35, 2005.

KNAPP, S. Challenging urban species diversity: Contrasting phylogenetic patterns across plant functional groups in Germany. In: KNAPP, S. **Plant biodiversity in urbanized areas: Plants functional traits in space and time, plants rarity and phylogenetic diversity**. 1. ed. Wiesbaden-DE: Vieweg + Teubner, 2010. p. 89-105.

KOWARIK, I. On the role of alien species in urban flora and vegetation. In: MARZLUFF, J. M.; SHULENBERGER, E.; ENDLICHER, W.; ALBERTI, M.; BRADLEY, G.; RYAN, C.; SIMON, U. & ZUMBRUNNEN, C. **Urban Ecology: An International Perspective on the Interaction between Humans and Nature**. 1. ed. New York-USA: Springer, 2008. p. 321-338.

KÜHN, I. & KLOTZ, S. Urbanization and homogenization - Comparing the floras of urban and rural areas in Germany. **Biological Conservation**, v. 127, p. 292-300, 2006.

LEDUC, A. O. H. C.; SILVA, E. M.; ROSENFELD, J. S. Effects of species vs. functional diversity: Understanding the roles of complementarity and competition on ecosystem function in a tropical stream fish assemblage. **Ecological Indicators**, v. 48, p. 627-635, 2015.

McKINNEY, M. L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. **Biological Conservation**, v. 127, p. 247–260, 2006.

MOUILLOT, D.; VILLÉGER, S.; SCHERER-LORENZEN, M. & MASON, N. W. H. Functional structure of biological communities predicts ecosystem multifunctionality. **PLoS One**, v. 6, p. e17476, 2011.

PETCHEY, O. L. & GASTON, K. J. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology Letters**, v. 9, p. 741–758, 2006.

PRINZING, A.; REIFFERS, R.; BRAAKHEKKE, W. G.; HENNEKENS, S. M.; TACKENBERG, O.; OZINGA, W. A.; SCHAMINÉE, J. H. J. & VAN GROENENDAEL, J. M. Less lineages - more trait variation: phylogenetically clustered plant communities are functionally more diverse. **Ecology Letters**, v. 11, p. 809-819, 2008.

PRINZING, A.; DURKA, W.; KLOTZ, S. & BRANDL, R. The niche of higher plants: evidence for phylogenetic conservatism. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 268, p. 2383-2389, 2001.

ROY, V. & BLOIS, S. D. Using functional traits to assess the role of hedgerow corridors as environmental filters for forest herbs. **Biological Conservation**, v. 130, p. 592–603, 2006.

TERESA, F. B.; CASATTI, L. & CIANCIARUSO, M. V. Functional differentiation between fish assemblages from forested and deforested streams. **Neotropical Ichthyology**, v. 13, n. 2, p. 361-370, 2015.

TILMAN, D.; LEHMAN, C. L. & THOMSON, K. T. Plant diversity and ecosystem productivity: theoretical considerations. **Proceedings of Natural Academy of Sciences of the United States of America**, v. 94, p. 1857–1861, 1997.

VITOUSEK, P. M.; MOONEY, H. A.; LUBCHENCO, J. & MELILLO, J. M. Human domination of Earth's ecosystems. **Science**, v. 277, p. 494-499, 1997.

ZOBEL, M. The relative role of species pools in determining plant species richness: an alternative explanation of species coexistence? **Trends in Ecology and Evolution**, v. 12, p. 266-269, 1997.

CAPÍTULO 2 - A INFLUÊNCIA DA URBANIZAÇÃO SOBRE AS ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE RIACHOS EM TRÊS MICROBACIAS NEOTROPICAIS

Fabiane Silva Ferreira^{1,2} & Yzel Rondon Suárez²

^{1,2} Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais, Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul/UEMS, CEP 79804-970, Dourados, MS, Brasil. e-mail: fabianesfbio@gmail.com

² Universidade Estadual do Mato Grosso do Sul/UEMS – Centro de Análise e Monitoramento Ambiental/CINAM - Laboratório de Ecologia. Rod. Dourados-Itahum km. e-mail: yzel@uems.br (Autor para Correspondência).

Abstract: Studies about stream fish assemblages they have emphasized the role of environmental filters associated to colonization patterns of streams stretches, on the other hand, when the assemblage are subject of anthropogenic effects, the environmental variables associated to environmental quality assumes greater importance. In this way, this work aimed analyzes the variation in richness and composition in fish and verifying the effect of urbanization level on organization pattern and structuration of fish assemblages. The samples were made in 31 sites from 2003 to 2011. The small basins were classified according land use and environmental variables as lower, middle and higher level of urbanization (Curral de Arame, Laranja Doce and Água Boa, respectively). Were sampled 4320 individuals, being registered 57 species. The lower level of urbanization presented larger species accumulated richness, however, the rarefaction analyze demonstrated that the lower and middle level of urbanization presented larger rarefied richness, being that the larger species richness in these sites explained mainly by the water temperature, water velocity and pH. Thus, that urbanization leads to loss of environmental integrity leads to decrease of richness and alter species composition.

Keywords: Environmental gradient; species richness; fish assemblages; anthropic influence.

Resumo: Estudos sobre assembleias de peixes em riachos têm enfatizado o papel dos filtros ambientais associados ao padrão de colonização dos trechos dos riachos, por outro

lado, quando a assembleia está sujeitas aos efeitos antropogenicos, as variáveis ambientais associados com a qualidade ambiental assumem maior importância. Dessa forma, o objetivo deste trabalho foi analisar a riqueza e composição de espécie e o efeito dos diferentes níveis de urbanização sobre o padrão de organização e estruturação das assembleias de peixes. As amostragens foram realizadas em 31 locais, no período de 2003 a 2011. As microbacias foram classificadas de acordo com informações sob uso e ocupação do solo e as variáveis ambientais como baixo, médio e alto de urbanização (Curral de Arame, Laranja Doce e Água Boa, respectivamente). Foram amostrados 4.320 indivíduos, sendo registradas 57 espécies. O nível médio de urbanização apresentou maior riqueza acumulada de espécies, contudo, a análise de rarefação demonstrou que o nível baixo e médio de urbanização apresentou maior riqueza rarefeita, sendo que essa maior riqueza de espécies nestes locais explicada principalmente pela temperatura, velocidade da água e o pH. Dessa forma, a urbanização leva a perda da integridade ambiental leva a diminuição da riqueza e alteram a composição de espécies.

Palavras-chave: Gradiente ambiental; riqueza de espécies; assembleias de peixes; influência antrópica.

INTRODUÇÃO

As comunidades locais são influenciadas por um conjunto de fatores, que incluem características do habitat, fatores bióticas e ambientais (Hoeinghaus *et al.*, 2007; Schluter & Ricklefs, 1993a), sendo que, dependendo da escala analisada, um ou outro fator pode assumir maior importância (Jackson *et al.*, 2001) afetando a distribuição, abundâncias (Hoeinghaus *et al.*, 2007) e a riqueza de espécies (Johnson *et al.*, 2004). A estruturação da ictiofauna de riachos é influenciada principalmente pela combinação fatores biogeográficos e hidrológicos (Poff, 1997).

Com isso, a instabilidade hidrológica é um dos mais importantes determinantes da estruturação das comunidades (Poff & Allan, 1995), uma vez que determinam aspectos da história de vida, dinâmica da colonização além da composição de espécies entre outras características está relacionada às características ambientais locais como: morfologia do canal (Schlosser, 1982), profundidade, tipo de substrato, velocidade da água, cobertura vegetal (Barrela *et al.*, 2001; Teresa & Casatti, 2010), aspectos químicos da água, como concentrações de nutrientes, oxigênio dissolvido (Silva, 1995; Honnen *et al.*, 2001).

No entanto, como esses ecossistemas têm sofrido severas alterações ambientais, gerados pela expansão dos centros urbanos (Lee, 2000; Cunico *et al.*, 2006), decorrente o aumento das atividades humanas (eg. os represamentos, substituição de vegetação nativa por culturas agrícolas ou pecuária, introdução de espécies exóticas e poluição) (Allan & Flecker, 1993; Pompeu & Alves, 2005; Mckinney, 2006). Com isso, alteram a composição e a diversidade de espécies (Pompeu & Alves, 2005; Schindler, 2007; Cunico *et al.*, 2012). Além disso, os fatores bióticos e abióticos também influenciam abundância e a distribuição de peixes em riachos impactados (Paul & Meyer, 2001), decorrente a alteração ambiental (Cunico *et al.*, 2006; Roy *et al.*, 2007; Fialho *et al.*, 2008; Brown *et al.*, 2009; Alexandre *et al.*, 2010; Felipe & Suárez, 2010; Casatti *et al.*, 2010; Cunico *et al.*, 2012; Daga *et al.*, 2012).

Dessa forma, os distúrbios gerados pela expansão das cidades não destroem apenas o habitat das espécies nativas, mas geram habitats onde poucas espécies se adaptam as condições urbanas e suburbanas. Esse processo de substituição das espécies nativas com o aumento das espécies não nativas pode promover a homogeneização biótica em várias escalas espaciais (Mckinney & Lockwood, 1999, 2001; Rahel, 2002; Olden & Poff, 2003; Mckinney, 2006). A maior consequência para conservação além da homogeneização biótica é o aumento da diversidade local (Sax & Gaines, 2003; Mckinney, 2006), mas ocorre a diminuição da diversidade regional ou global pela extinção de alguma espécie local (Mckinney, 2006). No entanto, apesar dos esforços de conservação, a perda da diversidade biológica continua em ritmo acelerado em escalas regionais ou globais, devido ao aumento da intensidade dos distúrbios. Ainda assim, existe a necessidade de identificar os efeitos da perturbação, sobre os padrões de diversidade em recursos naturais (Mouillot *et al.*, 2012).

Neste sentido, o objetivo deste trabalho foi analisar e comparar a riqueza e a composição de espécies das assembleias de peixes de riachos com diferentes níveis de urbanização. Além disso, avaliar o efeito da urbanização sobre o padrão de organização e estruturação das assembleias de peixes.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

A bacia do Rio Ivinhema está localizada no sistema Alto Rio Paraná, no estado do Mato Grosso do Sul, Brasil. Com uma área aproximadamente de 600 km a 45.000 km²,

localizada cerca de 700 m de altitude da cabeceira do Rio Dourados ocorrendo à junção dos Rios Dourados, Brilhante e Vacaria, nomeado Ivinhema (Súarez *et al.*, 2011), sendo composta por várias microbacias e sub-bacias, tendo alguns trechos fortemente impactados por atividades humanas e industriais, agricultura e pecuária.

Os córregos analisados estão localizados na região da cidade de Dourados-MS, distribuídos em três microbacias (Curral de Arame, Laranja Doce e Água Boa) (Figura 1), pertencentes à bacia do Rio Ivinhema, Alto Rio Paraná. A microbacia Curral de Arame é uma afluente do Rio Dourados, possui aproximadamente 68.60 km de extensão, na qual sua nascente está localizada próximo da rodovia BR-162 no km 7 (Avenida Guaicurus) percorrendo a região rural da cidade até desaguar no Rio Dourados. A microbacia Laranja Doce é um afluente do rio Brilhante, sua nascente está localizada no extremo sul da Reserva indígena de Dourados e segue margeando a zona urbana norte da cidade. A microbacia Água Boa é afluente do Rio Dourados, sua nascente está localizada na região urbana da cidade de Dourados, percorrendo bairros densamente povoados na periferia sul da cidade, adentrando a áreas de agricultura localizadas no entorno da área urbana, com uma extensão de aproximadamente 21 km.

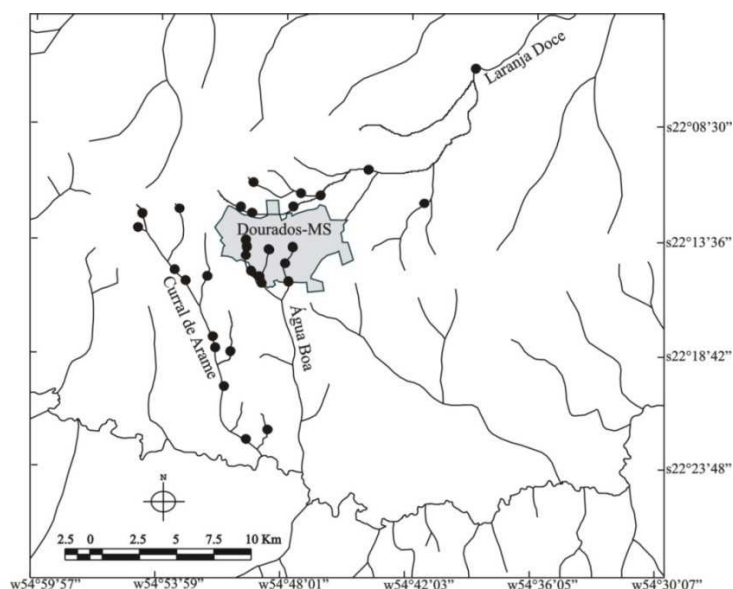


Figura 1. Localização das microbacias Laranja Doce, Água Boa e Curral de Arame, bacia do Rio Ivinhema, Alto Rio Paraná, Dourados-MS.

Amostragens

As amostragens foram realizadas em 31 locais, distribuídos entre as três microbacias, sendo 9 pontos na microbacia Laranja Doce, 10 pontos na Água Boa e 12 pontos no Curral de Arame no período de 2003 a 2011.

Os peixes foram amostrados predominantemente no período diurno, utilizando uma peneira retangular de armação metálica (0,8 x 1,2 m) e uma rede de arrasto (5 x 1,5 m), revestidos com tela tipo mosquiteiro (2 mm de abertura de malha). Em córregos com um volume maior as amostragens foram complementadas com redes de espera 1,5 x 10 m com aberturas de malha de 15, 25, 30, 40 e 50 mm entre nós adjacentes.

Em campo os peixes foram anestesiados com solução de eugenol e fixados em solução de formaldeído a 10%, onde permaneceram imersos por, pelo menos 48 horas, e em laboratório foram preservados em álcool etílico 70% após a identificação e contagem. Para a identificação dos peixes foi utilizado principalmente o trabalho de Graça & Pavanelli (2007), bem como consultas a especialistas do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura da UEM (UEM/NUPELIA).

De cada local amostrado, além das coordenadas geográficas, foram obtidas um conjunto de variáveis ambientais e físico-químicas tais como pH, condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$), temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), oxigênio dissolvido (mg/l), profundidade e a largura do local (m). A largura e profundidade foram obtidas em cinco locais em cada trecho amostrado (100 m), com a utilização de uma haste de madeira graduada ou de uma trena (quando necessário) e a velocidade da água m/s^2 , obtida utilizando um fluxômetro digital. Para cada local, foi utilizada a média aritmética para os valores de largura, profundidade e velocidade da correnteza (Tabela 1).

Tabela 1. Média \pm Desvio Padrão das variáveis ambientais mensuradas para as microbacias Laranja Doce, Água Boa e Curral de Arame, onde LD= Laranja Doce; AB= Água Boa; CA= Curral de Arame; Prof. (m)= Profundidade; Veloc. (m/s^2)= Velocidade da água; Cond. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)= Condutividade elétrica da água; Oxig. (mg/l)= Oxigênio dissolvido; Oxig. (%)= Oxigênio em saturação; pH= Potencial Hidrogênio; Temp. ($^{\circ}\text{C}$)= Temperatura da água; Larg. (m)= Largura.

Microbacias	Prof. (m)	Veloc. (m/s^2)	Cond. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Oxig. (mg/l)	Oxig. (%)	pH	Temp. ($^{\circ}\text{C}$)	Larg. (m)
LD	0.56 \pm 0.26	0.40 \pm 0.17	131 \pm 95.42	5.11 \pm 1.03	6.35 \pm 11.51	7.1 \pm 0.48	21.4 \pm 1.14	2 \pm 1.24
AB	0.35 \pm 0.17	0.17 \pm 0.22	278.9 \pm 134.08	5.32 \pm 0.90	66.62 \pm 13.75	7.2 \pm 0.44	23.9 \pm 1.55	3 \pm 1.27
CA	0.47 \pm 0.30	0.52 \pm 0.29	69 \pm 15.84	6.95 \pm 0.54	85 \pm 8.62	7.2 \pm 0.16	21.6 \pm 3.39	2.9 \pm 1.36

Decorrente ao longo período de estudo a influência sazonal foi desconsiderada, visto que as amostragens foram realizadas em diferentes períodos, optando-se em utilizar

uma média das variáveis ambientais realizadas em cada local amostrado, assim como o número de espécies foi somado ao longo dos anos de amostragens.

Gradiente ambiental

Os gradientes de urbanização nas microbacias analisadas foram categorizados através da localização das microbacias na cidade Dourados, informações das variáveis ambientais (Tabela 1) e as características locais (e.g. uso de ocupação do solo), fornecendo informações sobre o grau de influência da urbanização, sendo classificados como: locais com nível baixo (Curral de Arame), médio (Laranja Doce) e alto (Água Boa) de urbanização.

A microbacia Curral de Arame foi classificada como nível baixo de influência da urbanização por estar localizada em área rural da cidade e apresentar locais em média com maior concentração das taxas de oxigênio, maiores valores da velocidade e menor valores da condutividade da água (Tabela 1) quando comparados com as demais microbacias.

A microbacia Laranja Doce foi classificada como nível médio de influência da urbanização, com locais em média valores medianos da velocidade e condutividade (Tabela 1) quando comparados com as demais microbacias, além disso, apresentou locais mais estreitos (menores valores da largura) e mais volumosos (maiores valores da profundidade).

A microbacia Água Boa foi classificada como nível alto de influência da urbanização, sendo que apresentou locais em média com maiores valores da condutividade, temperatura e largura, além disso, apresentou menores valores da profundidade e velocidade da água (Tabela 1), ou seja, caracterizando locais mais rasos e largos.

Análise de dados

Para avaliar a eficiência das amostragens sobre a riqueza total das espécies entre os níveis de urbanização primeiramente foi utilizado o método bootstrap (Smith & Van Belle, 1984). Em seguida foi utilizada uma curva de acumulação de espécies a fim de verificar a riqueza acumulada de acordo com os diferentes níveis de urbanização (baixo, médio e alto). No entanto, devido à diferença entre os números dos indivíduos em cada um desses níveis, para uma comparar a riqueza total de maneira mais confiável optou-se em utilizar uma análise de rarefação (Gotelli & Graves, 1996). Os resultados foram comparados

através de uma análise de variância (ANOVA) e um teste *a posteriori* de Tukey, uma vez que foram atendidos os pressupostos da análise de variância.

A fim de verificar se assembleias analisadas apresenta diferença na riqueza e composição de espécies nos diferentes níveis de urbanização foi utilizada uma análise de variância permutacional (PERMANOVA). De forma complementar, foi realizado um teste de mantel para verificar se as características ambientais influenciam a composição de espécies entre os níveis de urbanização. Para realização do teste foi utilizado uma matriz da abundância das espécies e uma matriz ambiental (Tabela 1) convertidas em duas matrizes de dissimilaridades utilizando os coeficientes de distâncias “Bray-Curtis” e “Euclidiana” respectivamente.

Para verificar a variação da abundância das espécies entre os níveis de urbanização foi realizada uma análise de coordenadas principais (PCoA), onde os dados das abundâncias das espécies foram convertidos em uma matriz de dissimilaridade utilizando o coeficiente de distância “Bray-Curtis”, sendo comparados a partir dos *scores* dos níveis.

Para determinação de espécies indicadoras foi calculado o Índice de espécies Indicadora (Indval), proposto por Dufrêne & Legendre (1997). O método se baseia nos dados das abundâncias das espécies dos diferentes níveis de urbanização, identificando espécies indicadoras de cada nível (De Cáceres *et al.*, 2010).

Procurando verificar a influência das variáveis ambientais sobre a riqueza total dos diferentes níveis de urbanização foi utilizada uma análise de árvore de regressão, onde a riqueza total foi utilizada como variável resposta e os descritores ambientais como variáveis explanatórias. A árvore de regressão é um método não paramétrico de particionamento da variável resposta, onde as amostras são divididas em grupos mutuamente exclusivos e procurando aumentar a homogeneidade em cada grupo resultante (De’Ath & Fabricius, 2000).

A fim de verificar a distribuição das espécies ao longo do gradiente ambiental (urbanização), as espécies foram ordenadas através de suas abundâncias relativas por classes de acordo com o nível de urbanização.

A análise da árvore de regressão foi realizada no programa Systat 12 e as demais análises foram realizadas no programa R (R Development Core Team, 2013).

RESULTADOS

Foram amostrados 4.320 indivíduos, sendo 937 indivíduos amostrados no nível baixo, 1.071 no nível médio e 2.312 no nível alto de urbanização. Destas, 57 espécies foram identificadas, distribuídas em 6 ordens e 17 famílias (Tabela 2). De acordo com os diferentes níveis de urbanização o maior número de espécies registrado no nível baixo foi 31 espécies, médio 46 espécies e no alto e 23 espécies. Contudo, o estimador de riqueza bootstrap estimou uma riqueza de $34 \pm 2,1$ para o nível baixo, $53 \pm 3,98$ para o nível médio e $27 \pm 2,6$ para o nível alto de urbanização.

Tabela 2. Lista de espécies amostradas no nível baixo (Curral de Arame – CA), médio (Laranja Doce - LD) e alto (Água Boa – AB) de urbanização, na cidade de Dourados, bacia do Rio Ivinhema, Alto Rio Paraná.

