



Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul
Unidade Universitária de Dourados
Programa de Pós- Graduação em Recursos Naturais

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MATO GROSSO DO SUL
UNIDADE UNIVERSITÁRIA DE DOURADOS
PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS NATURAIS

**INFLUÊNCIA DE CARACTERÍSTICAS LOCAIS E DA
PAISAGEM SOBRE AS COMUNIDADES AQUÁTICAS NAS
BACIAS DOS RIOS AMAMBAI E IVINHEMA, ALTO RIO
PARANÁ**

Discente: Ana Paula Lemke

Dourados – MS
Março, 2018



Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul
Unidade Universitária de Dourados
Programa de Pós- Graduação em Recursos Naturais

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MATO GROSSO DO SUL
UNIDADE UNIVERSITÁRIA DE DOURADOS PÓS-GRADUAÇÃO
EM RECURSOS NATURAIS

**INFLUÊNCIA DE CARACTERÍSTICAS LOCAIS E DA
PAISAGEM SOBRE AS COMUNIDADES AQUÁTICAS
NAS BACIAS DOS RIOS AMAMBAI E IVINHEMA, ALTO
RIO PARANÁ**

Discente: Ana Paula Lemke
Orientador: Dr. Yzel Rondon Suárez

“Tese 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 Doutor em Recursos Naturais”

Dourados – MS
Março, 2018

L571i Lemke, Ana Paula

Influência de características locais e da paisagem sobre as comunidades aquáticas nas bacias dos Rios Amambai e Ivinhema, Alto Rio Paraná / Ana Paula Lemke. Dourados, MS: UEMS, 2018. 65p.; 30 cm.

Tese (Doutorado) – Recursos Naturais – Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul, Unidade Universitária de Dourados, 2018.

Orientador: Prof. Dr. Yzel Rondon Suárez

1. Aquáticas. 2. Avaliação . 3. Bacia do Rio Amambai. I. Título.
CDD 23.ed. 581.76

*Alles ist aus dem wasser entsprungen,
Alles vird durch das wasser erhalten
Goethe*

*Água quando se tem sede. Cama para quem se esgotou ou quer esquecer.
Necessidades – Paulo Robson de Souza*

*Dedico aos meus pais, Hugo e Eli,
que acreditaram em mim,
mesmo nos momentos em que eu mesma não acreditava.*

AGRADECIMENTOS

À Universidade Estadual de Mato grosso do Sul e ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais pela oportunidade de cursar, aprender e conviver com excelentes pesquisadores, agradeço especialmente à Elizangela e ao Rafael por sempre estarem disponíveis para ajudar. Ao Francisco, pelas palavras de apoio. À dona Raimunda, dona Inês e dona Ilma pelas companhias aos sábados, e pelos almoços deliciosos.

À FUNDECT/CAPES pela bolsa de estudos concedida, processo 23/200.713/2014.

À Prefeitura Municipal de Naviraí e Green Farm CO₂ Free pelo apoio logístico durante o período das coletas.

Ao meu orientador, Professor Dr. Yzel Rondon Suárez, por ter aceitado me orientar mais esse período, pelos incontáveis ensinamentos que foram muito além da sala de aula, laboratório e campo. Me sinto honrada pela oportunidade de ser sua aluna e sou imensamente grata pelo exemplo e amizade.

Não existem palavras para agradecer a dedicação da professora Dra. Maria Helena Silva Andrade. Lena, obrigada por me ensinar com tanto carinho e paciência uma parte do incrível mundo dos “bentos”, obrigada, também, pelo exemplo de força, caráter e por todos os ensinamentos que extrapolaram o laboratório e levarei comigo para toda a vida. O meu mais sincero muito obrigada aos meninos do Laboratório de GeoEcologia, especialmente à Lilian, por toda a ajuda durante as etapas de lavagem e triagem das amostras.

Agradeço ao professor Dr. Joelson Gonçalves Pereira pela paciência imensa, por ser parceiro há tantos anos, obrigada, professor, pelo exemplo de caráter, pelo zelo ao ensinar e pela disponibilidade em auxiliar a resolver os problemas das imagens e todos os “bugs” do SPRING.