Espécies	Níveis		
	Baixo	Médio	Alto
CHARACIFORMES			
Acestrorhynchidae			
Acestrorhynchinae		X	
<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken 1875)	-		-
Anostomidae			
Leporininae		X	
<i>Leporinus elongatus</i> Valenciennes 1850	-	X	-
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch 1794)	-	X	-
<i>Leporinus lacustris</i> Campos 1945	-	X	-
<i>Leporinus macrocephalus</i> Garavello and Britski 1988	-		-
Characidae			
Characinae		X	
<i>Roeboides descavadensis</i> Fowler 1932	-		-
Cheirodontinae		X*	
<i>Serrapinnus notomelas</i> (Eigenmann 1915)	X*	-	X*
<i>Serrapinnus</i> sp.	-		X
Characidae Incertae Sedis		X	
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti and Britski 2000	X*	X	X
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier 1819)	X		X
Pristellinae		X	
<i>Hemigrammus marginatus</i> Ellis 1911	X	X	X
<i>Moenkhausia forestii</i> Benine, Mariguela and Oliveira 2009	X	X	-
<i>Moenkhausia intermedia</i> Eigenmann 1908	-	X	-
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i> (Steindachner 1907)	-	-	-
<i>Psellogrammus kennedyi</i> (Eigenmann 1903)	-		X
Stevardiinae		X	
<i>Bryconamericus stramineus</i> Eigenmann 1908	X*	X	-
<i>Piabina argentea</i> Reinhardt 1867	X		X
Oligosarcinae		X	
<i>Oligosarcus pintoii</i> Campos 1945	X		X
Salmininae		X	
<i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier 1816)	X	X	-
<i>Salminus hilarii</i> Valenciennes 1850	-		-
Crenuchidae			
Caracidiinae		X	
<i>Characidium</i> aff. <i>Zebra</i> Eigenmann 1909	X		-
Curimatidae		X	
<i>Cyphocharax gillii</i> (Eigenmann and Kennedy 1903)	-	X	-
<i>Cyphocharax modestus</i> (Fernández-Yépez 1948)	X	X	-
<i>Steindachnerina brevipinna</i> (Eigenmann and Eigenmann 1889)	X	X	-
<i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández-Yépez 1948)	-		-

Erythrinidae		X	
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch 1794)	X	-	X
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Agassiz 1829)	X		-
Lebiasinidae		X	
<i>Pyrrhulina australis</i> Eigenmann and Kennedy 1903	X		X
Parodontidae			
Parodontinae		-	
<i>Apareiodon piracicabae</i> (Eigenmann 1907)	X	X	-
<i>Parodon nasus</i> Kner 1859	X		-
Prochilodontidae			
Prochilodontinae		X	
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes 1836)	-		-
GYMNOTIFORMES			
Gymnotidae		-	
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i> (Valenciennes 1839)	X	-	-
<i>Gymnotus paraguensis</i> Albert and Crampton 2003	X	X	-
<i>Gymnotus sylvius</i> Albert and Fernandes-Matioli 1999	-		X
SILURIFORMES			
Auchenipteridae			
Auchenipterinae		X	
<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus 1766)	-		-
Callichthyidae			
Callichthyinae		X	
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus 1758)	-		-
Hoplosterninae		X	
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock 1828)	-		-
Corydoradinae		X*	
<i>Corydoras aeneus</i> (Gill 1858)	X		X*
Heptapteridae		X	
<i>Imparfinis mirini</i> Haseman 1911	-	X	-
<i>Imparfinis schubarti</i> (Gomes 1956)	X	-	X
<i>Pimelodella gracilis</i> (Valenciennes 1835)	X	-	-
<i>Pimelodella taenioptera</i> Miranda-Ribeiro 1914	-	X	X
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy and Gaimard 1824)	X		-
Loricariidae			
Hypoptopomatinae		X	
<i>Otothyropsis polyodon</i> Caleagri, Lehmann and Reis 2013	X		-
Hypostominae		X	
<i>Hypostomus albopunctatus</i> (Regan 1908)	-	X*	-
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering 1911)	X	X	X
<i>Hypostomus iheringii</i> (Regan 1908)	X	X	X
<i>Hypostomus strigaticeps</i> (Regan 1908)	X		X
Loricariinae		X	
<i>Pyxiloricaria menezesi</i> Isbrücker and Nijssen 1984	-	X	X
<i>Loricariichthys platymetopon</i> Isbrücker and Nijssen 1979	-		-
CYPRINODONTIFORMES			
Poeciliidae			
Poeciliinae		-	
<i>Phalloceros harpagos</i> Lucinda 2008	X	-	-
<i>Poecillia reticulata</i> Peters 1859	-		X*
Rivulidae		-	
<i>Melanorivulus apiamici</i> (Costa 1989)	X		-
SYNBRANCHIFORMES			
Synbranchidae		X	
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch 1795	-		X
PERCIFORMES			
Cichlidae			
Cichlinae		X	
<i>Cichlasoma paranaense</i> Kullander 1983	X		X

Crenicichlinae		X	
<i>Crenicichla britskii</i> Kullander 1982	X		X
Tilapiinae		X	
<i>Tilapia rendalli</i> (Boulenger 1897)	-		X

*Espécies mais abundantes nos diferentes níveis de urbanização.

As ordens e as famílias mais abundantes no nível baixo, médio e alto de urbanização foram Characiformes, Siluriformes, Characidae e Loricariidae, respectivamente (Figura 2). As espécies mais abundantes no nível baixo foram: *Bryconamericus stramineus* (17,5%) seguido por *Serrapinnus notomelas* (14,4%) e *Astyanax altiparanae* (13,3%). No médio nível foram *Corydoras aeneus* (16,9%), seguido por *Hypostomus ancistroides* (14,9%) e *Serrapinnus notomelas* (14,1%) e nível alto de urbanização foram *Serrapinnus notomelas* (45,4%), seguido por *Poecilia reticulata* (28,7%) e *Corydoras aeneus* (6,5%) (Tabela 2).

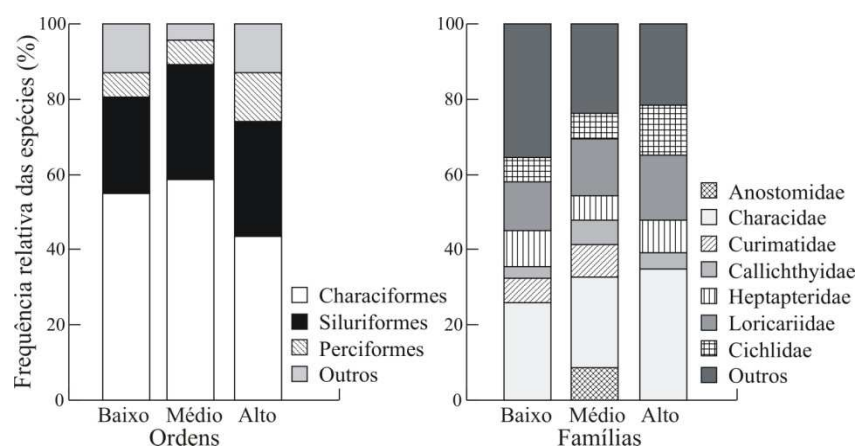


Figura 2. Frequência relativa das espécies por ordens e por famílias amostradas no nível baixo (Curral de Arame – CA), médio (Laranja Doce - LD) e alto (Água Boa – AB) de urbanização, na cidade de Dourados, bacia do Rio Ivinhema, Alto Rio Paraná.

A curva de acumulação das espécies (Figura 3) demonstrou que, independente do número de locais amostrados, a maior riqueza acumulada (46 espécies) foi constatado no nível médio de urbanização, enquanto que o nível alto de urbanização apresentou menor riqueza acumulada (23 espécies). O nível baixo de urbanização apresentou uma riqueza acumulada de 31 espécies. O nível baixo e alto de urbanização apresentou maior tendência de estabilização da curva da riqueza acumulada de espécies, ao contrário do nível médio de urbanização, uma vez que, quanto maior o número de locais amostrados maior será a riqueza acumulada.

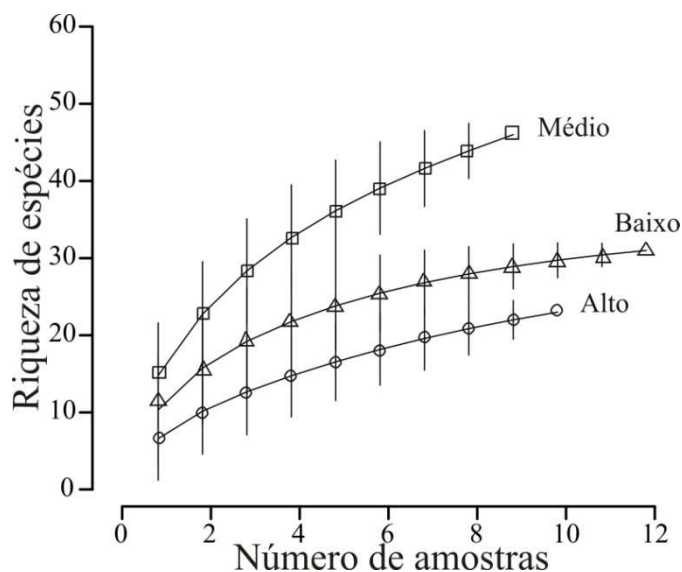


Figura 3. Curva de acumulação de espécies em função do número de locais amostrados no nível baixo (Curral de Arame – CA), médio (Laranja Doce - LD) e alto (Água Boa – AB) de urbanização, na cidade de Dourados, bacia do Rio Ivinhema, Alto Rio Paraná.

Constatou-se diferença significativa na riqueza rarefeita (Figura 4) entre os níveis de urbanização ($F_{2,28}=15,64$; $p=0,001$), sendo que a maior riqueza rarefeita foram observados no nível baixo e médio de urbanização, por outro lado, o menor riqueza rarefeita foi constatado no nível alto de urbanização. Essa diferença ocorre entre o nível baixo – alto e médio – alto de urbanização.

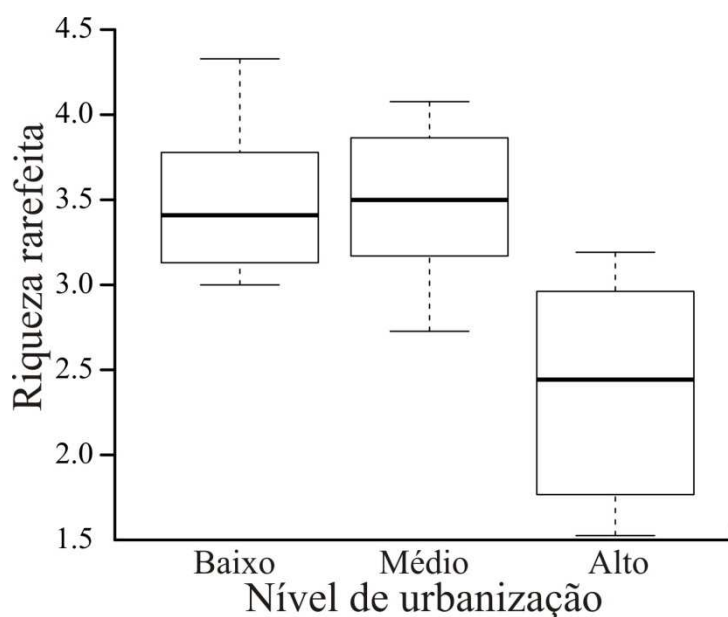


Figura 4. Variação da riqueza rarefeita das espécies amostradas no nível baixo (Curral de Arame – CA), médio (Laranja Doce - LD) e alto (Água Boa – AB) de urbanização, na cidade de Dourados, bacia do Rio Ivinhema, Alto Rio Paraná.

Constatou-se diferença significativa na composição de espécies entre o nível baixo, médio e alto de urbanização ($F=5,41$; $p=0,001$), essa diferença é influenciado principalmente pelas variáveis ambientais ($r=0,226$; $p=0,008$).

Combinando informações referentes à abundância relativa e a ocorrência das espécies através do valor de indicação das espécies (Indval) foi constatado que três espécies possuem valores de Indval significativos a ($p<0,05$) para o nível baixo, seis espécies para o nível médio e duas espécies para o nível alto de urbanização (Figura 5).

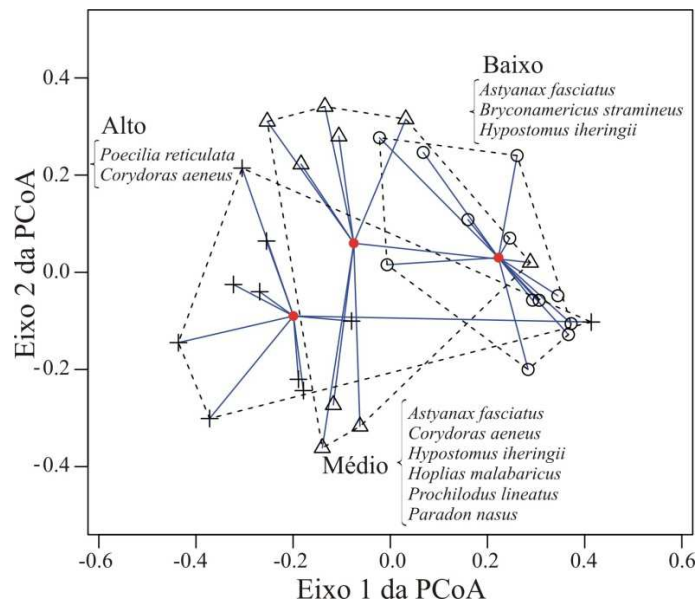


Figura 5. Análise de coordenadas principais (PCoA) para as espécies amostradas no nível baixo (Δ), médio (\circ) e alto ($+$) de urbanização, sendo inserido o resultado do índice de espécies indicadoras (Indval) de acordo com os níveis mencionados anteriormente, na cidade de Dourados, bacia do Rio Ivinhema, Alto Rio Paraná.

Os resultados da árvore de regressão (Figura 6) permitiram identificar que a temperatura foi a principal variável ambiental preditora da riqueza das espécies, seguido do pH e a velocidade da água. Os resultados mostraram que 44% da variação da riqueza das espécies foram explicadas pelas variáveis ambientais selecionadas. Sendo assim, a maior riqueza média de espécies foi observada em locais com temperatura da água inferior a $22,4^{\circ}\text{C}$ e a velocidade da água maior a $0,47 \text{ m/s}^2$. Por outro lado, a menor riqueza média de espécies foi observada em locais com temperatura da água maior a $22,4^{\circ}\text{C}$ e o pH maior que 7,2.

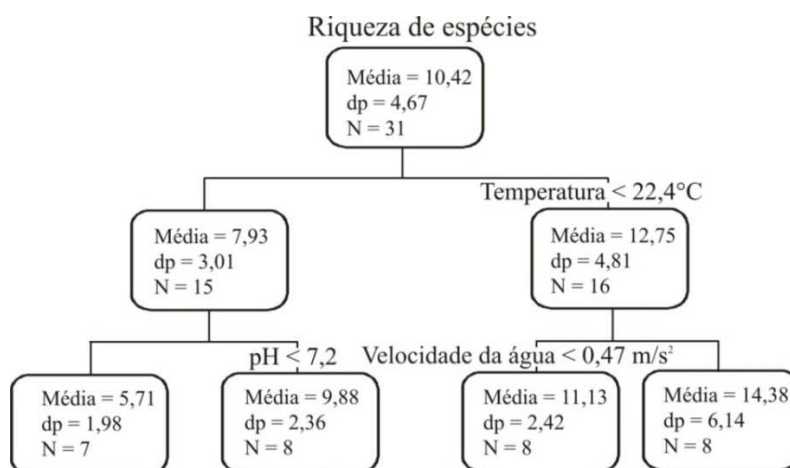


Figura 6. Árvore de regressão das variáveis ambientais em função da riqueza dos níveis de urbanização (baixo, médio e alto), na cidade de Dourados, bacia do Rio Ivinhema, Alto Rio Paraná.

Através da ordenação das espécies de peixes usando a abundância relativa por diferentes níveis de urbanização foram identificados quatro grupos de espécies (Figura 7), sendo: I – nível baixo de urbanização; II – ocorrência de espécies em todos os níveis de urbanização; III – nível médio de urbanização e IV – nível alto de urbanização.

O grupo I (Figura 7) foi formado pela ocorrência de treze espécies com abundância relativa distribuído no nível baixo e médio, ocorrendo predominantemente no nível baixo de urbanização, destacando - se a ocorrência da espécie *Melanorivulus apiamici* que ocorreu exclusivamente neste grupo. O grupo II (Figura 7) foi formado pela ocorrência de quatorze espécies distribuído no nível baixo, médio e alto de urbanização, ocorrendo predominante no nível baixo e médio, destacando – se a ocorrência da espécie *Astyanax altiparanae* que dos 31 locais amostrados ocorreu em 28 locais distribuídos nos níveis de urbanização. O grupo III (Figura 7) foi formado pela ocorrência de dezoito espécies ocorrendo exclusivamente no nível médio de urbanização, destacando – se a ocorrência de médio e grande porte das espécies como *Salminus hilarii*. O último grupo IV (Figura 7) foi formado pela ocorrência de doze espécies distribuídas no baixo, médio e alto nível de urbanização, ocorrendo predominantemente no nível médio e alto, destacando – se a ocorrência da espécie *Poecilia reticulata* que ocorreu exclusivamente neste grupo.

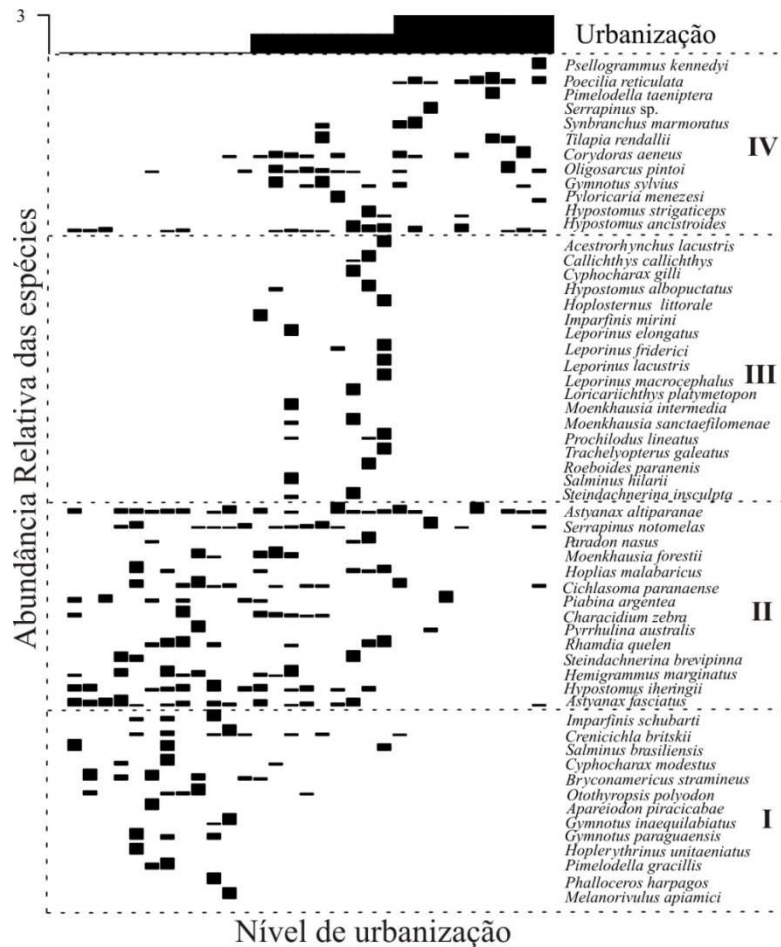


Figura 7. Gráfico composto de ordenação da abundância relativa das espécies de peixes em função dos níveis de urbanização (baixo, médio e alto), na cidade de Dourados, bacia do Rio Ivinhema, Alto Rio Paraná. Grupos de abundância relativa amostradas por classe em: I – baixo nível de urbanização; II – ocorrência de espécies em todos os níveis de urbanização; III - médio nível de urbanização e IV – alto nível de urbanização.

DISCUSSÃO

Estudos relatando alterações em comunidades de peixes em rios e riachos têm enfatizado que as alterações ambientais, entre elas a urbanização, influenciam diretamente a diversidade e composição de espécies, assim como os aspectos reprodutivos (Limburg; Schmidt, 1990; Cunico *et al.*, 2006; Casatti *et al.*, 2006a; Felipe & Suárez, 2010; Teresa & Casatti, 2010; Casatti *et al.*, 2012; Stefani & Smith, 2014).

A predominância de Characiformes e Siluriformes, aqui constatada é um resultado esperado para a região neotropical assim como a predominância das famílias Characidae e Loricariidae na bacia do Rio Ivinhema (Felipe & Suárez, 2010; Suárez *et al.*, 2011) no Alto Rio Paraná (Lowe-McConnell, 1999; Langeani *et al.*, 2007; Oyakama & Menezes, 2011; Stefani & Smith, 2014).

As espécies mais abundantes em cada nível de urbanização foram *Bryconamericus stramineus* (baixo), *Corydoras aeneus* (médio) e *Poecilia reticulata* (alto). A abundância dessas espécies pode estar associada à capacidade de deslocamento de cada espécie e pelas características locais predominantes (Castro, 1999; Winemiller & Willis, 2011), como as características limnologias associadas ao nível de urbanização que podem limitar a ocorrência/abundância das espécies (Cunico *et al.*, 2006).

Bryconamericus stramineus apresentou maior abundância em locais com baixa influência da urbanização (Curral de Arame). Esses locais apresentaram em média maiores valores da velocidade da água, maior concentração das taxas de oxigênio e menores valores de condutividade elétrica quando comparados com os demais níveis de urbanização. Suárez (2008), Felipe & Suárez (2010) e Suárez *et al.* (2011) constataram que *B. stramineus* teve maior abundância em locais com maior correnteza e menores valores de condutividade elétrica em estudos realizados na mesma bacia de estudo. A probabilidade de ocorrência desta espécie nesses locais é devida as adaptações morfológicas às características hidrológicas que atuam de forma significativa sobre a distribuição da espécie (Suárez *et al.*, 2007). Além disso, *B. stramineus* possui uma dieta predominantemente insetívora (Casatti *et al.*, 2003) transportados pela corrente (Grant & Noakes, 1987), insetos terrestres capturados na superfície (Sazima, 1986) além dos itens autóctones (Casatti *et al.*, 2003; Brandão-Gonçalves *et al.*, 2009). Os itens alimentares autóctones a alóctones consumidos por essa espécie são dependentes da vegetação ripária (Alvim & Peret, 2004). Dessa forma, locais com maior correnteza elevam a concentração das taxas de oxigênio e disponibilidade de recursos relacionados à presença da vegetação ripária sugerindo que *B. stramineus* necessita de locais menos alterados e condições mais específicas (Casatti *et al.*, 2006; Lorion & Kennedy, 2009; Casatti *et al.*, 2012). Casatti *et al.* (2006) constataram que a ocorrência de *B. stramineus* indica sinais de boa integridade dos habitats na bacia do rio São José dos Dourados (Alto Rio Paraná), corroborando com os resultados.

Por outro lado, *C. aeneus* foi observado maior abundância em locais com condições intermediárias (nível médio) de urbanização (Laranja Doce). A abundância da espécie pode estar relacionada com ausência de vegetação ripária, visto que, na ausência da vegetação as gramíneas são presentes e contribuem para o aumento da complexidade estrutural do habitat (Collier *et al.*, 1999). No entanto, a elevada ocorrência de gramíneas marginais pode ter consequências negativas para a biota aquática tornando ambientes menos

favoráveis para juvenis de espécies de grande porte e afeta as interações presa-predador (Gilliam & Fraser, 2001; Pusey & Arthington, 2003; Finstad *et al.*, 2007; Casatti *et al.*, 2009). Além disso, a elevada abundância é um indicativo de mudança na qualidade da água (Cunico *et al.*, 2006; Vieira & Shibatta, 2007). Casatti *et al.* (2009) em estudos realizados em comunidade de peixes em locais com presença e ausência de gramíneas constataram maior abundância relativa de *C. aeneus* em locais com presença de gramíneas, assim como, Teresa & Casatti (2010) verificando a importância da vegetação ripária em comunidades de peixes de riachos observaram maior abundância média de *C. aeneus* em locais com ausência de vegetação ripária, reforçando os nossos resultados.

De forma similar, constatou-se a elevada abundância de *P. reticulata* exclusivamente em locais com nível alto de urbanização (Água Boa). Esta espécie da família Poeciliidae foi introduzida em várias bacias hidrográficas Brasileiras para controle biológico de larvas de insetos (Graça & Pavanelli, 2007; Britski *et al.*, 2007). Contudo, a sua elevada abundância em ambientes naturais pode indicar alterações ambientais (Cunico *et al.*, 2006; Ferreira & Casatti, 2006; Teresa & Casatti, 2010), isto é possível devido à alta capacidade da espécie colonizar diversos ambientes, desde a água doce à salobra com maior sucesso em ambientes lênticos (Britski *et al.*, 2007). Além disso, a espécie é considerada resistente a ambientes alterados, pois se alimenta de detritos variados, com hábito oportunista (Oliveira & Bennemann, 2005), no qual isso confere vantagem em relação às espécies com hábitos mais especialistas por resistir a elevadas temperaturas em riachos largos e rasos a ponto de se tornar abundante em ambientes alterados (Moyle & Cech-Jr, 1996; Viera & Shibatta, 2007). De forma complementar, Suárez *et al.* (2011) em um estudo em 200 locais amostrados na bacia do Rio Ivinhema constataram que *P. reticulata* ocorreu exclusivamente em riachos urbanos da cidade de Dourados-MS. Sendo assim, pode-se afirmar que a presença *P. reticulata* está diretamente relacionada à urbanização.

A curva de acumulação de espécies identificou que o nível médio de urbanização apresentou maior riqueza acumulada. Essa riqueza de espécies na neste nível pode ser explicada pela a hipótese de distúrbios intermediários proposto por Connell (1978). Essa teoria propõe que ambientes sobre condições elevadas de perturbações a diversidade de espécies pode ser afetada, porém em níveis intermediários de perturbações existe espaço para coexistência de espécies generalistas e especialistas permitindo o aumento da diversidade (Leidy & Fiedler, 1985). Contudo, elevados níveis de perturbações contribuem

para a diminuição de espécies especialistas e generalistas diminuindo a diversidade de espécies nessas condições (Casatti *et al.*, 2010), com isso, essas perturbações geram condições que pode beneficiar as espécies tolerantes com as novas oportunidades que são geradas (Teresa & Casatti, 2012). Evidência desse padrão tem sido relatada em vários estudos com peixes em ambientes altamente impactados (Cunico *et al.*, 2006; Casatti *et al.*, 2009, 2010; Felipe & Suárez, 2010).

A análise de rarefação demonstrou que o nível baixo e médio de urbanização apresentou maior riqueza rarefeita quando comparadas com nível alto de urbanização. Os locais com maior riqueza rarefeita apresentaram em média maior profundidade e velocidade, caracterizando locais mais volumosos, sugerindo que as condições dos habitats sejam mais heterogêneas. Dessa forma, locais mais heterogêneas apresentam maior complexidade dos habitats (Oberdorff *et al.*, 2001; Grenouillet *et al.*, 2004; Ibanez *et al.*, 2007) propiciando que um conjunto maior de espécies, promovendo o aumento da riqueza de espécies. Por outro lado, locais em média com menor profundidade e velocidade apresentou menor riqueza rarefeita, caracterizando locais mais rasos e lânticos, sugerindo que as condições dos habitats sejam mais homogêneas. Deste modo, locais mais homogêneos tendem apresentar menor complexidade dos habitats gerando condições restritas permitindo a ocorrência de poucas espécies, levando a diminuição da riqueza. Dessa forma, a homogeneização dos habitats pode afetar diretamente as populações de peixes (Torgersen & Close, 2004) e as comunidades (Schneider & Winemiller, 2008; Casatti *et al.*, 2012). Casatti *et al.* (2009) analisando a relação da homogeneização dos habitats, constatou que locais mais heterogêneos apresentavam maior riqueza, enquanto locais mais homogêneos apresentou menor riqueza da espécie e alta dominância de espécies exóticas sugerindo a alteração da qualidade da água e degradação física do habitat (Cunico *et al.*, 2006; Alexandre *et al.*, 2010).

A composição de espécies apresentou diferença entre os níveis de urbanização, ou seja, a urbanização afeta a riqueza e composição espécies. Apesar da diferença na composição, as assembleias compartilham espécies em comum, demonstrando que a urbanização atua como filtro de espécies, diminuindo a possibilidade de uma espécie colonizar ou persistir em locais com variação sobre as condições ambientais, em contraste, facilita a colonização de espécies capazes de suportar essa variação (Suárez, 2008).

Diante disso, os resultados do Indval demonstraram que a ocorrência das espécies indicadoras no nível baixo de urbanização indica sinais de boa integridade das condições

ambientais, deste modo, isso sugere que embora o grau de influência da urbanização seja menor as condições ambientais são mais estáveis. Para o nível médio as espécies indicadoras demonstram que as condições ambientais podem possibilitar a ocorrência de espécies de médio e grande porte associado principalmente a maior profundidade como observada, contudo, a baixa concentração das taxas de oxigênio neste nível pode beneficiar a ocorrência de espécies que possui capacidade de colonizar e persistir nestes locais. Para o nível alto de urbanização as espécies indicadoras indicam que as alterações das condições ambientais levam a diminuição da integridade ambiental, favorecendo a ocorrência de espécies tolerantes. Dessa forma, a distribuição e abundância das espécies ao longo do gradiente ambiental é o resultado da capacidade do organismo lidar com as condições físicas e biológicas presentes (Whittaker, 1967; McDonnell *et al.*, 1993).

A riqueza de espécies foi explicada pela temperatura, velocidade e o pH. Sendo que o nível baixo e médio de urbanização apresentou menor temperatura e maior velocidade da água, em contraste a menor riqueza encontrada no nível alto de urbanização apresentou maior temperatura, pH e menor velocidade da água. Portanto, a riqueza de espécies está diretamente associada com a urbanização, ou seja, o aumento da urbanização leva a diminuição da integridade das condições dos habitats e a diminuição da riqueza de espécies.

Diante disto, locais amostrados no nível baixo com maior integridade quando comparados com os locais dos demais níveis de urbanização. A ictiofauna geralmente apresenta uma baixa dominância das espécies, ausência de espécies exóticas e uma alta contribuição de itens alóctones (eg. sementes, frutas, insetos terrestres entre outros) (Lorion & Kennedy, 2009; Casatti *et al.*, 2012). Em níveis intermediários apresenta maior riqueza ou a representatividade de algumas espécies, mas também pode ocorrer a substituição das espécies nativas especialistas por outras espécies exóticas, mais tolerantes as altas temperaturas (Casatti *et al.*, 2009; Casatti *et al.*, 2012) como, por exemplo, a elevada abundância de *C. aeneus*. Em locais com nível alto de urbanização geralmente ocorre à diminuição da cobertura vegetal e essa ausência pode facilitar a erosão (Klein, 1979), resultando na modificação do canal (Benke *et al.*, 1979; Weaver & Garman, 1994) tornando mais largos e rasos, alterando a entrada de materiais de origem alóctones (Cunico *et al.*, 2012) e os parâmetros físico-químico da água com elevação da temperatura e diminuição da concentração de oxigênio, ou seja, leva a diminuição da complexidade estrutural (Stefani & Smith, 2014) e a heterogeneidade ambiental. Dessa forma favorece a

dominância de espécies oportunistas (Rocha *et al.*, 2009) como, por exemplo, a espécie *P. reticulata* amostrada exclusivamente neste nível.

O método de ordenação da abundância relativa das espécies corroborou com os resultados anteriores, evidenciando uma tendência da diminuição da riqueza de espécies com o aumento do nível de urbanização. O método de ordenação das espécies em função do gradiente ambiental foi abordado em outros estudos (Whittaker, 1967; Austin, 1987; Stevens, 1989), sendo considerado um método consistente em estudos ecológicos sobre a variação do efeito da urbanização (ter Braak & Prentice, 1988). O grau de alteração ambiental no espaço que determina o padrão da estrutura e função de sistemas ecológicos (McDonnell & Pickett, 1990) afetando a distribuição e o comportamento dos sistemas ecológicos ao longo do gradiente (Terborgh, 1971; Roberts, 1987).

Segundo Gray (1989) com o aumento da intensidade dos distúrbios ocorre à diminuição características dos habitats, com isso, a diminuição parcial da integridade ambiental pode resultar no aumento da riqueza e representatividade de algumas espécies, àquelas capazes de suportar alterações ambientais (Bojsen & Barriga, 2002; Teresa & Casatti, 2010), em detrimento disso, a uma redução das populações (Pringle *et al.*, 2000; Takahashi *et al.*, 2013; Stefani & Smith, 2014), desaparecimento ou extinção de espécies locais com hábitos mais especializados (Growth *et al.*, 2003; Smith, 2003).

Em síntese a urbanização influencia diretamente a riqueza, composição e estruturação das assembleias de peixes de riachos, visto que, essas assembleias estão expostas a vários riscos devido a impactos oriundos a meio urbano, tornando uma riqueza natural baixa e altamente suscetível a perda de espécies e redução da diversidade por mudanças nos fatores bióticos e abióticos oriundas da urbanização, além disso, pode favorecer espécies capazes de colonizar e permanecer nestes locais, como exemplo, a espécie *P. reticulata* que ocorreu exclusivamente em locais com alta influência da urbanização. No entanto, embora nosso estudo não tenha abordado práticas de gestão e conservação da biodiversidade dos córregos urbanos, e necessário o estabelecimento de políticas visando o manejo e conservação dessas assembleias.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALEXANDRE, V. A.; ESTEVES, K. E. & MOURA & MELLO, M. A. M. Analysis of fish communities along a rural-urban gradient in a neotropical stream (Piracicaba River Basin, São Paulo, Brazil). **Hydrobiologia**, v. 641, p. 97–114, 2010.

ALVIM, M. C. C. & PERET, A. C. Food resources sustaining the fish fauna in a section of the upper São Francisco River in Três Marias, MG, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 64, n. 2, p. 195-202, 2004.

AUSTIN, M. P. Models for the analysis of species' response to environmental gradients. **Vegetatio**, v. 69, p. 35–45, 1987.

BARRELA, W.; PETRERE JÚNIOR, M.; SMITH, W. S. & MONTAG, L. F. A. As relações entre matas ciliares, os rios e os peixes. In: RODRIGUES, R. R. & LEITÃO FILHO, H. F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2. ed. São Paulo-SP: EDUSP, 2001. p. 187- 208.

BENKE, A. C.; GILLESPIE, D. M. & PARRISH, F. K. Biological basis for assessing impacts of channel modification: invertebrate production, drift, and fish feeding in a southeastern blackwater river. **Georgia Institute of Technology, Environmental Resources Center Publication ERC06-79**, p. 149-177, 1979

BOJSEN, B. H. & BARRIGA, R. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. **Freshwater Biology**, v. 47, p. 2246-2260, 2002.

BRANDÃO-GONÇALVES, L.; LIMA-JÚNIOR, S. E. & SÚAREZ, Y. R. Hábitos alimentares de *Bryconamericus stramineus* Eigenmann, 1908 (Characidae), em diferentes riachos da sub-bacia do rio Guiraí, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 1, p. 135-143, 2009. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v9n1/en/abstract?article+bn03109012009>>. Acesso em: 24 fev. 2016.

TER BRAAK, C. J. F. & PRENTICE, I. C. A theory of gradient analysis. **Advances in Ecological Research**, v. 18, p. 272- 327, 1988.

BRITSKI, H. A.; SILIMON, K. Z. & LOPES, B. S. **Peixes do Pantanal**: Manual de Identificação. 2. ed. Brasília-DF: Embrapa, 2007. 227p.

BROWN, L. R.; GREGORY, M. B. & MAY, J. T. Relation of urbanization to stream fish assemblages and species traits in nine metropolitan areas of the United States. **Urban Ecosystems**, v. 12, p. 391–416, 2009.

CASATTI, L.; TERESA, F. B.; GONÇALVES-SOUZA, T.; BESSA, E.; MANZOTTI, A. R.; GONÇALVES, C. S. & ZENI, J. O. From forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish? **Neotropical Ichthyology**, v. 10, n. 1, p. 205-214, 2012.

CASATTI, L.; FERREIRA, C. P.; CARVALHO, F. R. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. **Hydrobiologia**, v. 632, p. 273–283, 2009.

CASATTI, L.; LANGEANI, F. & FERREIRA, C. P. Effects of the physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. **Environmental Management**, v. 38, n. 6, p. 974-982, 2006a.

CASATTI, L.; LANGEANI, F.; SILVA, A. M. & CASTRO, R. M. C. Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 2B, p. 681-696, 2006.

CASATTI, L.; MENDES, H. F. & FERREIRA, K. M. Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana reservoir, Paranapanema river, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 63, n. 2, p. 213-222, 2003.

CASTRO, R. M. C. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. In: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P. R. **Ecologia de peixes de riachos**. 1. ed. Rio de Janeiro-RJ: Série Oecologia Brasiliensis, v. 6, p. 139-155, 1999.

COLLIER, K. J.; CHAMPION, P. D. & CROCKER, G. F. Patchand reach-scale dynamics of a macrophyte-invertebrate system in a New Zealand lowland stream. **Hydrobiologia**, v. 392, p. 89–97, 1999.

CONNELL, J. H. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. **Science**, v. 199, n. 4335, p. 1302-1310, 1978.

CUNICO, A. M.; FERREIRA, E. A.; AGOSTINHO, A. A.; BEAUMORD, A. C.; FERNANDES, R. The effects of local and regional environmental factors on the structure of fish assemblages in the Pirapó Basin, Southern Brazil. **Landscape and Urban Planning**, v. 105, p. 336-344, 2012.

CUNICO, A. M.; AGOSTINHO, A. A.; LATINI, J. D. Influência da urbanização sobre as assembléias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, p.1101–1110, 2006.

DAGA, V. S.; GUBIANI, E. A.; CUNICO, A. M.; BAUMGARTNER, G. Effects of abiotic variables on the distribution of fish assemblages in streams with different anthropogenic activities in southern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 10, n. 3, p. 643–652, 2012.

DE'ATH, G. & FABRICIUS, K. E. Classification and regression trees: a powerful yet simple technique for ecological data analysis. **Ecology**, v. 81, n. 11, p. 3178-3192, 2000.

DE CÁCERES, M.; LEGENDRE, P. & MORETTI, M. Improving indicator species analysis by combining groups of sites. **Oikos**, v. 119, p. 1674-1684, 2010.

DUFRENE, M. & LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, v. 67, p. 345–366, 1997.

FELIPE, T. R. A. & SÚAREZ, Y. R. Characterization and influence of environmental factors on stream fish assemblages in two small urban sub-basins, Upper Paraná River. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 2, p. 143-151, 2010.

FERREIRA, C. P. & CASATTI, L. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. **Biota Neotropica**, v.6, n. 3, p. 1-25, 2006. Disponível em < <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n3/pt/abstract?article+bn00306032006>>. Acesso em: 29 jan.2016.

FIALHO, A. P.; OLIVEIRA, L. G.; TEJERINA-GARRO, F. L. & MÉRONA, B. Fish habitat relationship in a tropical river under anthropogenic influences. **Hydrobiologia**, v. 598, p. 315–324, 2008.

FINSTAD, A. G.; EINUM, S.; FORSETH, T. & UGEDAL, O. Shelter availability affects behaviour, size-dependent and mean growth of juvenile Atlantic salmon. **Freshwater Biology**, v. 52, p. 1710–1718, 2007.

GILLIAM, J. F. & FRASER, D. F. Movements in corridors: enhancement by predation threat, disturbance, and habitat structure. **Ecology**, v. 82, p. 258–273, 2001.

GOTELLI, N. J. & GRAVES, G. R. **Null models in ecology**. 1 ed. Washington-DC: Smithsonian Institution Press, 1996. 368p.

GRAÇA, W. J. & PAVANELLI, C. S. **Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes**. 1 ed. Maringá-PR: EDUEM, 2007. 241p.

GRANT, J. W. A. & NOAKES, D. L. G. A simple model of optimal territory size for drift feeding fishes. **Canadian Journal of Zoology**, n. 65, p. 270- 276, 1987.

GRAY, J. S. Effects of environmental stress on species rich assemblages. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 37, p. 19–32, 1989.

GROWNS, I.; GEHRKE, P. C.; ASTLES, K. L.; POLLARD, D. A. A comparison of fish assemblages associated with different riparian vegetation types in the Hawkesbury–Nepean River system. **Fisheries Management and Ecology**, v. 10, p. 209–220, 2003.

HOEINGHAUS, D. J.; WINEMILLER, K. O. & BIRNBAUM, J. S. Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs. functional groups. **Journal of Biogeography**, v. 34, n. 2, p. 324-338, 2007.

HONNEN, W.; RATH, K.; SCHLEGEL, T.; SCHWINGER, A. & FRAHNE, D. Chemical analyses of water, sediment and biota in two small streams in southwest Germany. **Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery**, v. 8, p. 195-213, 2001.

JACKSON, D. A.; PERES-NETO, P. R. & OLDEN, J. D. What controls who is where in freshwater fish assemblages: the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 58, n. 1, p. 157–170, 2001.

JOHNSON, R. K.; GOEDKOOP, W. & SANDIN, L. Spatial scale and ecological relationships between the macroinvertebrate communities of stony habitats of streams and lakes. **Freshwater Biology**, v. 49, p. 1179–1194, 2004.

KLEIN, R. D. Urbanization and stream quality impairment. **Water Resources Bulletin**, v. 15, n. 4, p. 948-963, 1979.

KREBS, C. J. **Ecology**: The experimental analysis of distribution and abundance. 4th. ed. New York-USA: Harper Collins College, 1994. 881p.

LANGGANI, F.; CASTRO, R. M. C.; OYAKAWA, O. T.; SHIBATTA, O. A.; PAVANELLI, C. S. & CASATTI, L. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futura. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 3, p. 181-197, 2007.

LEE, T. R. Urban water management for better urban life in Latin America. **Urban Water**, v. 2, p. 71-78, 2000.

LEIDY, R. A. & FIEDLER, P. L. Human disturbance and patterns of fish species diversity in the San Francisco Bay drainage, California. **Biological Conservation**, v. 33, n. 3, p. 247-267, 1985.

LIMBURG, K. E.; SCHMIDT, R. E. Patterns of fish spawning in Hudson River Tributaries: Response to an urban gradient? **Ecology**, v. 71, n. 4, p. 1238-1245, 1990.

LORION, C. M. & KENNEDY, B. P. Riparian forest buffers mitigate the effects of deforestation on fish assemblages in tropical headwater streams. **Ecological Applications**, v. 19, p. 468-479, 2009.

LOWE-McCONNELL, R. H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. 1. ed. São Paulo-SP: Edusp, 1999. 536p.

MACKEY, R. L. & CURRIE, D. J. Are examination of the expected effects of disturbance on diversity. **Oikos**, v. 88, n. 3, p. 483-493, 2000.

McDONNELL, M. J. & PICKETT, S. T. A. The study of ecosystem structure and function along urban-rural gradients: an unexploited opportunity for ecology. **Ecology**, v. 71, p. 1231–1237, 1990.

McDONNELL, M. J.; PICKETT, S. T. A.; POUYAT, R. V. The application of the ecological gradient paradigm to the study of urban effects. In: McDONNELL, M. J.; PICKETT, S. T. A. **Humans as Components of Ecosystems**. 1. ed. New York-USA: Springer-Verlag, p. 175–189, 1993.

McKINNEY, M. L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. **Biological Conservation**, v. 127, p. 247–260, 2006.

McKINNEY, M. L.; LOCKWOOD, J. L. Biotic homogenization: a sequential and selective process. In: LOCKWOOD, J.L.; McKINNEY, M. L. **Biotic Homogenization**. 1. ed. New York-USA: Kluwer Academic Publishers, p. 1–17, 2001.

McKINNEY, M. L.; LOCKWOOD, J. L. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 14, p. 450–453, 1999.

MOUILLOT, D.; GRAHAM, N. A. J.; VILLÉGER, V.; MASON, N. W. H. & BELLWOOD, D. R. A functional approach reveals community responses to disturbances. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 30, n. 1, p. 1-11, 2012.

MOYLE, P.B.; CECH JR., J. J. **Fishes: an introduction to ichthyology**. 3. ed. New Jersey-USA: Prentice Hall, 1996. 590p.

OLDEN, J. D.; POFF, N. L. Toward a mechanistic understanding of prediction of biotic homogenization. **The American Naturalist**, v. 162, p. 442–460, 2003.

OLIVEIRA, D. C. & BENNEMANN, S. T. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 5, n. 1, p. 95-107, 2005. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1/pt/abstract?article+BN02905012005>>. Acesso em: 29 jan. 2016.

OYAKAWA, O. T. & MENEZES, N. A. Check list dos peixes de água doce do Estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 1a, p. 19-31, 2011. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1a/en/abstract?inventory+bn0021101a2011>>. Acesso em: 29 jan. 2016.

PAUL, M. J. & MEYER, J. L. Streams in the urban landscape. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 32, p. 333-65, 2001.

POFF, N. L. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 16, n. 2, p. 391-409, 1997.

POFF, N. L. & ALLAN, J. D. Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. **Ecology**, v. 76, p. 606–627, 1995.

POMPEU, P. S. & ALVES, C. B. M. The effects of urbanization on biodiversity and water quality in the Rio das Velhas Basin, Brazil. **American Fisheries Society Symposium**, v. 47, p. 11–22, 2005.

PRINGLE, C. M.; FREEMAN, M. C. & FREEMAN, B. J. Regional effects of hydrologic alterations on riverine macrobiota in the New World: Tropical temperate comparisons. **Bioscience**, v. 50, p. 807-823, 2000.

PUSEY, B. J. & ARTHINGTON, A. H. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. **Marine and Freshwater Research**, v. 54, p. 1–16, 2003.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R**: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2013.

RAHEL, F. J. Homogenization of freshwater faunas. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 33, p. 291–315, 2002.

ROBERTS, D. W. A dynamical systems perspective on vegetation theory. **Vegetatio**, v.69, p. 27-33, 1987.

ROCHA, F. C.; CASATTI, L.; CARVALHO, F. R. & SILVA, A. M. Fish assemblages in stream stretches occupied by cattail (Typhaceae, Angiospermae) stands in Southeast Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 7, p. 241-250, 2009.

ROY, H. A.; FREEMAN, B. J., & FREEMAN, M. C. Riparian influences on stream fish assemblage structure in urbanizing streams. **Landscape Ecology**, v. 22, p. 385–402, 2007.

SAX, D. F.; GAINES, S. D. Species diversity: from global decreases to local increases. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 18, p. 561–566, 2003.

SAZIMA, I. Similarities in feeding behavior between some marine and freshwater fishes in two tropical communities. **Journal of Fish Biology**, v. 29, n. 1, p. 53-65, 1986.

SCHINDLER, D. E. Fish extinctions and ecosystem functioning in tropical ecosystems. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 104, p. 5707-5708, 2007.

SCHLOSSER, I. J. Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. **Ecological Monographs**, v. 52, p. 395-414, 1982.

SCHLUTER, D. & RICKLEFS, R. E. Species diversity: an introduction to the problem. In: RICKLEFS, R. E & SCHLUTER, D. **Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives**. 1. ed. Illinois-USA: University of Chicago Press, p. 1-10, 1993.

SCHNEIDER, K. N. & WINEMILLER, K. O. Structural complexity of woody debris patches influences fish and macroinvertebrate species richness in a temperate floodplain-river system. **Hydrobiologia**, v. 610, p. 235–244, 2008.

SILVA, C. P. D. Community structure of in urban and natural streams in the Central Amazon. **Amazoniana**, v. 8, p. 221–236, 1995.

SMITH, W. S. **Os Peixes do Rio Sorocaba: A história de uma bacia hidrográfica**. 1. ed. Sorocaba-SP: TCM – Comunicação, 2003. 162p.

SMITH, E. P. & VAN BELLE, G. Non parametric estimation of species richness. **Biometrics**, v. 40, n.1, p. 119-129, 1984.

STEFANI, M. S. & SMITH, W. S. A ictiofauna do rio Tatuí, SP, Brasil sob influência de impactos ambientais. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 18, n. 2, p. 43-52, 2014.

STEVENS, G. C. The latitudinal gradient in species range: How so many species coexist in the tropics? **The American Naturalist**, v.133, p. 240-256, 1989.

SÚAREZ, Y. R.; SOUZA, M. M.; FERREIRA, F. S.; PEREIRA, M. J.; SILVA, E. A.; XIMENES, L. Q. L.; AZEVEDO, L. G.; MARTINS, O. C. & LIMA-JUNIOR, S. E. Patterns of species richness and composition of fish assemblages in streams of the

Ivinhema River basin, Upper Paraná River. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, n. 2, p. 1-12, 2011.

SÚAREZ, Y. R.; VALÉRIO, S. B.; TONDATO, K. K.; XIMENES, L. Q. L. & FELIPE, T. R. A. Determinantes ambientais da ocorrência das espécies de peixes em riachos de cabeceira da bacia do rio Ivinhema, Alto Rio Paraná. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 29, n. 2, p. 145-150, p. 2007.

SÚAREZ, Y. R. Variação espacial e temporal na diversidade e composição de espécies de peixes em riachos da bacia do Rio Ivinhema, Alto Rio Paraná. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 3, p. 197-204, 2008.

TAKAHASHI, E. L. H.; ROSA, F. R. T.; LANGEANI, F. & NAKAGHI, L. S. O. Spatial and seasonal patterns in fish assemblage in Córrego Rico, upper Paraná River basin. **Neotropical Ichthyology**, v. 11, n. 1, p. 143-152, 2013.

TERBORGH, J. Distribution on environmental gradients: theory and a preliminary interpretation of distributional patterns in the avifauna of the Cordillero Vilcabamba, Peru. **Ecology**, v. 52, p. 23-40, 1971.

TERESA, F. B. & CASATTI, L. Influence of forest cover and mesohabitats types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 21, p. 433-442, 2012.

TERESA, F. B. & CASATTI, L. Importância da vegetação ripária em região intensamente desmatada no sudeste do Brasil: um estudo com peixes de riacho. **Pan- American Journal of Aquatic Sciences**, v. 5, n. 3, p. 444-453, 2010.

TORGERSEN, C. E. & CLOSE, D. A. Influence of habitat heterogeneity on the distribution of larval Pacific lamprey (*Lampetra tridentata*) at two spatial scales. **Freshwater Biology**, n. 49, p. 614-630, 2004.

VIEIRA, D. B. & SHIBATTA, O. A. Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, Município de Londrina, Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 1, p. 57-65, 2007. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v7n1/pt/abstract?article+bn01407012007>>. Acesso em: 29 jan. 2016.

WEAVER, A. L. & GARMAN, G. C. Urbanization of a Watershed and Historical Changes in a Stream Fish Assemblage. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 123, n. 2, p. 162-172, 1994.

WINEMILLER, K. O.; WILLIS, S. C. The Vaupes Arch and Casiquiare Canal: barriers and passages. In: ALBERT, J. S.; REIS, R. E. **Historical Biogeography of Neotropical Freshwater Fishes**. 1. ed. Berkeley-CA: University of California Press, p. 225-242, 2011.

WHITTAKER, R. H. Gradient analysis of vegetation. **Biological Reviews**, v. 49, p. 207 - 264, 1967.

CAPÍTULO 3 - A URBANIZAÇÃO AFETA AS ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE RIACHOS NOS NÍVEIS FUNCIONAL E FILOGENÉTICO?

Fabiane Silva Ferreira^{1,2} & Yzel Rondon Suárez²

^{1,2} Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais, Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul/UEMS, CEP 79804-970, Dourados, MS, Brasil. e-mail: fabianesfbio@gmail.com

² Universidade Estadual do Mato Grosso do Sul/UEMS – Centro de Análise e Monitoramento Ambiental/CINAM - Laboratório de Ecologia. Rod. Dourados-Itahum km. e-mail: yzel@uems.br (Autor para Correspondência).

Abstract: The knowledge of determinant processes of species diversification in environments under anthropic influence still is a great challenge for an actual ecology. In this way, this study aimed evaluated the effect of urbanization level on phylogenetic and functional diversity and structure in fish assemblages in small basins Curral de Arame, Laranja Doce e Água Boa, River Ivinhema basin, Upper Paraná Basin. The samples were made in 31 sites from 2003 to 2011. The small basins were classified according land use and environmental variables as lower, middle and higher level of urbanization (Curral de Arame, Laranja Doce and Água Boa, respectively). For 57 fish species sampled were constructed a phylogenetic tree and obtained information about origin, reproductive guild, habitat use, maximum length and feeding for each species for a construction of functional dendrogram. Using these results was evidenced that evolutionary characteristics are conserved to the along the phylogeny. The lower and middle level of urbanization presented disperses functional and phylogenetic structure, structure mainly by the competitive exclusion, presented larger functional and phylogenetic diversity. On the other hand, the highest level of urbanization presented clustered functional and disperse phylogenetic structure, being structure by the environmental filters and competitive exclusion respectively, in which presented less functional and phylogenetic diversity. Therefore is evident that urbanization lead the modifications on functional characteristics and the phylogenetic relationship in a manner that the species answer the environmental alterations to the develop mechanisms that allows their survival in these environments.

Keywords: RLQ analysis, exotic species; anthropic influence; competitive exclusion; dispersion.

Resumo: Compreender os processos que determinam a diversificação das espécies em ambientes sob influência antrópica ainda é um grande desafio para a ecologia atual. Dessa forma, o objetivo deste estudo foi avaliar o efeito do nível de urbanização sob a estrutura e a diversidade funcional e filogenética nas assembleias de peixes nas microbacias Curral de Arame, Laranja Doce e Água Boa, bacia do Rio Ivinhema, Alto Rio Paraná. As amostragens foram realizadas em 31 locais, no período de 2003 a 2011. As microbacias foram classificadas de acordo com uso e ocupação do solo e as variáveis ambientais como baixo, médio e alto de urbanização (Curral de Arame, Laranja Doce e Água Boa, respectivamente). Para as 57 espécies amostradas foi construída uma árvore filogenética e obtidas informações sobre a origem, guilda reprodutiva, uso do habitat, comprimento total máximo e alimentação de cada espécie para construção do dendrograma funcional. A partir dos resultados foi evidenciado que as características evolutivas são conservadas ao longo da filogenia. O nível baixo e médio de urbanização apresentou uma estrutura funcional e filogenética dispersa, estruturada principalmente pela exclusão competitiva, apresentando maior diversidade funcional e filogenética. Por outro lado, o nível alto de urbanização apresentou uma estrutura funcional agrupada e uma estrutura filogenética dispersa, sendo estruturada pelos filtros ambientais e a exclusão competitiva respectivamente, no qual apresentou menor diversidade funcional e filogenética. Dessa forma, é evidente que a urbanização leva a modificações nas características funcionais e as relações filogenéticas, de forma que as espécies respondem as alterações do ambiente ou desenvolvem mecanismos que possibilitem a sua sobrevivência nestes ambientes.

Palavras-Chave: Análise de RLQ, espécies exóticas; influência antrópica; exclusão competitiva; dispersão.

INTRODUÇÃO

A urbanização pode ser considerada como um filtro que exerce fortes pressões seletivas nas espécies (Williams *et al.*, 2009), influenciando na distribuição dos organismos ao longo do gradiente urbano-rural (Fudali, 1996; Daniel & Lecamp, 2004; Vallet *et al.*, 2008, 2010). Além disso, vários filtros podem atuar na distribuição das espécies incluindo

a transformação e fragmentação do habitat (eg. modificação da paisagem), influência da urbanização (eg. poluição) e interferência humana (eg. Introdução de espécies exóticas) (McDonnell *et al.*, 1997; Vallet *et al.*, 2010).

Com isso, o aumento da urbanização e seus impactos nos ecossistemas representam uma ameaça para assembleias nativas (Vitousek *et al.*, 2008), promovendo aumento das espécies não-nativas e este processo pode ter diversas consequências ecológicas, incluindo a perda da diversidade local e homogeneização biótica (Marchetti *et al.*, 2006; McKinney, 2006) afetando diretamente as populações de peixes de riachos (Torgersen & Close, 2004; Zeni & Casatti, 2014).

Dessa forma, as respostas das assembleias sob influência da urbanização demonstram que as informações biológicas das espécies podem convergir nas propriedades funcionais e filogenéticas entre as espécies. Com isso, pode se evidenciar uma resposta no aumento da abundância das espécies tolerantes e a diminuição das espécies mais sensível (Allan, 2004), resultando na dominância de espécies funcionalmente e filogeneticamente menos diversificada do que em ambientes não urbanizados.

Nesse sentido, para compreender os processos que levam a diminuição dos valores dos índices de diversidade em locais sobre condições do efeito da urbanização, é necessário primeiramente testar as regras de montagens para explicar e entender a formação da co-ocorrência de espécies nessas comunidades. No qual, os processos dominantes na formação de uma comunidade podem ser forças seletivas dos filtros ambientais ou a exclusão competitiva entre as espécies. A filtragem ambiental indica que a co-ocorrência de espécies em determinados ambientes se deve ao fato destas compartilharem características que fornecem vantagens e tolerâncias similares frente às condições abióticas do habitat (Poff, 1997). Em contraste, a restrição dos valores destas características das espécies é um sinal que filtros ambientais estejam atuando (Pausas & Verdu, 2008). Por outro lado, a exclusão competitiva ocorre quando há exclusão entre espécies similares em função de disputa por recursos, sendo, portanto, uma evidência para o limite de similaridade (MacArthur & Levins, 1967; Webb *et al.*, 2002). Adicionalmente, a escala é um fator a ser considerado, visto que estes fatores atuam em níveis hierárquicos diferentes na restrição das características das espécies (Poff, 1997; Brooker *et al.*, 2009).

Além disso, a co-ocorrência de espécies e a capacidade coexistência em determinados locais, independentes de seus traços e/ou interações do ambiente como proposto pela teoria neutra de Hubbell (2001), tem sido demonstrado que a três processos

podem atuar ao mesmo tempo (Helmus *et al.*, 2007) ou sequencialmente em caso do gradiente ambiental para determinar os padrões de diversidade (Mason *et al.*, 2007). Portanto, o desafio atual é buscar entender o mecanismo que influencia a organização de uma comunidade local (Mouchet *et al.*, 2010) principalmente sob influência de distúrbios (Mouillet *et al.*, 2012).

Neste contexto, estudos recentes têm demonstrado que a diversidade taxonômica é insuficiente para descrever os mecanismos envolvidos na coexistência das espécies (Safi *et al.*, 2011) por serem pouco informativas para entender as mudanças estruturais e de funcionamento das comunidades (Cianciaruso *et al.*, 2009), e não ponderam sobre os papéis desempenhados pelas diferentes espécies no ambiente (Diaz & Cabido, 2001; Cianciaruso *et al.*, 2009).

Deste modo, medidas alternativas de diversidade que consideram as características funcionais e as relações filogenéticas têm surgido como métricas alternativas mais interessantes e elucidativas por considerarem além da riqueza de espécies, as relações de suas características com o meio ambiente (Enquist *et al.*, 2007), na qual tem se demonstrado uma forma mais sensível para detectar as respostas das comunidades às alterações ambientais do que as medidas tradicionais (eg. diversidade de Shannon e Simpson) (Cianciaruso *et al.*, 2009). A diversidade funcional, definida como o ‘valor e a variação das espécies e de suas características que influenciam o funcionamento das comunidades’ (Tilman, 2001), ou seja, significa medir a diversidade de características funcionais que são os componentes dos fenótipos dos organismos que influenciam os processos na comunidade (Cianciaruso *et al.*, 2009). Por outro lado, a diversidade filogenética é definida como uma medida que leva em consideração as relações de parentesco e a distância evolutiva entre as espécies através seus ancestrais comuns (Faith, 1992; Magurran, 2004); são métricas que fornecem informações sobre o uso de recursos e necessidades de habitat das espécies (Mason *et al.*, 2007) e permitem a melhor compreensão sobre o funcionamento do ecossistema e a evolução dos nichos (Faith, 1992; Losos *et al.*, 2003).

Neste contexto, o presente trabalho busca testar a hipótese de que microbacias com maior intensidade (nível) de urbanização conduz a uma menor diversidade funcional e filogenética, logo as comunidades são mais similares funcionalmente e mais aparentadas filogeneticamente, buscando responder as seguintes perguntas: (1) O nível baixo, médio e alto de urbanização são filogeneticamente e funcionalmente mais aparentadas e mais

similares do que esperado ao acaso? (2) Se são similares, as variáveis ambientais explicam a similaridade? (3) o nível de urbanização e as variáveis ambientais influenciam na estrutura e a diversidade funcional e filogenética? (4) Quais são as respostas dos traços funcionais das espécies em função ao gradiente de urbanização?

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

A bacia do Rio Ivinhema está localizada no sistema Alto Rio Paraná, no estado do Mato Grosso do Sul, Brasil. Com uma área aproximadamente de 600 km a 45.000 km², localizada cerca de 700 m de altitude da cabeceira do Rio Dourados ocorrendo à junção dos Rios Dourados, Brilhante e Vacaria, nomeado Ivinhema (Súarez *et al.*, 2011), sendo composta por várias microbacias e sub-bacias, tendo alguns trechos fortemente impactados por atividades humanas e industriais, agricultura e pecuária.

Os córregos analisados estão localizados na região da cidade de Dourados-MS, distribuídos em três microbacias (Curral de Arame, Laranja Doce e Água Boa) (Figura 1), pertencentes à bacia do Rio Ivinhema, Alto Rio Paraná. A microbacia Curral de Arame é uma afluyente do Rio Dourados, possui aproximadamente 68.60 km de extensão, na qual sua nascente está localizada próximo da rodovia BR-162 no km 7 (Avenida Guaicurus) percorrendo a região rural da cidade até desaguar no Rio Dourados. A microbacia Laranja Doce é um afluyente do rio Brilhante, sua nascente está localizada no extremo sul da Reserva indígena de Dourados e segue margeando a zona urbana norte da cidade. A microbacia Água Boa é afluyente do Rio Dourados, sua nascente está localizada na região urbana da cidade de Dourados, percorrendo bairros densamente povoados na periferia sul da cidade, adentrando a áreas de agricultura localizadas no entorno da área urbana, com uma extensão de aproximadamente 21 km.

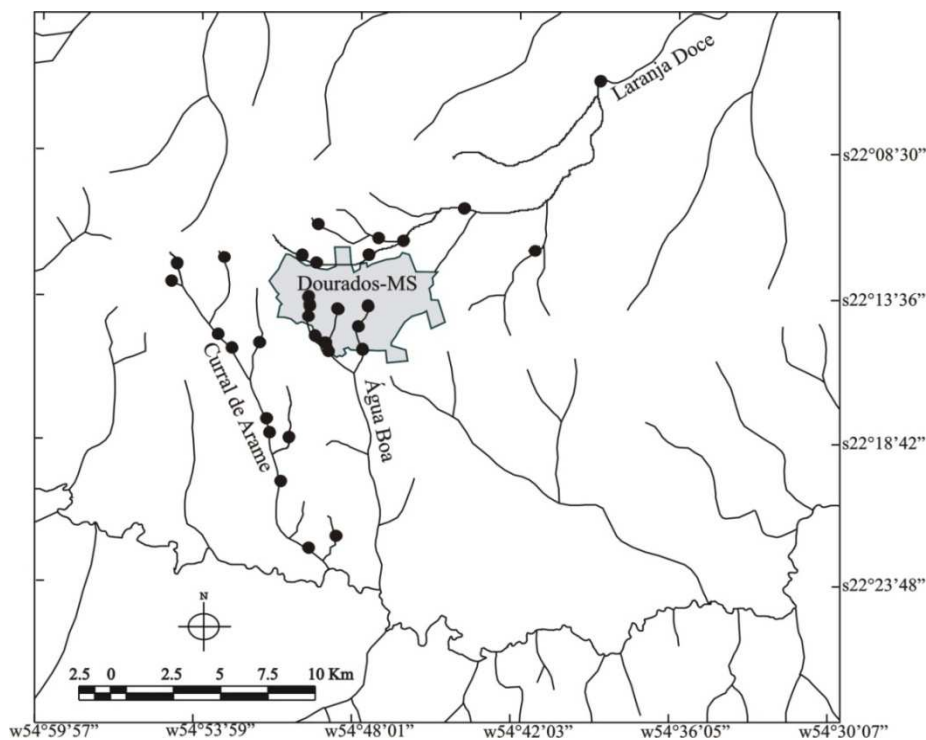


Figura 1. Localização das microbacias Laranja Doce, Água Boa e Curral de Arame, bacia do rio Ivinhema, Alto Rio Paraná, Dourados-MS.

Amostragens

As amostragens foram realizadas em 31 locais, distribuídos entre as três microbacias, sendo 9 pontos na microbacia Laranja Doce, 10 pontos na Água Boa e 12 pontos no Curral de Arame no período de 2003 a 2011.

Os peixes foram amostrados predominantemente no período diurno, utilizando uma peneira retangular de armação metálica (0,8 x 1,2 m) e uma rede de arrasto (5 x 1,5 m), revestidos com tela tipo mosquiteiro (2 mm de abertura de malha). Em córregos com um volume maior as amostragens foram complementadas com redes de espera 1,5 x 10 m com aberturas de malha de 15, 25, 30, 40 e 50 mm entre nós adjacentes.

Em campo os peixes foram anestesiados com solução de eugenol e fixados em solução de formaldeído a 10%, onde permaneceram imersos por, pelo menos 48 horas, e em laboratório foram preservados em álcool etílico 70% após a identificação e contagem. Para a identificação dos peixes foi utilizado principalmente o trabalho de Graça & Pavanelli (2007), bem como consultas a especialistas do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura da UEM (UEM/NUPELIA).

De cada local amostrado, além das coordenadas geográficas, foram obtidas um conjunto de variáveis ambientais e físico-químicas tais como pH, condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$),

temperatura da água (°C), oxigênio dissolvido (mg/l), profundidade e a largura do local (m). A largura e profundidade foram obtidas em cinco locais em cada trecho amostrado (100 m), com a utilização de uma haste de madeira graduada ou de uma trena (quando necessário) e a velocidade da água m/s^2 , obtida utilizando um fluxômetro digital. Para cada local, foi utilizada a média aritmética para os valores de largura, profundidade e velocidade da correnteza (Tabela 1).

Tabela 1. Média \pm Desvio Padrão das variáveis ambientais mensuradas para as microbacias Laranja Doce, Água Boa e Curral de Arame, onde LD= Laranja Doce; AB= Água Boa; CA= Curral de Arame; Prof. (m)= Profundidade; Veloc. (m/s^2)= Velocidade da água; Cond. ($\mu S/cm$)= Condutividade elétrica da água; Oxi. (mg/l)= Oxigênio dissolvido; Oxi. (%)= Oxigênio em saturação; pH= Potencial Hidrogênio; Temp. (°C)= Temperatura da água; Larg. (m)= Largura.

Microbacias	Prof. (m)	Veloc. (m/s^2)	Cond. ($\mu S/cm$)	Oxi. (mg/l)	Oxi. (%)	pH	Temp. (°C)	Larg. (m)
LD	0.56 \pm 0.26	0.40 \pm 0.17	131 \pm 95.42	5.11 \pm 1.03	6.35 \pm 11.51	7.1 \pm 0.48	21.4 \pm 1.14	2 \pm 1.24
AB	0.35 \pm 0.17	0.17 \pm 0.22	278.9 \pm 134.08	5.32 \pm 0.90	66.62 \pm 13.75	7.2 \pm 0.44	23.9 \pm 1.55	3 \pm 1.27
CA	0.47 \pm 0.30	0.52 \pm 0.29	69 \pm 15.84	6.95 \pm 0.54	85 \pm 8.62	7.2 \pm 0.16	21.6 \pm 3.39	2.9 \pm 1.36

Decorrente ao longo período de estudo a influência sazonal foi desconsiderada, visto que as amostragens foram realizadas em diferentes períodos, optando-se em utilizar uma média das variáveis ambientais realizadas em cada local amostrado, assim como o número de espécies foi somado ao longo dos anos de amostragens.

Gradiente ambiental

Os gradientes de urbanização nas microbacias analisadas foram categorizados através da localização das microbacias na cidade Dourados, informações das variáveis ambientais (Tabela 1) e as características locais (e.g. uso de ocupação do solo), fornecendo informações sobre o grau de influência da urbanização, sendo classificados como: locais com nível baixo (Curral de Arame), médio (Laranja Doce) e alto (Água Boa) de urbanização.

A microbacia Curral de Arame foi classificada como nível baixo de influência da urbanização por estar localizada em área rural da cidade e apresentar locais em média com maior concentração das taxas de oxigênio, maiores valores da velocidade e menor valores da condutividade da água (Tabela 1) quando comparados com as demais microbacias.

A microbacia Laranja Doce foi classificada como nível médio de influência da urbanização, com locais em média valores medianos da velocidade e condutividade (Tabela 1) quando comparados com as demais microbacias, além disso, apresentou locais

mais estreitos (menores valores da largura) e mais volumosos (maiores valores da profundidade).

A microbacia Água Boa foi classificada como nível alto de influência da urbanização, sendo que apresentou locais em média com maiores valores da condutividade, temperatura e largura, além disso, apresentou menores valores da profundidade e velocidade da água (Tabela 1), ou seja, caracterizando locais mais rasos e largos.

Dados Filogenéticos

Para as 57 espécies de peixes amostradas neste trabalho foi construída uma árvore filogenética baseada na filogenia de peixes ósseos publicada por Betancur-R *et al.* (2013). No entanto, de forma definir a melhor relação entre as espécies, outros trabalhos de grupos específicos foram adicionados na topologia da árvore, entre eles as ordens Characiformes, Siluriformes, Gymnotiformes, Cyprinodontiformes, Synbranchiformes e Perciformes (Betancur-R *et al.*, 2013). As árvores de alguns destes trabalhos foram baixadas do TreeBASE (<http://www.treebase.org>), um site repositório de informação filogenética com diversos formatos de árvores. Além disso, as espécies cuja filogenia ainda não existe foram substituídas por espécies do mesmo gênero.

A topologia da árvore filogenética foi construída utilizando o pacote “*picante*” (Kembel *et al.*, 2010) no programa R (R Development Core Team, 2013). A árvore foi datada em milhões de anos para todas as ordens e para alguns grupos cuja idade é conhecida. Para os grupos com idade desconhecida, os comprimentos dos ramos da árvore foram estimados espaçando estes nós não datados uniformemente entre os nós datados através do algoritmo BLADJ (*Branch Length Adjustment*) no programa Phylocom (Webb *et al.*, 2008). Desta forma, foi possível estabelecer as distâncias em milhões de anos para todas as espécies amostradas.

Dados Funcionais

Para as características funcionais utilizadas foi realizado um levantamento bibliográfico e consultas na base de dados do FishBase (<http://www.fishbase.org>) para obtenção de informações como à origem (Langeani *et al.*, 2007), aspectos sobre a guilda reprodutiva (Suzuki *et al.*, 2004), informações do uso do habitat (espécies tolerantes a hipóxia), comprimento total máximo e a alimentação (nível trófico) (Froese & Pauly, 2013) para 57 espécies de peixes amostradas (Tabela 2).

Tabela 2. Características funcionais de 57 espécies amostradas no nível baixo (Curral de Arame – CA), médio (Laranja Doce - LD) e alto (Água Boa – AB) de urbanização, na cidade de Dourados, bacia do Rio Ivinhema, Alto Rio Paraná. A definição da categoria funcional foi realizada de acordo com a base de dados FishBase (Froese & Pauly, 2013).

Características Funcionais	Definição	Categoria Funcional
Comprimento máximo (Lmax)¹	Comprimento total, ou padrão para Gymnotiformes e Synbranchiformes, ou medida do maior indivíduo coletado. Medida entre a parte anterior da cabeça à extremidade posterior da coluna vertebral.	Uso do habitat, história de vida, alimentação.
Nível Trófico (NT)¹	Posição da espécie na teia alimentar, estimada como 1 + média do nível trófico dos itens alimentares, ponderado pela contribuição de diferentes itens alimentares.	Alimentação.
Guilda reprodutiva (Reprod)²	MLFE = migrador de longa distância com fecundação externa e sem cuidado parental NFES = não migrador ou migrador de curta distância com fecundação externa e sem cuidado parental NFEC = não migrador ou migrador de curta distância com fecundação externa e com cuidado parental NFI = não migrador ou migrador de curta distância com fecundação interna	Reprodução.
Espécies tolerantes a hipóxia (Hipóxia)	Adaptações fisiológicas e/ou comportamentais em ambientes degradados com baixas taxas de oxigênio dissolvido (hipóxia).	Uso do habitat.
Origem³	Autóctone = aquelas que ocorrem naturalmente no Alto Paraná; Alóctone = aquelas descritas de outras bacias da Região Neotropical; Introduzida = no Alto Paraná, sem evidências que possam indicar sua ocorrência natural no Alto Paraná; e Exóticas = aquelas que são provenientes de outros continentes.	Uso do habitat.

¹Características consultadas na base FishBase (Froese & Pauly, 2013); ²Suzuki *et al.* (2004); ³Langeani *et al.* (2007).

Características evolutivas

Para avaliar se os diferentes níveis de urbanização e as variáveis ambientais influenciam na estrutura funcional e filogenética das assembleias analisadas, primeiramente é necessário testar se as características funcionais são conservadas ou convergentes (Losos, 2008). Dessa forma, foi realizada uma correlação entre a matriz de dissimilaridade das características funcionais e a matriz de distância filogenética entre as espécies analisadas (Cavender-Bares *et al.*, 2004). As matrizes de dissimilaridades foram estabelecidas com base na soma dos ramos de um dendrograma de dissimilaridade (distância Euclidiana) das características das espécies e a distância filogenética foi estimada como a soma dos comprimentos de todos os ramos existentes entre as espécies na árvore filogenética.

As correlações entre as matrizes foram testadas através do teste de Mantel e tiveram suas significâncias estimadas a partir da distribuição dos coeficientes de correlação gerados por 999 aleatorizações das distâncias filogenéticas. Os resultados das correlações podem ser positivos ou negativos, sendo assim, traços funcionais conservados é indicado por uma correlação positiva em relação ao modelo nulo e traços convergentes por uma correlação negativa. Em outras palavras: menor dissimilaridade entre as características associada à distância filogenética menor indica que as espécies são mais similares e mais aparentadas (traços conservados); por outro lado, menor dissimilaridade das características associadas com distância filogenética maior indica que as espécies são menos aparentadas (traços convergentes).

Estrutura funcional e filogenética

Para testar os efeitos dos diferentes níveis de urbanização e das variáveis ambientais sobre a estrutura funcional e filogenética das assembleias analisadas, foram realizados testes voltados para regras de montagens. Sendo que, primeiramente foi gerado um dendrograma funcional a partir de cinco características funcionais (Tabela 2) das 57 espécies de peixes amostradas, na qual, foram utilizadas características contínuas (dados quantitativos) e categóricas (dados qualitativos) (Tabela 2) transformadas em características dicotômicas, em seguida transformadas em uma matriz de dissimilaridade (distância de Gower) utilizando o método de agrupamento UPGMA (Podani & Schmera, 2006).

Em seguida, foram calculadas a distância média do táxon mais próximo (MNTD - *mean nearest táxon distance*) e distância média funcional do táxon mais próximo (MNFD, *the mean nearest functional distance*) (Webb, 2000), onde MNTD quantifica a distância filogenética entre cada espécie e sua vizinha mais próxima na árvore filogenética com a qual elas co-ocorrem na assembleia (Webb, 2000). De forma similar à MNTD, MNFD quantifica a distância funcional entre cada espécie e sua vizinha mais próxima com a qual elas co-ocorrem na assembleia (Cianciaruso *et al.*, 2012) utilizando o dendrograma funcional baseado nas características das espécies (Pavoine & Bonsall, 2011).

Diversidade funcional e filogenética

As relações de parentesco entre as espécies incorporam uma medida de diversidade filogenética que tem como premissa ser maior em comunidades cujas espécies sejam

filogeneticamente mais distantes (Magurran, 2004; Cianciaruso *et al.*, 2009). Dessa forma, a primeira medida de diversidade filogenética (PD, *phylogenetic diversity*) proposta por Faith (1992) é baseada na idade do evento de especiação do ancestral mais recente entre duas espécies. Esta medida é obtida através da soma dos comprimentos dos ramos de uma árvore filogenética necessários para conectar todas as espécies de uma comunidade. Sendo assim, ramos mais longos correspondem a tempos de evolução maiores e, assim, a táxons mais distintos, aumentando a PD da comunidade (Faith, 1992).

De forma semelhante, a diversidade funcional (FD, *functional diversity*) é o valor e a variação das espécies e de suas características que influenciam o funcionamento das comunidades (Tilman, 2001; Cianciaruso *et al.*, 2009). Essa medida é obtida através da soma dos ramos de um dendrograma funcional construído com base nas características funcionais das espécies (Petchey & Gaston, 2006). Quanto maiores os ramos, mais distintas em suas características são as espécies e maior é a FD da comunidade. Assim, qualquer índice baseado nas distâncias entre as espécies pode ser aplicado tanto à árvore filogenética quanto a um dendrograma de similaridade funcional (Pavoine & Bonsall, 2011).

As medidas de diversidades funcional e filogenética foram estimadas através da função “*ses.pd*” no pacote “*picante*” (Kembel *et al.*, 2010) no programa R (R Development Core Team, 2013).

Análise de dados

Para verificar se os níveis de urbanização apresentam diferença funcionalmente e filogeneticamente indicando que os níveis de urbanização são funcionalmente mais similar e filogeneticamente mais aparentados, foi realizada uma análise de variância permutacional (PERMANOVA). Para isso, foi utilizada a distância filogenética e a distância funcional transformado em duas matrizes de dissimilaridades utilizando o coeficiente de distância “Euclidiana”, submetidas a uma análise de correspondência principal dupla (DPCoA). Além disso, foi realizado um teste de Mantel para verificar se as variáveis ambientais de cada nível de urbanização influenciam na distância funcional e filogenética da composição de espécies amostradas.

A fim de testar se as espécies dos diferentes níveis de urbanização apresentam características mais ou menos relacionadas e/ou similares do que o esperado ao acaso, modelos nulos foram gerados e comparados em termos filogenéticos e funcionais. Para

isso foram comparados os valores observados de cada uma das métricas para os diferentes níveis de urbanização com o valor médio correspondente aos de 999 aleatorizações de comunidades nulas. As comunidades nulas foram geradas aleatorizando as relações filogenéticas ou funcionais entre as espécies. Isto consiste em uma reorganização das espécies entre as extremidades da árvore filogenética ou do dendrograma funcional, mantendo assim, a estrutura e o comprimento dos braços da árvore ou do dendrograma inalterados. Assumiu-se que todas as espécies das assembleias são capazes de colonizar qualquer ponto amostral independente do nível de urbanização. O banco regional de espécies foi definido como todas as espécies registradas em cada assembleia. Para ambas as métricas (MNTD e MNFD) foram calculadas os efeitos do tamanho padronizado como sendo:

$$\text{Tamanho do efeito padronizado} = -(\text{métrica.obs} - \text{métrica.rand}) / \text{métrica.rand.sd}$$

onde *métrica.obs* é o valor correspondente de MNTD ou MNFD das comunidades, *métrica.rand* é o valor médio da métrica para as comunidades aleatorizadas e *métrica.rand.sd* é o desvio padrão para os 999 valores aleatorizados para a respectiva métrica (Webb *et al.*, 2002).

O tamanho do efeito padronizado para MNTD também é conhecido como índice do táxon mais próximo (NTI, *nearest taxon index*; Webb, 2000). Sendo que, os valores do tamanho do efeito padronizado maiores do que zero indicam agrupamento filogenético, enquanto valores menores do que zero indicam dispersão filogenética (Webb *et al.*, 2002). Da mesma forma valores do tamanho do efeito padronizado de MNFD maiores ou menores do que zero podem indicar agrupamento ou dispersão funcional, respectivamente (Gurevitch *et al.*, 1992; Gómez *et al.*, 2010; Cianciaruso *et al.*, 2012). Para facilitar o entendimento destas duas métricas, neste trabalho o tamanho do efeito padronizado para MNTD e MNFD foi tratado, respectivamente, como Índice do Táxon mais Próximo Filogenético (NTI-P) e Índice do Táxon mais Próximo Funcional (NTI-F). Um teste t simples foi usado para verificar se os efeitos padronizados foram significativamente diferentes do esperado ao acaso (média = 0). Além disso, os valores de NTI funcional e filogenético foram submetidos a uma análise de variância (ANOVA) para verificar se existem diferenças nos valores de NTI funcional e filogenético entre os níveis de urbanização, uma vez que, foram atendidos os pressupostos da análise de variância. As

métricas e as randomizações foram estimadas através da função ‘ses.mntd’ do pacote ‘picante’ (Kembel *et al.*, 2010) no programa R (R Development Core Team, 2013).

Para testar se os diferentes níveis de urbanização e as variáveis ambientais influenciam os valores do tamanho de NTI-P e NTI-F estimados para cada ponto amostral de cada assembleia, foi realizada uma análise de árvore de regressão, onde NTI-P e NTI-F foram usados como variáveis respostas e as variáveis ambientais como variáveis explanatórias. A árvore de regressão é um método não paramétrico de particionamento da variável resposta que busca dividir os grupos mutuamente exclusivos e tende a aumentar a homogeneidade de cada grupo resultante; é de fácil interpretação e o método independe da forma que a variável explanatória atua sobre a variável resposta (linear, exponencial, logística, entre outras) (De’Ath & Fabricius, 2000).

A diversidade funcional e filogenética para assembleias analisadas foram estimadas a partir do índice de diversidade funcional (FD) e filogenético (FD). A fim de verificar se a diversidade funcional e filogenética dos diferentes níveis de urbanização é diferente do que esperado ao acaso, modelos nulos foram gerados e comparados em termos da diversidade filogenética e funcional. Para isso foram comparados os valores observados de cada índice de diversidade e os diferentes níveis de urbanização com o valor médio correspondente aos de 999 aleatorizações de comunidades nulas.

Para testar o efeito dos diferentes níveis de urbanização e as variáveis ambientais sobre os índices de diversidade filogenética (PD) e funcional (FD) foi avaliada através de uma análise de árvore de regressão, onde PD e FD foram utilizadas como variáveis respostas e as variáveis ambientais como variáveis explanatórias. A análise de árvore de regressão é um método não paramétrico de particionamento da variável resposta que busca dividir os grupos mutuamente exclusivos e tende a aumentar a homogeneidade de cada grupo (De’Ath & Fabricius, 2000). Os valores obtidos a partir dos índices da diversidade funcional e filogenética foram submetidos a uma análise de variância (ANOVA) para verificar se existem diferenças dos índices entre os níveis de urbanização, uma vez que, foram atendidos os pressupostos da análise de variância.

Para testar as respostas dos traços funcionais diante os níveis de urbanização e as variáveis ambientais foi utilizado uma combinação de dois métodos: a análise de RLQ (Dolédec *et al.*, 1996) e Fourth-corner (Legendre *et al.*, 1997). Ambos os métodos são baseados em uma análise de três matrizes: R (variáveis ambientais vs. locais), L (espécies vs. locais) e Q (espécies vs. traços). O método da análise de RLQ é uma técnica que a

realiza uma análise de dupla inércia das matrizes R e Q, assumindo que a matriz L é embutida nas matrizes dos traços e as variáveis ambientais (Dolédéc *et al.*, 1996). Primeiramente, cada matriz é submetida a um método de ordenação, para as matrizes R e Q (PCA – Análise de coordenadas principais) e a matriz L (CA – Análise de correspondência) (Dray *et al.*, 2014), em seguida um teste de Monte Carlo (999 aleatorizações) (ter Braak *et al.*, 2012). O resultado da análise de RLQ gera uma matriz que descreve as associações entre os traços funcionais e as variáveis ambientais, chamada de matriz de fourth-corner (Carvalho & Tejerina-Garro, 2015) no qual faz uma junção das três matrizes mencionadas anteriormente. No entanto, a análise de RLQ não fornece o valor de significância de cada associação (Dray *et al.*, 2014).

Semelhante a análise de RLQ, o método de fourth-corner gera uma combinação das matrizes R, L e Q, descrevendo as associações das variáveis ambientais em uma única matriz chamada de fourth-corner (Legendre *et al.*, 1997). Essas análises testam a relação entre uma variável ambiental e um traço funcional ao mesmo tempo, permitindo uma avaliação individual da relação dos traços e ambiente. Para avaliar a relação entre duas variáveis quantitativas é medida por uma correlação de Pearson, mas para avaliar a relação entre uma variável quantitativa e uma qualitativa é medida por um Pseudo-F ou Pearson r (Dray & Legendre, 2008).

RESULTADOS

Características evolutivas

Padrões significativos de traços conservados foram constatados para as características funcionais analisadas ($r=0,26$; $p=0,001$) para os níveis de urbanização. A correlação positiva dos traços com a distância filogenética indica que os traços funcionais são conservados ao longo da filogenia.

Entretanto, embora os traços conservados indiquem que as características das espécies dos níveis de urbanização são funcionalmente mais similares e filogeneticamente mais aparentadas os resultados da análise de variância permutacional demonstraram que os níveis de urbanização não apresentaram diferenças significativas entre a distância filogenética entre os níveis de urbanização ($F_{30,29}=2,25$; $p=0,079$) e as variáveis ambientais não influenciaram este resultado ($r=0,067$; $p=0,256$), indicando que os diferentes níveis de urbanização apresentam uma composição de espécies filogeneticamente mais aparentadas. No entanto, a análise de variância permutacional indicou que existe uma diferença

significativa nas características funcionais ($F_{30,29}=16,4$; $p=0,001$) entre os níveis de urbanização e essa diferença é influenciada principalmente pela variáveis ambientais ($r=0,310$; $p=0,002$), indicando que os diferentes níveis de urbanização são funcionalmente menos similares.

Estrutura filogenética e funcional

Os níveis baixo, médio e alto de urbanização apresentaram uma estrutura filogenética dispersa, e nesses casos, apresentam baixos níveis de co-ocorrências das espécies, ou seja, as espécies são menos similares e menos aparentadas do que esperado ao acaso (Figura 2a). Através da análise de variância foi detectada uma variação significativa dos valores de NTI-P ($F=9,23$; $p=0,005$) entre os níveis de urbanização.

De forma similar, o nível baixo e médio de urbanização apresentou uma estrutura funcional dispersa, e nesses casos, apresentam baixos níveis de co-ocorrência das espécies, ou seja, as espécies são menos similares e menos aparentadas do que esperado ao acaso (Figura 2b). Ao contrário o nível alto de urbanização apresentou uma estrutura funcional agrupada, e nesse caso, apresenta altos níveis de co-ocorrência das espécies. Através da análise de variância detectamos variação significativa dos valores de NTI-F ($F=9,11$; $p=0,005$) entre os níveis de urbanização.

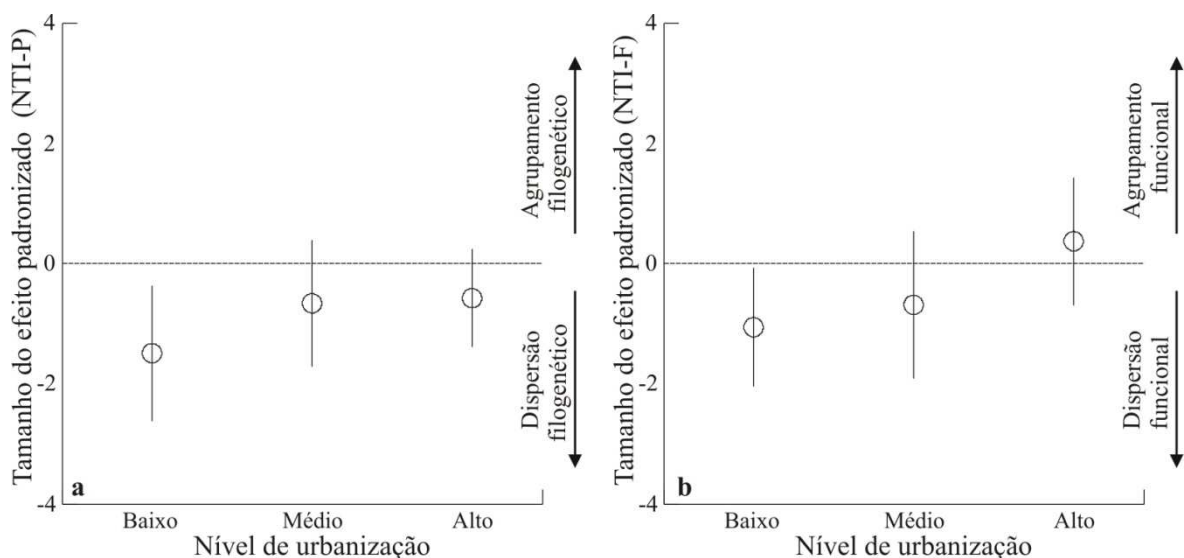


Figura 2. Média±desvio padrão dos índices do táxon mais próximo (a) filogenético (NTI-P) e (b) funcional (NTI-F) para o nível baixo (Curral de Arame – CA), médio (Laranja Doce - LD) e alto (Água Boa – AB) de urbanização, na cidade de Dourados, bacia do Rio Ivinhema, Alto Rio Paraná.

Através dos resultados da árvore de regressão foi possível identificar que a condutividade foi a principal variável preditora para NTI-P e NTI-F, seguidos de pH, velocidade da água, profundidade e a temperatura da água, respectivamente. Os resultados permitiram identificar 45% da variação do NTI-P e 41% da variação de NTI-F foram explicadas pelas variáveis selecionadas. Para NTI-P, locais com uma condutividade da água menor que $113,9 \mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ e um pH menor que 7,14 apresentaram em média menores valores de dispersão filogenética, por outro lado, locais com condutividade da água maior que $113,9 \mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ e uma velocidade da água maior que $0,47 \text{ m}/\text{s}^2$ apresentaram em média maiores valores de agrupamento filogenético (Figura 3).

Para NTI-F, verificou-se que locais com uma condutividade menor que $182,5 \mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ e uma profundidade maior que $0,80 \text{ m}$ apresentaram em média menores valores de dispersão funcional, por outro lado, locais com uma condutividade maior que $182,5 \mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ e uma temperatura maior que 24°C apresentaram média maiores valores de agregação funcional (Figura 3).

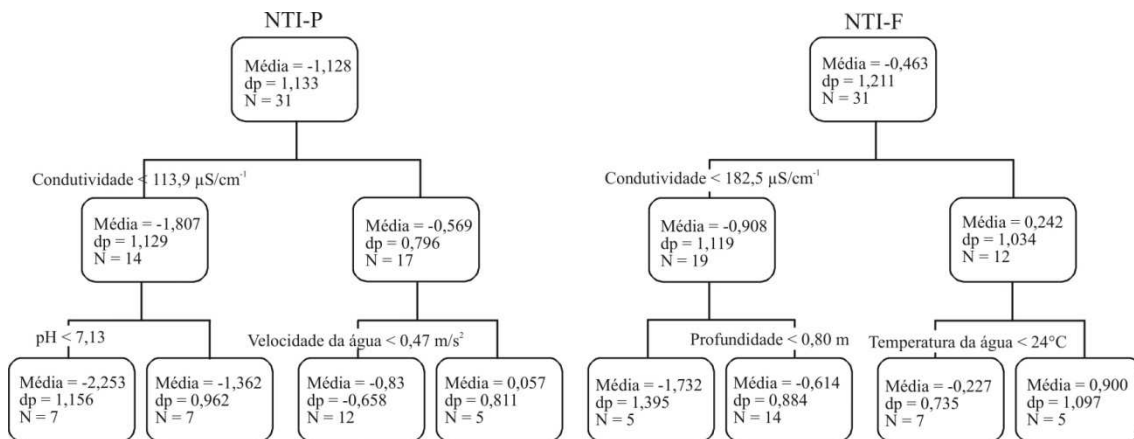


Figura 3. Árvores de regressão dos índices do táxon mais próximo filogenético (NTI-P) e funcional (NTI-F) para o nível baixo (Cural de Arame – CA), médio (Laranja Doce - LD) e alto (Água Boa – AB) de urbanização, na cidade de Dourados, bacia do Rio Ivinhema, Alto Rio Paraná.

Diversidade filogenética e funcional

A partir dos resultados da diversidade filogenética (PD) constatou-se que o nível baixo e médio e urbanização apresentaram menores valores de PD, em contraste o nível alto de urbanização apresentou maiores valores de PD. Além disso, foi evidenciado um aumento de PD com aumento dos níveis de urbanização (Figura 4a). Através da análise de variância foi detectada uma variação significativa dos valores de PD ($F=9,88$; $p=0,004$) entre os níveis de urbanização.

Para diversidade funcional (FD) (Figura 4b) o nível baixo e médio e urbanização apresentaram menores valores de FD, em contraste o nível alto de urbanização apresentou maiores valores de FD. Através da análise de variância foi detectada uma variação significativa dos valores de FD ($F=7,88$; $p=0,009$) entre os níveis de urbanização.

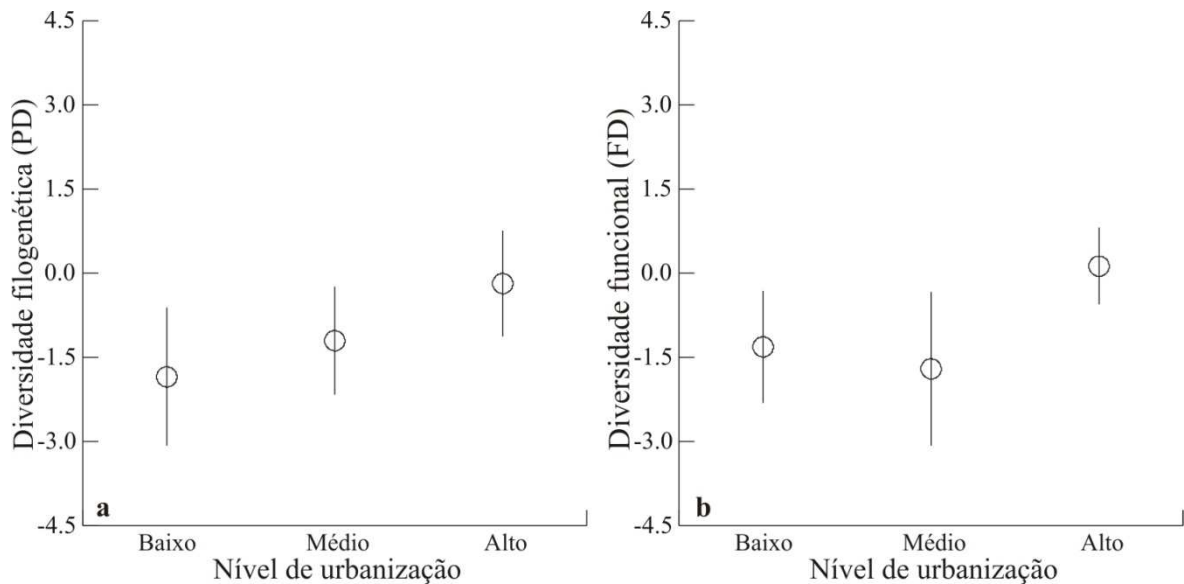


Figura 4. (a) Diversidade filogenética e (b) Diversidade funcional para o nível baixo (Curral de Arame – CA), médio (Laranja Doce - LD) e alto (Água Boa – AB) de urbanização, na cidade de Dourados, bacia do Rio Ivinhema, Alto Rio Paraná.

Através dos resultados da árvore de regressão foi possível identificar que a condutividade foi a principal variável preditora para diversidade filogenética (PD) e funcional (FD), seguidos da largura e oxigênio, respectivamente. Os resultados permitiram identificar 43% da variação na PD e 51% da variação na FD foram explicadas pelas variáveis selecionadas. Assim locais com uma condutividade da água menor que $182,5 \mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ e a largura maior que 1,80 m apresentaram menores valores PD, por outro lado, locais com condutividade da água maior que $182,5 \geq 274,7 \mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ apresentaram maiores valores de PD (Figura 5).

Para FD, verificou-se que locais com uma condutividade menor que $182,5 \mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ e o oxigênio maior que 5,93 a 7,03 mg/L apresentaram menores valores de FD, por outro lado, locais com uma condutividade maior que $182,5 \mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ apresentaram maiores valores de FD (Figura 5).

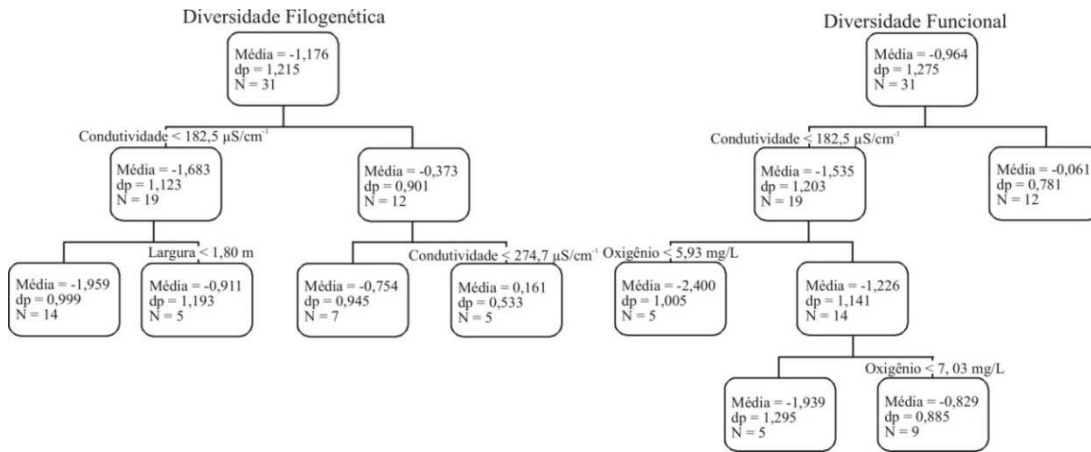


Figura 5. Árvores de regressão dos índices de Diversidade filogenética e funcional para o nível baixo (Curral de Arame – CA), médio (Laranja Doce - LD) e alto (Água Boa – AB) de urbanização, na cidade de Dourados, bacia do Rio Ivinhema, Alto Rio Paraná.

Respostas dos traços funcionais

O resultado da análise de RLQ revelou uma relação significativa entre os traços das espécies e as variáveis ambientais ($p=0,001$) (Tabela 3), nos quais o primeiro e segundo eixo explicaram 90,2% e 4,3% respectivamente da variabilidade nos traços funcionais. Sendo que a condutividade da água e a largura foram às variáveis ambientais que mais explicaram a distribuição das espécies e seus traços funcionais nos locais amostrados (Figura 7a-c), assim como os traços associados às características reprodutivas (MLFE e NFI) (Figura 7b-d). Dessa forma, pontos amostrais com maiores valores da condutividade da água maior ocorrência de espécies com aspectos reprodutivos NFI, de forma similar, os pontos amostrais mais volumosos permitem a ocorrência de espécies com aspectos reprodutivos MLFE.

Tabela 3. Resultados de RLQ analisando as variáveis ambientais (Variável R) e os traços funcionais dos peixes (Variável Q) para o nível baixo (Curral de Arame – CA), médio (Laranja Doce - LD) e alto (Água Boa – AB) de urbanização, na cidade de Dourados, bacia do Rio Ivinhema, Alto Rio Paraná.

	Eixo 1	Eixo 2
Autovalores	0,902	0,043
Covariância	1,200	0,262
Teste de Monte Carlo	999 permutações	p=0,001

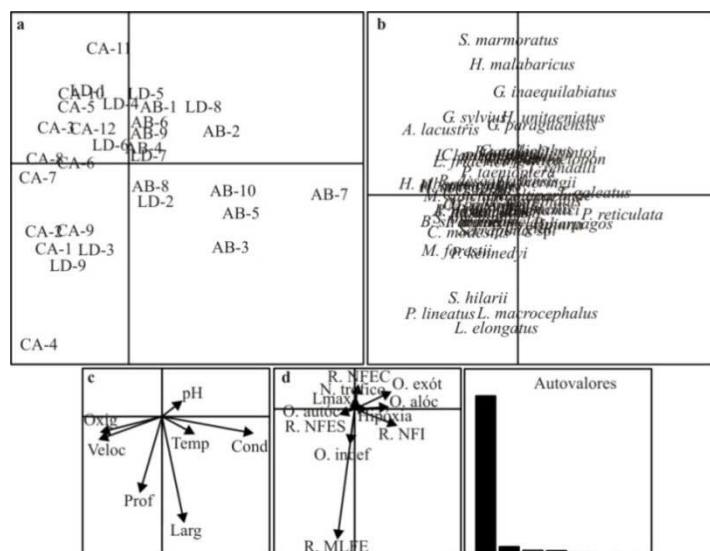


Figura 7. Resultado da análise de RLQ com a ordenação dos locais amostrais no nível baixo (Cural de Arame – CA), médio (Laranja Doce - LD) e alto (Água Boa – AB) de urbanização, na cidade de Dourados, bacia do Rio Ivinhema, Alto Rio Paraná. Sendo que: os locais (a), as espécies (b), as variáveis ambientais (c) e os traços funcionais (d).

As variáveis ambientais que influenciam principalmente os traços funcionais das espécies foram a velocidade, condutividade e oxigênio da água (Figura 8). Nos quais a velocidade da água apresentou correlação positiva com a origem ($p=0,024$) e uma correlação negativa com a hipóxia ($p=0,011$); condutividade da água apresentou uma correlação positiva com origem ($p=0,003$), reprodutiva ($p=0,011$) e hipóxia ($p=0,014$) e o oxigênio da água apresentou uma correlação positiva com origem ($p=0,013$) e uma correlação negativa com hipóxia ($p=0,002$).

	Prof	Veloc	Cond	pH	Temp	Larg	Oxig
Origem		$F=3,120$ $p=0,024$	$F=9,730$ $p=0,003$				$F=3,503$ $p=0,013$
Reprodutiva			$F=5,688$ $p=0,011$				
Hipóxia		$r=-0,363$ $p=0,011$	$r=0,382$ $p=0,014$				$r=-0,323$ $p=0,002$
Lmax							
Nível trófico							

Figura 8. Resultado da análise de fourth-corner para o nível baixo (Cural de Arame – CA), médio (Laranja Doce - LD) e alto (Água Boa – AB) de urbanização, na cidade de Dourados, bacia do Rio Ivinhema, Alto Rio

Paraná. Sendo que, as células vermelhas representam associações positivas significativas ($p < 0,05$), células azuis correspondem a associações negativas significativas e as células cinza associações não significativas.

DISCUSSÃO

Características evolutivas

As características funcionais e a distância filogenética entre as espécies amostradas nos diferentes níveis de urbanização demonstram características evolutivas conservadas. Isto ocorre quando espécies estreitamente relacionadas são mais ecologicamente semelhantes do que seria esperado com base nas suas relações filogenéticas (Losos, 2008). Neste sentido estudos anteriores com Webb *et al.* (2002) constataram que as características evolutivas conservadas têm sido mais evidentes, contudo, Wiens & Graham (2005) ressaltaram que as características evolutivas não podem ser perfeitamente conservadas, devido as características compartilhadas entre espécies mais próximas filogeneticamente.

Dessa forma, é esperado que a evolução das características seja convergente, devido à alta instabilidade das características evolutivas, visto que elas respondem as condições ambientais locais (Poff *et al.*, 2006), ou seja, a similaridade das espécies está relacionada às características dos traços independente da relação filogenética (Cavender-Bares *et al.*, 2004). Contudo, as características conservadas utilizadas neste trabalho demonstram que independente da influência dos fatores locais as características evolutivas não foram alteradas.

No entanto, os resultados aqui obtidos demonstraram que embora os traços sejam conservados ao longo da evolução das espécies, as assembleias com diferentes níveis de urbanização apresentaram maior grau de parentesco, contudo, apresentaram características funcionais diferentes sendo influenciada pelos fatores locais, ou seja, os níveis de urbanização são filogeneticamente mais aparentados e funcionalmente menos similares. Dessa forma, originalmente as assembleias são funcionalmente e filogeneticamente mais aparentadas e mais similares, no entanto, com a influência da urbanização exercida sobre essas assembleias levam alteração na composição de espécies e suas características funcionais tornando assembleias funcionalmente distintas. Deste modo, os fatores abióticos podem atuar como filtros seletivos em riachos e fornecer informações sobre a estrutura funcional das assembleias de peixes (Dufлот *et al.*, 2014; Carvalho & Tejerina-Garro, 2015).

Estrutura filogenética e funcional

Os resultados sugerem que o nível baixo e médio de urbanização (Cural de Arame e Laranja Doce, respectivamente) apresentou predominantemente uma estrutura funcional e filogenética dispersa, por outro lado, nível alto de urbanização (Água Boa) apresentou uma estrutura filogenética dispersa e uma estrutura funcional agrupada. A estruturação funcional e filogenética de uma comunidade pode apresentar vários processos ecológicos envolvidos (Becerra, 2007; Gilbert & Webb, 2007; Cianciaruso *et al.*, 2009) dependendo principalmente da escala espacial (Webb *et al.*, 2002; Cianciaruso *et al.*, 2009), é possível verificar diferentes padrões de agrupamento e dispersão filogenético (Webb *et al.*, 2002). Deste modo, se as assembleias possuem espécies menos aparentadas e menos similares do que esperado ao acaso, isso sugere que a exclusão competitiva seja o processo estruturador dominante (dispersão). Em contraste, se as assembleias possuem espécies mais aparentadas e mais similares do que esperado ao acaso indica que a filtragem ambiental seja o principal processo dominante (agrupamento) (Webb, 2000).

De fato, assembleias com menor intensidade de perturbações (nível baixo e médio de urbanização) a influência das interações competitivas na estruturação filogeneticamente e funcionalmente das comunidades pode ser alta (Mouillot *et al.*, 2012), devido ao limite de similaridade. De acordo com MacArthur & Levins (1967) o limite de similaridade ocorre apenas espécies menos similares com combinações de traços que possibilitam a coexistência.

Dessa forma, para entendimento da coexistência (Adler *et al.*, 2007) em que diferentes espécies pode influenciar no resultado da exclusão competitiva são conduzidos principalmente pela diferença entre os nichos (exclusão de táxon mais similares) e diferença nas habilidades competitiva (competição por recursos) (Tilman, 1987), tornando mais propensos a predação por espécies generalistas (Chesson & Kuang, 2008) e variação no número de descendentes (Franco & Silvertown, 2004). Dessa forma, as espécies buscam estratégias que conferem benefícios para coexistir por um longo período em uma mesma comunidade pode ocupar diferentes nichos, em busca de minimizar a competição pelos recursos (Webb *et al.*, 2002).

Em contraste, quando maior a intensidade de perturbações (nível alto de urbanização) a influência da filtragem dos traços aumenta na estruturação funcional e filogenética de uma comunidade causando a co-ocorrência das espécies e tornando as assembleias mais aparentadas (agrupadas) (Mouillot *et al.*, 2012). Com isso é possível evidenciar uma tendência do aumento da similaridade das espécies co-existent, ou seja,

maior intensidade da urbanização espera-se que as espécies sejam mais similares e mais aparentadas. Dessa forma, as mudanças das condições do ambiente podem alterar a riqueza local de espécies, mas também pode causar mudanças funcionais, removendo as espécies com traços funcionais não adaptados (menos tolerantes), permitindo a colonização de novas espécies que melhor se adaptam a essas condições (mais tolerantes) (Mouillot *et al.*, 2012). Sendo que, a filtragem ambiental prediz que a co-ocorrência de espécies em determinados ambientes se deve ao fato destas compartilharem características que confirmam vantagens e tolerâncias similares frente às condições abióticas do habitat (Poff, 1997).

Índices do Táxon mais Próximo (NTI-P e NTI-F)

Através dos resultados da árvore de regressão constatou-se que a exclusão competitiva atua com forças seletivas sobre o Índice do Táxon mais Próximo filogenético e funcional para o nível baixo e médio de urbanização nos quais apresentaram menores valores de dispersão encontrados em locais com menores valores da condutividade elétrica, pH e maiores valores da profundidade. No entanto, o nível alto de urbanização apresentou maiores valores de agregação funcional indicando que as forças seletivas que atuam neste nível foi à filtragem ambiental encontrados em locais com maiores valores de condutividade, temperatura e menores valores da velocidade da água.

Em outras palavras, a combinação das variáveis ambientais como uma menor condutividade elétrica da água e a maior profundidade podem indicar que locais com essas características favorecem a ocorrência de espécies provavelmente com menor grau de similaridade e parentesco. Logo, essas espécies que co-ocorrem nestes locais tendem a ser menos funcionalmente similares e menos aparentadas, devido às características do ambiente no qual favorecem a sua ocorrência, resultando em menores valores de dispersão filogenética e funcional. Por outro lado, maior condutividade e temperatura da água e uma menor velocidade indicam que esses locais possuem maiores restrições para ocorrência das espécies. Logo, as espécies que co-ocorrem nestes locais tendem a serem mais funcionalmente similares devido às características dos ambientes que favorecem a sua colonização, resultando em maiores valores de agregação filogenética e funcional.

Dessa forma, a ocorrência das espécies em um determinado local depende do conjunto de características que permitem colonizar e sobreviver naquele regime abiótico definido, e assim, as espécies co-ocorrem serão provavelmente mais similares e, se estas

características forem mantidas ao longo das linhagens evolutivas, mais relacionadas (Webb *et al.*, 2002).

Em síntese, os resultados da análise da estrutura funcional e filogenética dos diferentes níveis demonstraram que a urbanização influencia diretamente na estruturação das assembleias, ou seja, os níveis com menor influência da urbanização (baixo e médio) apresentou características funcionais e filogenéticas dispersas permitindo a co-ocorrência das espécies menos similares e menos aparentadas com baixa sobreposição de nicho, pois as espécies mais relacionadas podem ser excluídas pela competição (Funk *et al.*, 2008).

Por outro lado, o alto nível com maior influência da urbanização apresentou características funcionais agregadas e filogenéticas dispersa, nessa microbacia embora as relações filogenética foram semelhantes às demais níveis com menor influência da urbanização apresentou características funcionais agregadas devido as fortes pressões seletivas geradas pela urbanização selecionando as espécies que possuem características similares no qual permitem a coexistência e reprodução nesses ambientes (Funk *et al.*, 2008), ou seja, em decorrência ao efeito da urbanização ocorre uma modificação fenotípica durante o desenvolvimento das espécies em respostas as alterações sofrida pelo ambiente (Sultan, 1987), levando a uma diminuição dos caracteres funcionais e baixa riqueza de espécies.

Diversidade filogenética e funcional

O nível baixo e médio de urbanização apresentou maior diversidade funcional e filogenética e o nível alto de urbanização apresentou menor diversidade funcional filogenética. Logo, o nível de urbanização e as variáveis ambientais demonstraram que locais com menores valores da condutividade elétrica da água e maior profundidade possuem maior diversidade filogenética, em contraste, locais com maiores valores da condutividade elétrica da água possuem menor diversidade filogenética. Para a diversidade funcional, locais com menor condutividade elétrica da água e maior concentração de oxigênio possuem maior diversidade funcional, por outro lado, locais com maiores valores de condutividade elétrica da água possuem menor diversidade funcional. Dessa forma, os maiores valores de diversidade filogenética e funcional foram observados em locais com menor intensidade de perturbação.

A diversidade filogenética e funcional é influenciada por diferentes processos como a competição e a filtragem ambiental incluindo a limitação da dispersão, interações

positivas, predação e parasitismo (Cavender-Bares *et al.*, 2009; Pavoine & Bonsall, 2011), uma vez que para detectar a diversidade funcional diretamente relacionada com a competição de um organismo ou habilidade de tolerância a um estresse pode fornecer informações de ambos os processos (Spasojevic & Suding, 2012).

Diante disto, os maiores valores da diversidade filogenética e funcional em locais com nível baixo e médio de urbanização e menores valores da diversidade filogenética e funcional em locais com nível alto de urbanização pode estar relacionada à hipótese do estresse dominante mencionada por Coyle *et al.* (2014). Sendo que, comunidade sobre intensas condições de estresse ambiental deve ser estruturada pelos filtros ambientais, enquanto que a competição deve ser relativamente maior e mais importante em comunidade sobre baixa intensidade de processos estressores.

A competição e os filtros ambientais podem ter diferentes efeitos em uma comunidade, de acordo com a hipótese de estresse dominante devido à forte variação dos processos resultando diferentes tipos de associações dos traços com o ambiente. Os filtros ambientais selecionam os traços funcionais mais importantes que favorece a coexistência do organismo no ambiente, levando uma diminuição ou baixa variação na diversidade de traços dentro da comunidade (Webb *et al.*, 2002; Coyle *et al.*, 2014). Para a competição o efeito é oposto onde o traço está relacionado com a diferença dos nichos e a diferença na habilidade competitiva (Mayfield & Levine, 2010). Deste modo, os traços relacionados à diferença dos nichos são esperados apresentar alta diversidade e um ambiente altamente competitivo devido à similaridade limitante, enquanto que os traços são selecionados os que conferem maiores vantagens na habilidade competitiva e apresentam uma baixa diversidade (Kunstler *et al.*, 2012).

Em outras palavras, os resultados do presente estudo demonstram que os níveis de urbanização e as variáveis ambientais levam a diminuição da diversidade funcional e filogenética, de forma, que locais com baixa intensidade de distúrbios a comunidade estruturada pela competição seja maior que o efeito da urbanização não promovendo a alteração das relações entre as espécies co-ocorrem não ocorrendo sobreposição dos nichos. Por outro lado, é evidente que locais com alta intensidade dos distúrbios são estruturados pelos filtros ambientais alterando as condições dos habitats, assim como as relações das espécies co-ocorrem, tornando mais relacionadas levando a sobreposição de nichos devido à baixa disponibilidade de recursos.

Os filtros ambientais (Zobel, 1997), em áreas urbanizadas podem levar a diminuição da riqueza de espécies, ou seja, selecionando espécies com combinações de traços que permitem a sua permanência em locais mais urbanizados, com isso, espécies não adaptadas em condições restritas como a urbanização, e podem ser eliminadas ao longo deste processo.

Respostas dos traços funcionais

A análise dos traços funcionais identificou que locais com nível baixo e médio de urbanização apresentaram espécies autóctones com fecundação externa e migradoras de curta e longa distância ausente de cuidado parental (NFES e MLFE), destacando se a ocorrência de espécies de médio e grande porte como, por exemplo, *Salminus brasiliensis* e *S. hilarii*. Em contraste, locais com nível alto de urbanização apresentou espécies tolerantes a ambientes hipóxicos, com origem alóctone e exótica com ausência de migração apresentando fecundação interna e externa (NFI e NFEC), destacando se a ocorrência da espécie *Poecilia reticulata* e *Tilapia redalli* que ocorreram exclusivamente nestes locais.

Neste sentido, o nível baixo e médio de urbanização apresentou maiores valores da velocidade, profundidade e oxigênio da água caracterizando locais mais volumosos, ou seja, mais heterogêneos, sendo que foi registrada maior riqueza de espécies de médio e grande porte. Devido ausência de amostragens das mesmas no alto nível de urbanização com características ambientais distintas, isto sugere que a ocorrência destas espécies em níveis baixos de urbanização demonstra que as mesmas dependem de condições ambientais estáveis, uma vez que, locais mais volumosos podem oferecer microhabitats estruturalmente mais complexos (Pease *et al.*, 2012) principalmente devido à necessidade de migração de curta e longa distância para se reproduzir. Contudo, em ambientes sob intensa variação destas condições essas espécies podem levar a diminuição da população até mesmo a extinção local.

Por outro lado, o nível alto de urbanização apresentou maiores valores da condutividade, temperatura, largura, menor profundidade e velocidade e oxigênio da água caracterizando locais com baixa concentração de oxigênio (hipóxicos), mais largos e mais rasos, ou seja, mais homogêneos, de forma que foram registradas espécies tolerantes de pequeno porte. Com isso, esses resultados sugerem que as espécies ocorrem nestes locais possuem mecanismos fisiológicos ou morfológicos nos quais possibilitem a sua

colonização e persistência em locais com intensas variações das condições ambientais, de modo, essas condições propiciam o aumento populacional devido à abundância de recursos e ausência de competidores. Dessa forma, essas informações reforçam os resultados da análise de fourth-corner, no qual foi possível evidenciar uma relação dos traços funcionais e as variáveis ambientais nas assembleias amostradas.

Diante disto, constatou-se que devido aos diferentes níveis de urbanização, as características funcionais podem ser expressas de maneira diferente (Cadotte *et al.*, 2011), podendo ser expressadas por indivíduos ou por grupos (Suding *et al.*, 2008). Com isso, as espécies podem responder de forma similar as condições ambientais (eg. disponibilidade de recursos e distúrbios) ou as espécies podem exercer uma ou várias funções similares no habitat (Suding *et al.*, 2008). Portanto, as características funcionais de uma comunidade podem ser conter diferentes traços (Frid *et al.*, 2000a; Bradshaw *et al.*, 2002) dependendo das características de história de vida das espécies, não necessariamente são excluídos da comunidade ou alterados (Townsend *et al.*, 1997), respondendo diretamente as alterações do ambiente ou pode apresentar estratégias compensatórias nas interações entre as espécies (Suding *et al.*, 2008).

Neste sentido, através da combinação da análise de RLQ e fourth-corner identificou-se que as espécies que co-ocorrem em locais com nível baixo e médio de urbanização de acordo com os seus traços funcionais podem ser consideradas espécies sensíveis e tolerantes e as espécies que co-correm em locais com nível alto de urbanização podem ser consideradas espécies tolerantes e resistentes/resilientes (apresentam potencial regeneração, ciclo reprodutivo curto e habilidade de colonizar) (Townsend *et al.*, 1997). Com isso, espécies sensíveis em condições de perturbações podem diminuir a sua população ou até mesmo levar a extinção local, como por exemplo, as espécies *S. brasiliensis* e *S. hilarii* apresentou baixa ocorrência em locais com nível baixo e médio de urbanização, sugerindo que a sua baixa ocorrência seja resultado da urbanização.

Além disso, embora a urbanização nestes níveis ainda seja menor, as espécies tolerantes podem ser beneficiadas, devido que estas espécies possuem capacidade de suportar ambientes constantes perturbações ambientais mesmo em níveis altos a moderados como, por exemplo, a espécie *C. aeneus* na qual possui capacidade de ocorrer em locais com baixas concentrações de oxigênio porque possui características morfológicas que permitem a respiração direta a partir do oxigênio atmosférico (Jobling, 1994).

De fato, os locais com nível alto de urbanização com constantes alterações sob as condições ambientais levam a diminuição da riqueza e homogeneização na composição de espécies, e as espécies tolerantes e resistentes/resilientes que permanecem nesses locais necessitam de estratégias como um longo período reprodutivo, um rápido crescimento e atingem a maturidade sexual mais cedo de forma a restabelecer a população para permanecer nestes locais, como exemplo a espécie *P. reticulata* de ocorrência apenas no alto nível de urbanização.

Em síntese, o estudo evidenciou os locais com menor grau de influência da urbanização é estruturada pela competição, levando a co-existência de espécies menos similares e menos aparentadas do que esperado ao acaso. Isso é possível porque espécies com diferenças entre nichos e com habilidades competitivas é maior em espécies que apresentam menor similaridade dos traços funcionais e menor em espécies com traços funcionais mais similares, com isso, a exclusão competitiva é mais comum em espécies mais similares, levando a dispersão dos traços ou menor parentesco filogenético da co-existência das espécies.

Por outro lado, locais com maior grau de influência da urbanização é estruturada filogeneticamente pela competição e funcionalmente pelos filtros ambientais. As espécies filogeneticamente são menos similares e menos aparentadas do que esperado ao acaso, ao contrário, as espécies funcionalmente são mais similares e mais aparentadas do que esperado ao acaso. Isso é possível porque locais com altos níveis de urbanização ocorre a diminuição da riqueza de espécies menor relação filogenética entre elas, no entanto, essas espécies apresentam maior similaridade dos traços funcionais levando ao agrupamento funcional.

Além disso, locais com maior influência apresentou menor diversidade funcional e filogenética corroborando com a hipótese abordada neste estudo. Com isso, as alterações causadas pela o aumento da urbanização levam a modificações nas características funcionais das espécies coexistentes que possibilita permanecer em tais condições.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADLER, P. B.; HILLERISLAMBERS, J. & LEVINE, J. M. A niche for neutrality. *Ecology Letters*, v. 10, p. 95–104, 2007.

ALLAN, J. D. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 3, p. 257–284, 2004.

BECERRA, J. X. The impact of herbivore-plant coevolution on plant community structure. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 104, n. 18, p. 7483-7488, 2007.

BETANCUR-R, R.; BROUGHTON, R. E.; WILEY, E. O.; CARPENTER, K.; LÓPEZ, A. J.; LI, C.; HOLCROFT, N. I.; ARCILA, D.; SANCIANGCO, M.; CURETON II, J. C.; ZHANG, F.; BUSER, T.; CAMPBELL, M. A.; BALLESTEROS, J. A.; ROA-VARON, A.; WILLIS, S.; BORDEN, W. C.; ROWLEY, T.; RENEAU, P. C.; HOUGH, D. J.; LU, G.;GRANDE, T.; ARRATIA, G.; ORTÍ, G. The tree of life and a new classification of bony fishes. **PLOS Currents Tree of Life**, p. 1-45, 2013.

TER BRAAK, C. J. F.; CORMONT, A. & DRAY, S. Improved testing of species traits-environment relationships in the fourth-corner problem. **Ecology**, v. 93, p. 1525-1526, 2012.

BRADSHAW, C.; VEALE, L. O.; BRAND, A. R. The role of scallopdredge disturbance in long-term changes in Irish Sea benthic communities: a re-analysis of an historical dataset. **Journal of Sea Research**, v. 47, p. 161–184, 2002.

BROOKER, R. W.; CALLAWAY, R. M.; CAVIERES, L. A.; KIKVIDZE, Z.; LORTIE, C. J.; MICHALET, R.; PUGNAIRE, F. I.; VALIENT-BANUET, A.; WHITHAM, T. G. Don't diss integration: a comment on Ricklefs's disintegrating communities. **The American Naturalist**, v. 174, p. 919-921, 2009.

CADOTTE, M. W.; CARSCADDEN, K. & MIROTCNICK, N. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, p. 1079-1087, 2011.

CARVALHO, R. S. & TEJERINA-GARRO, F. L. The influence of environmental variables on the functional structure of headwater stream fish assemblages: a study of two tropical basins in Central Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 13, n. 2, p. 349-360, 2015.

CAVENDER-BARES, J.; KOZAK, K. H.; FINE, P. V. A.; KEMBEL, S. W. The merging of community ecology and phylogenetic biology. **Ecology Letters**, v. 12, n. 7, p. 693-715, 2009.

CAVENDER-BARES, J.; ACKERLY, D. D.; BAUM, D. A. & BAZZAZ, F. A. Phylogenetic overdispersion in Floridian oak communities. **The American Naturalist**, v. 163, p. 823-843, 2004.

CHESSON, P. & KUANG, J. J. The interaction between predation and competition. **Nature**, v. 456, p. 235–238, 2008.

CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A.; GASTON, K. J. & PETCHEY, O. L. The influence of fire on phylogenetic and functional structure of woody savannas: Moving from species to individuals. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 14, p. 205-216, 2012.

CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a ecologia de comunidades. **Biota Neotropica**, v. 9, p. 93-103, 2009. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v9n3/en/abstract?article+bn01309032009>>. Acesso em: 29 jan. 2016.

COYLE, J. R.; HALLIDAY, F. W.; LOPEZ, B. E.; PALMQUIST, K. A.; WILFAHRT, P. A. & HURLBERT, A. H. Using trait and phylogenetic diversity to evaluate the generality of the stress-dominant hypothesis in eastern North American tree communities. **Ecography**, v. 37, p. 814-826, 2014.

DANIEL, H. & LECAMP, E. Distribution of three indigenous fern species along a rural-urban gradient in the city of Angers, France. **Urban Forestry & Urban Greening**, v.3, p. 19–27, 2004.

DE'ATH, G. & FABRICIUS, K. E. Classification and regression trees: a powerful yet simple technique for ecological data analysis. **Ecology**, v. 81, p. 3178–3192, 2000.

DÍAZ, S. & CABIDO, M. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 16, n. 8, p. 646-655, 2001.

DOLÉDEC, S.; CHESSEL, D.; ter BRAAK, C. J. F. & CHAMPELY, S. Matching species traits to environmental variables: a new three-table ordination method. **Environmental and Ecological Statistics**, v. 3, p. 143-166, 1996.

DRAY, S.; CHOLER, P.; DOLÉDEC, S.; PERES-NETO, P. R.; THUILLER, W.; PAVOINE, S. & TER BRAAK, C. J. F. Combining the fourthcorner and the RLQ methods for assessing trait responses to environmental variation. **Ecology**, v. 95, p. 14-21, 2014.

DRAY, S. & LEGENDRE, P. Testing the species traits environment relationships: the fourth-corner problem revisited. **Ecology**, v. 89, p. 3400-3412, 2008.

DUFLOT, R.; GEORGES, R.; ERNOULT, A.; AVIRON, S.; BUREL, F. Landscape heterogeneity as an ecological filter of species traits. **Acta Oecologia**, v. 56, p. 19-26, 2014.

ENQUIST, B. J.; KERKHOFF, A. J.; STARK, S. C.; SWENSON, N. G.; MCCARTHY, M. C.; PRICE, C. A. A general integrative model for scaling plant growth, carbon flux, and functional trait spectra. **Nature**, v. 449, p. 218-222, 2007.

FAITH, D. P. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. **Biological Conservation**, v. 61, p. 1-10, 1992.

FRANCO, M. & SILVERTOWN, J. A comparative demography of plants based upon elasticities of vital rates. **Ecology**, v. 85, p. 531–538, 2004.

FRID, C. L. J.; HARWOOD, K. G.; HALL, S. J.; HALL, J. A. Long-term changes in the benthic communities on North Sea fishing grounds. **ICES Journal of Marine Science**, v. 57, p. 1303–1309, 2000a.

FROESE, R. & PAULY, D. **FishBase**: World Wide Web electronic publication (<http://www.fishbase.org>), 2013.

FUDALI, E. Distribution of bryophytes in various urban-use complexes of Szczecin (NW Poland). **Fragmenta Floristica et Geobotanica**, v. 41, p. 717–745, 1996.

FUNK, J. L.; CLELAND, E. E.; SUDING, K. N.; ZAVALETA, E. S. Restoration through reassembly: Plant traits and invasion resistance. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 23, n. 12, p. 695-703, 2008.

GILBERT, G. S. & WEBB, C. O. Phylogenetic signal in plant pathogenhost range. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 104, p. 4979-4983, 2007.

GÓMEZ, J. P.; BRAVO, G. A.; BRUMFIELD, R. T.; TELLO, J. G. & CADENA, C. D. A phylogenetic approach to disentangling the role of competition and habitat filtering in community assembly of Neotropical forest birds. **Journal of Animal Ecology**, v. 79, p. 1181-1192, 2010.

GRAÇA, W. J. & PAVANELLI, C. S. **Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes**. 1. ed. Maringá-PR: EDUEM, 2007. 241p.

GRENOUILLET, G.; PONT, D. & HÉRISSE, C. Within-basin fish assemblage structure: the relative influence of habitat versus stream spatial position on local species richness. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 61, p. 93-102, 2004.

GUREVITCH, J.; MORROW, K. L.; WALLACE, A. & WALSH, J. S. A meta-analysis of competition in field experiments. **The American Naturalist**, v. 140, p. 539-572, 1992.

HELMUS, M. R.; SAVAGE, K.; DIEBEL, M. W.; MAXTED, J. T. & IVES, A. R. Separating the determinants of phylogenetic community structure. **Ecology Letters**, v. 10, p. 917–925, 2007.

HUBBELL, S. P. **The Unified Theory of Biodiversity and Biogeography**. 1 ed. Princeton-USA: Princeton University Press, 2001. 392p.

JOBLING, M. **Fish Bioenergetics**. 1. ed. London: Chapman and Hall, 1994. 326p.

KEMBEL, S. W.; COWAN, P. D.; HELMUS, M. R.; CORNWELL, W. K.; MORLON, H.; ACKERLY, D. D.; BLOMBERG, S. P.; WEBB, C. O. Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. **Bioinformatics**, v. 26, p. 1463-1464, 2010.

KUNSTLER, G.; LAVERGNE, S.; COURBAUD, B.; THUILLER, W.; VIELLEDENT, G.; ZIMMERMANN, N. E.; KATTGE, J.; COOMES, D. A. Competitive interactions between forest trees are driven by species trait hierarchy, not phylogenetic or functional similarity: implications for forest community assembly. **Ecology Letters**, v. 15, p. 831-840, 2012.

LANGANI, F.; CASTRO, R. M. C.; OYAKAWA, O. T.; SHIBATTA, O. A.; PAVANELLI, C. S. & CASATTI, L. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. **Biota Neotropica**, v.7, n. 3, p. 181-197, 2007. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v7n3/pt/abstract?article+bn03407032007>>. Acesso em: 29 jan. 2016.

LEGENDRE, P.; GALZIN, R. & HARMELIN-VIVIEN, M. L. Relating behavior to habitat: solutions to the fourth-corner problem. **Ecology**, v. 78, p. 547-562, 1997.

LOSOS, J. B. Phylogenetic niche conservatism, phylogenetic signal and the relationship between phylogenetic relatedness and ecological similarity among species. **Ecology Letters**, v. 11, p. 995-1007, 2008.

LOSOS, J. B.; GLOR, R. E. Phylogenetic comparative methods and the geography of speciation. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 18, p. 220-227, 2003.

MacARTHUR, R. & LEVINS, R. The limiting similarity convergence, and divergence of coexisting species. **The American Naturalist**, v. 924, p. 377–385, 1967.

MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. 1. ed. Oxford-UK: Blackwell Science Ltd, 2004. 256p.

MARCHETTI, M. P.; LOCKWOOD, J. L. & LIGHT, T. Effects of urbanization on California's fish diversity: Differentiation, homogenization and the influence of spatial scale. **Biological Conservation**, v. 127, p. 310–318, 2006.

MASON, N. W. H.; LANOISELÉE, C.; MOUILLOT, D.; IRZ, P.; ARGILLIER, C. Functional characters combined with null models reveal inconsistency in mechanisms of species turnover in lacustrine fish communities. **Oecologia**, v. 153, p. 441-452, 2007.

MAYFIELD, M. M. & LEVINE, J. M. Opposing effects of competitive exclusion on the phylogenetic structure of communities. **Ecology Letters**, v. 13, p. 1085-1093, 2010.

McDONNELL, M. J.; PICKETT, S. T. A.; GROFFMAN, P.; BOHLEN, P.; POUYAT, R. V.; ZIPPERER, W. C.; PARMELEE, R. W.; CARREIRO, M. M. & MEDLEY, K. Ecosystem processes along an urban-to-rural gradient. **Urban Ecosystems**, v. 1, p. 21–36, 1997.

McKINNEY, M. L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. **Biological Conservation**, v. 127, p. 247–260, 2006.

MOUCHET, M. A.; VILLÉGER, S.; MASON, N. W. H. & MOUILLOT, D. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**, v. 24, p. 867–876, 2010.

MOUILLOT, D.; GRAHAM, N. A. J.; VILLÉGER, V.; MASON, N. W. H. & BELLWOOD, D. R. A functional approach reveals community responses to disturbances. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 30, n. 1, p. 1-11, 2012.

OBERDORFF, T.; TEUGELS, L.; MAMONONEKENE, V.; LAVOUÉ, S.; FERMON, Y.; PAUGY, D. & TOHAM, A. K. Fish assemblages structure and function along environmental gradients in rivers of Gabon (Africa). **Ecology of Freshwater Fish**, n. 16, p. 315-334, 2007.

OBERDORFF, T.; PONT, D.; HUGUENY, B. & CHESSEL, D. A probabilistic model characterizing riverine fish communities of French rivers: a framework for environmental assessment. **Freshwater Biology**, n. 46, p. 399–415, 2001.

OSTRAND, K. G. & WILDE, G. R. Seasonal and spatial variation in a prairie stream-fish assemblage. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 11, p. 137-149, 2002.

PAVOINE, S. & BONSALL, M. Measuring biodiversity to explain community assembly: a unified approach. **Biological Reviews**, v. 4, p. 792-812, 2011.

PAUSAS, J. G. & VERDÚ, M. Fire reduces morphospace occupation in plant communities. **Ecology**, v. 89, p. 2181–2186, 2008.

PEASE, A. A.; GONZÁLEZ-DÍAZ, A. A.; RODILES-HERNANDEZ, R. & WINEMILLER, K. O. Functional diversity and trait-environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. **Freshwater Biology**, v. 57, p. 1060-1075, 2012.

PETCHEY, O. L. & GASTON, K. J. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology Letters**, v. 9, n. 6, p. 741-758, 2006.

PODANI, J. & SCHMERA, D. On dendrogram-based measures of functional diversity. **Oikos**, v. 115, p. 179-185, 2006.

POFF, N. L.; OLDEN, J. D.; VIEIRA, N. K. M.; FINN, D. S.; SIMMONS, M. P. & KONDRATIEFF, B. C. Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. **Journal of North American Benthological Society**, v. 25, p. 730-755, 2006.

POFF, N. L. Landscape filters and species traits: Towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 16, p. 391–409, 1997.

R Development Core Team. **R**: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, 2013.

SAFI, K.; CIANCIARUSO, M. V.; LOYOLA, R. D.; BRITO, D.; ARMOUR-MARSHALL, K.; DINIZ-FILHO, J. A. F. Understanding global patterns of mammalian functional and phylogenetic diversity. **Philosophical Transactions of the Royal Society Biological**, v. 366, p. 2536-2544, 2011.

SPASOJEVIC, M. J. & SUDING, K. N. Inferring community assembly mechanisms from functional diversity patterns: the importance of multiple assembly processes. **Journal of Ecology**, v. 100, p. 652–661, 2012.

SUDING, K. N.; LAVOREL, S.; CHAPIN, F. S.; CORNELISSEN, J. H. C.; DIAZ, S.; GARNIER, E.; GOLDBERG, D.; HOOPER, D. U.; JACKSON, S. T. & NAVAS, M. L. Scaling environmental change through the community-level: a trait-based response-and-effect framework for plants. **Global Change Biology**, v. 14, p. 1125–1140, 2008.

SULTAN, S. E. Evolutionary implications of phenotypic plasticity in plants. **Journal of Evolutionary Biology**, v. 21, p. 127-178, 1987.

SUZUKI, H. I.; PELICICE, F. M.; LUIZ, E. A.; LATINI, J. D.; AGOSTINHO, A. A. Reproductive strategies of the fish community of the Upper Paraná River Floodplain. In: AGOSTINHO, A. A.; RODRIGUES, L.; GOMES, L. C.; THOMAZ, S. M.; MIRANDA,

L. E. **Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain**. 1. ed. Maringá-PR: EDUEM, p. 125-130, 2004.

TILMAN, D. An evolutionary approach to ecosystem functioning. **Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A.**, v. 98, p.10979-10980, 2001.

TILMAN, D. Secondary succession and the pattern of plant dominance along experimental nitrogen gradients. **Ecological Monographs**, v. 57, p. 189–214, 1987.

TORGERSEN, C. E. & CLOSE, D. A. Influence of habitat heterogeneity on the distribution of larval Pacific lamprey (*Lampetra tridentata*) at two spatial scales. **Freshwater Biology**, v. 49, p. 614–630, 2004.

TOWNSEND, C. R.; DOLEDEC, S.; SCARSBROOK, M. R. Species traits in relation to temporal and spatial heterogeneity in streams: a test of the habitat templet theory. **Freshwater Biology**, v. 37, p. 367–387, 1997.

VALLET, J.; DANIEL, H.; BEAUJOUAN, V.; ROZÉ, F. & PAVOINE, S. Using biological traits to assess how urbanization filters plants species of small woodlands. **Applied Vegetation Science**, v. 13, p. 412-424, 2010.

VALLET, J.; DANIEL, H.; BEAUJOUAN, V. & ROZE', F. Plant species response to urbanization: comparison of isolated woodland patches in two cities of Northwestern France. **Landscape Ecology**, v. 23, p. 1205–1217, 2008.

VITOUSEK, P. M.; MOONEY, H. A.; LUBCHENCO, J. & MELILLO, J. M. Human domination of Earth's ecosystems. In: MARZLUFF, J. M.; SHULENBERGER, E.; ENDLICHER, W.; ALBERTI, M.; BRADLEY, G.; RYAN, C.; SIMON, U. & ZUMBRUNNEN, C. **Urban ecology**: An international perspectives on the interaction between humans and nature. 1. ed. New York-USA: Springer, p. 3–14, 2008.

WEBB, C. O.; ACKERLY, D. D.; KEMBEL, S. W. Phylocom: software for the analysis of phylogenetic community structure and trait evolution. **Bioinformatics**, v. 24, p. 2098-2100, 2008.

WEBB, C. O.; ACKERLY, D. D.; MCPEEK, M. A. & DONOGHUE, M. J. Phylogenies and community ecology. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 33, p. 475-505, 2002.

WEBB, C. O. Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: an example for rain forest trees. **The American Naturalist**, v. 156, n. 1, p. 145-155, 2000.

WIENS, J. J. & GRAHAM, C. H. Niche conservatism: integrating evolution, ecology, and conservation biology. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 36, p. 519–539, 2005.

WILLIAMS, N. S. G.; SCHWARTZ, M. W.; VESK, P. A.; MCCARTHY, M. A.; HAHS, A. K.; CLEMANTS, S. E.; CORLETT, R. T.; DUNCAN, R. P.; NORTON, B. A.; THOMPSON, K. & MCDONNELL, M. J. A conceptual framework for predicting the effects of urban environments on floras. **Journal of Ecology**, v. 97, p. 4–9, 2009.

ZENI, J. O. & CASATTI, L. The influence of habitat homogenization on the trophic structure of fish fauna in tropical streams. **Hydrobiologia**, v. 726, p. 250-270, 2014.

ZOBEL, M. The relative role of species pools in determining plant species richness: an alternative explanation of species coexistence? **Trends in Ecology and Evolution**, v. 12, p. 266-269, 1997.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

No capítulo 1 a partir do levantamento bibliográfico identificou-se que as atividades humanas (eg. represamento, substituição da vegetação nativa, introdução de espécies exóticas, poluição entre outros) são as principais causas de impactos negativos sob a biota aquática. Contudo, ainda existem poucos estudos utilizando as métricas de diversidade funcionais e filogenética em peixes de riachos no Brasil. Reforçando a dificuldade de comparação dos nossos dados, e ressaltando a necessidade de estudos utilizando essas métricas como ferramentas adicionais para compreender os processos envolvidos que gera a diversidade biológica das espécies de peixes de riachos como forma de subsidiar outros estudos voltados a manejo e conservação da biota aquática.

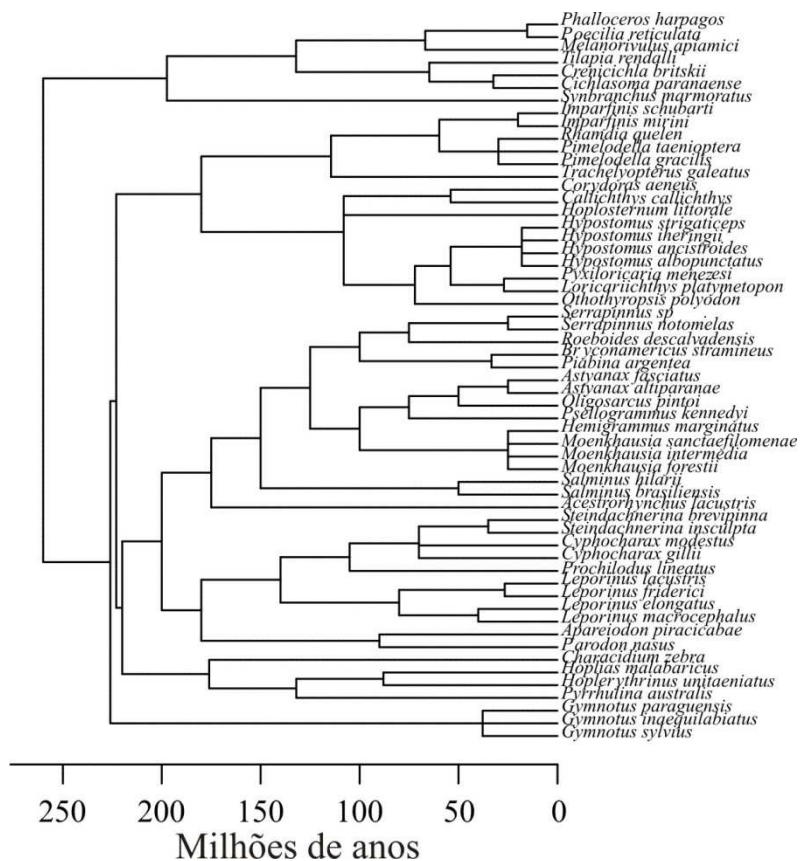
No capítulo 2, identificou-se o efeito da urbanização sobre as espécies de peixes, na qual se constatou alteração na composição e a diminuição da riqueza de espécies nas microbacias com aumento dos níveis de urbanização, visto que, essas assembleias estão expostas a vários riscos devido a impactos oriundos a meio urbano decorrente ao aumento das atividades humanas abordadas no capítulo (1), de modo, que a riqueza natural seja baixa e altamente suscetível a perda de espécies e redução da diversidade por mudanças nos fatores bióticos e abióticos, além disso, pode favorecer espécies capazes de colonizar e se estabelecer nestes locais, como exemplo, espécie *Poecilia reticulata* que apresentou maior abundancia em locais com altos níveis de urbanização. No entanto, embora nosso estudo não tenha abordado práticas de gestão e conservação da biodiversidade dos córregos urbanos, e necessário o estabelecimento de políticas visando o manejo e conservação dessas microbacias.

No capítulo 3, constatou-se que as microbacias com menor nível de urbanização apresentaram uma estrutura funcional e filogenética dispersa, sendo estruturada principalmente pela exclusão competitiva, levando a co-existência de espécies menos similares e menos aparentadas do que esperado ao acaso. Isso é possível porque espécies com diferenças entre nichos e com habilidades competitivas é maior em espécies que apresentam menor similaridade dos traços funcionais e menor em espécies com traços funcionais mais similares, com isso, a exclusão competitiva é mais comum em espécies mais similares, levando a dispersão dos traços ou menor parentesco filogenético da co-existência das espécies.

Por outro lado, a microbacia com alto nível de urbanização apresentou uma estrutura filogenética dispersa e funcional agrupada, sendo que é estruturada filogeneticamente pela exclusão competitiva e funcionalmente pelos filtros ambientais. As espécies filogeneticamente são menos similares e menos aparentadas do que esperado ao acaso, ao contrário, as espécies funcionalmente são mais similares e mais aparentadas do que esperado ao acaso. Isso é possível devido que em altos níveis de urbanização ocorre a diminuição da riqueza de espécies menor relação filogenética entre elas, no entanto, essas espécies apresentam maior similaridade dos traços funcionais levando ao agrupamento funcional. Dessa forma, é evidente que a urbanização influencia na estrutura/diversidade funcional e filogenética das microbacias, levando a diminuição da diversidade taxonômica, funcional e filogenética.

APÊNDICE A1

Figura A1: Árvore filogenética gerada a partir de 57 espécies amostradas no nível baixo (Curral de Arame – CA), médio (Laranja Doce - LD) e alto (Água Boa – AB) de urbanização, na cidade de Dourados, bacia do Rio Ivinhema, Alto Rio Paraná.



APÊNDICE A2

Figura A2: Listagem das espécies registradas no capítulo 1 com os seus respectivos códigos funcional. Origem (autóctone, alóctone, exótica e introduzida); Hipóxia (0 = ausência / 1= presença); Reprodução (NFES=não migrador ou migrador de curta distância com fecundação externa e sem cuidado parental, NFEC=não migrador ou migrador de curta distância com fecundação externa e com cuidado parental, NFI = não migrador ou migrador de curta distância com fecundação interna e MLFE = migrador de longa distância com fecundação externa e sem cuidado parental); Lmax = Comprimento máximo (cm); NT = Nível trófico.

Espécies	Traços funcionais				
	Origem	Hipóxia	Reprodução	Lmax	NT
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	Autóctone	0	NFES	27	4,2
<i>Leporinus elongatus</i>	Autóctone	0	MLFE	39,8	2
<i>Leporinus frederici</i>	Autóctone	0	NFES	40	3,3
<i>Leporinus lacustris</i>	Autóctone	0	NFES	20,3	3,7
<i>Leporinus macrocephalus</i>	Alóctone	0	MLFE	60	2
<i>Roeboides descavadensis</i>	Alóctone	0	NFES	8,9	3,3
<i>Serrapinnus notomelas</i>	Autóctone	1	NFES	3,6	2,2
<i>Serrapinnus</i> sp.	Autóctone	1	NFES	1,7	2,3
<i>Astyanax altiparanae</i>	Autóctone	0	NFES	10,6	2,8
<i>Astyanax fasciatus</i>	Autóctone	0	NFES	8	2,8
<i>Hemigrammus marginatus</i>	Autóctone	1	NFES	4,5	2,8
<i>Moenkhausia forestii</i>	Indefinida	0	NFES	3,8	3
<i>Moenkhausia intermedia</i>	Autóctone	0	NFES	8	2,7
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i>	Autóctone	0	NFES	7	3
<i>Psellogrammus kennedyi</i>	Indefinida	0	NFES	5,9	3
<i>Bryconamericus stramineus</i>	Autóctone	0	NFES	5,6	2,7
<i>Piabina argentea</i>	Autóctone	0	NFES	6,8	3
<i>Oligosarcus pintoii</i>	Autóctone	0	NFES	8,4	3,5
<i>Salminus brasiliensis</i>	Autóctone	0	MLFE	100	3,8
<i>Salminus hilarii</i>	Autóctone	0	MLFE	50	3
<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i>	Autóctone	0	NFES	6,4	3,2
<i>Cyphocharax gillii</i>	Alóctone	0	NFES	10	2
<i>Cyphocharax modestus</i>	Autóctone	0	NFES	16,2	2
<i>Steindachnerina brevipinna</i>	Alóctone	0	NFES	10,9	2
<i>Steindachnerina insculpta</i>	Autóctone	0	NFES	10,6	2,1
<i>Hoplias malabaricus</i>	Autóctone	1	NFEC	49	4,5
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i>	Alóctone	1	NFEC	25	3,4
<i>Pyrrhulina australis</i>	Autóctone	0	NFEC	5	3,2
<i>Apareiodon piracicabae</i>	Autóctone	0	NFES	12	2,3
<i>Parodon nasus</i>	Autóctone	0	NFES	12,7	2,3
<i>Prochilodus lineatus</i>	Autóctone	0	MLFE	59,2	2,2
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>	Alóctone	1	NFEC	60	3,3
<i>Gymnotus paraguayensis</i>	Alóctone	1	NFEC	24	3,2
<i>Gymnotus sylvius</i>	Autóctone	1	NFEC	36	3,1
<i>Trachelyopterus galeatus</i>	Autóctone	1	NFI	22	3,1
<i>Callichthys callichthys</i>	Autóctone	1	NFEC	17	3
<i>Hoplosternum littorale</i>	Autóctone	1	NFEC	15,8	2,7
<i>Corydoras aeneus</i>	Autóctone	1	NFES	7,5	3
<i>Imparfinis mirini</i>	Autóctone	0	NFES	8,5	3
<i>Imparfinis schubarti</i>	Autóctone	0	NFES	9,3	3
<i>Pimelodella gracilis</i>	Autóctone	0	NFES	18	3,2
<i>Pimelodella taenioptera</i>	Alóctone	0	NFES	12,1	3,6
<i>Rhamdia quelen</i>	Autóctone	1	NFES	47,4	3,2
<i>Otothyropsis polyodon</i>	Autóctone	0	NFES	4,2	2,4
<i>Hypostomus albopunctatus</i>	Autóctone	0	NFEC	27	2
<i>Hypostomus ancistroides</i>	Autóctone	1	NFEC	21	2
<i>Hypostomus iheringii</i>	Autóctone	0	NFEC	11,6	2,3
<i>Hypostomus strigaticeps</i>	Autóctone	0	NFEC	15	2,2
<i>Pyxiloricaria menezesi</i>	Indefinida	0	NFEC	14	2,4

<i>Loricariichthys platymetopon</i>	Alóctone	1	NFEC	30	2,5
<i>Phalloceros harpagos</i>	Autóctone	1	NFI	3,4	3
<i>Poecilia reticulata</i>	Alóctone	1	NFI	3,5	3,2
<i>Melanorivulus apiamici</i>	Autóctone	0	NFES	3	3,1
<i>Synbranchus marmoratus</i>	Autóctone	1	NFEC	150	2,8
<i>Cichlasoma paranaense</i>	Autóctone	1	NFEC	7,4	3,3
<i>Crenicichla britskii</i>	Autóctone	0	NFEC	14,5	3,1
<i>Tilapia rendalli</i>	Exótica	1	NFEC	15	2,2

APÊNDICE A3

Tabela A3: Resultados da análise de fourth-corner utilizando as variáveis ambientais (Variável R) e os traços funcionais dos peixes (Variável Q) para o nível baixo (Curral de Arame – CA), médio (Laranja Doce - LD) e alto (Água Boa – AB) de urbanização, na cidade de Dourados, bacia do Rio Ivinhema, Alto Rio Paraná.

Variável R	Variável Q	Estatística	Valor	p
Profundidade vs.	Origem	F	0,497	0,761
	Reprodutiva	F	0,772	0,199
	Hipóxia	r	-0,104	0,327
	Lmax	r	0,043	0,653
	Nível trófico	r	-0,108	0,204
Velocidade vs.	Origem	F	3,120	0,024
	Reprodutiva	F	1,398	0,197
	Hipóxia	r	-0,363	0,011
	Lmax	r	-0,019	0,887
	Nível trófico	r	-0,055	0,743
Condutividade vs.	Origem	F	9,730	0,003
	Reprodutiva	F	5,688	0,011
	Hipóxia	r	0,382	0,014
	Lmax	r	-0,075	0,689
	Nível trófico	r	0,063	0,766
pH vs.	Origem	F	1,416	0,225
	Reprodutiva	F	0,446	0,439
	Hipóxia	r	-0,014	0,893
	Lmax	r	0,022	0,810
	Nível trófico	r	0,006	0,946
Temperatura vs.	Origem	F	1,127	0,323
	Reprodutiva	F	0,423	0,500
	Hipóxia	r	0,192	0,066
	Lmax	r	-0,074	0,444
	Nível trófico	r	-0,014	0,936
Largura vs.	Origem	F	0,759	0,614
	Reprodutiva	F	0,563	0,344
	Hipóxia	r	0,108	0,313
	Lmax	r	-0,134	0,142
	Nível trófico	r	-0,078	0,415
Oxigênio vs.	Origem	F	3,503	0,013
	Reprodutiva	F	1,793	0,067
	Hipóxia	r	-0,323	0,002
	Lmax	r	0,014	0,930
	Nível trófico	r	-0,012	0,936