Professora Dra. Claudia Andrea Lima Cardoso pela parceria, pela dedicação e análises das várias amostras de metais pesados.

Agradeço aos muitos colegas de pós-graduação, mas especialmente à Tiziana e a Michele pelas palavras e apoio durante esses quatro anos.

Agradeço aos colegas do grupo de pesquisa, Maiane, Marcelo, Lucas, Gabriela, Mônica, Walmir, Djalma, Leyzinara, Lucas, Elida, Julio, Roberta, William pelo apoio

nas coletas, atoleiros, e momentos compartilhados. Agradeço à Fabiane Silva Ferreira pela identificação dos espécimes de peixes coletados.

Agradeço ao cardume e aos agregados Douglas, Thiago, Mateus, Rafael, Adailton, Nathan, Kellen e Fernanda pela oportunidade de aprender com vocês dia após dia o que é superação, parceria e amizade.

Meu mais sincero agradecimento às meninas do esquadrão, Kelly e Aline pelos inúmeros momentos de gargalhadas e descontração, mas acima de tudo por ensinarem o que é ética no trabalho e estarem ao meu lado nos momentos que mais precisei. Agradeço especialmente a Patrícia “Pata” Luna pelas discussões de dados, leitura dos trabalhos, partilhas de carona e reuniões fora do expediente, com certeza ganhei uma irmã Potira, aquela que a vida acadêmica me permitiu conhecer.

Agradeço carinhosamente ao Paulo Robson de Souza e Elisabeth Arndt por me “adotarem” quando precisei ir a Campo Grande, vocês são incríveis, exemplo de competência, carinho, cuidado, profissionais, enfim, obrigada por serem exemplos de como “quero ser quando crescer”.

Ao Smaille, que foi meu ponto de apoio em vários momentos da tese, obrigada por estar ao meu lado e me aguentar ouvir falar tantas vezes das coletas, análises de dados, pela amizade e pelos brindes a cada conquista, minha ou sua.

Agradeço às amigas Emmanuela, Franciane, Heloíse e Vanessa que me apoiaram e estiveram ao meu lado em todos os momentos, me dando forças com palavras de apoio, com um sorriso, um café ou um abraço.

Agradeço carinhosamente aos meus pais, Hugo e Eli, pelo amor, incentivo, por se desdobrarem e proporcionarem condições para que eu seguisse meu sonho. Agradeço ao meu irmão Francisco, pelas formatações, conversas sobre pescaria, algoritmos e pela Isabella. Obrigada a vocês três por me apoiarem em todos os momentos da minha vida, mesmo aqueles difíceis em que eu pensei em desistir, essa conquista é nossa! Amo vocês!

E a Deus, que me guia, me protege, me deu vida, saúde e disposição para realização desse trabalho.

SUMÁRIO

RESUMO	2
ABSTRACT	3
CAPÍTULO 1 – CONSIDERAÇÕES GERAIS.....	4
1.1 Definições.....	4
1.2 Parâmetros de Qualidade de Água.....	4
1.3 Índice de Qualidade da Água.....	8
1.4 Elementos traço	9
1.5 Macroinvertebrados Bentônicos	10
1.6 Peixes.....	11
1.7 Problemática	11
1.8 Referências Bibliográficas.....	12
CAPÍTULO 2 - INFLUENCE OF LAND USE ON THE WATER QUALITY INDEX (WQI) IN A NEOTROPICAL RIVER BASIN*.....	19
Abstract.....	19
Resumo	20
2.1. Introduction	20
2.2. Material and Methods.....	21
2.3. Results	24
2.4. Discussion.....	28
2.5. Acknowledgments	30
2.6. References	30
CAPÍTULO 3 - INFLUÊNCIA DE CARACTERÍSTICAS LOCAIS E DA PAISAGEM SOBRE PARÂMETROS LIMNOLÓGICOS E CONCENTRAÇÃO DE METAIS PESADOS EM RIACHOS DO ALTO RIO PARANÁ*	35
Resumo	35
Abstract.....	35
3.1 Introdução.....	36
3.2 Materiais e Métodos	36
3.3 Resultados e Discussão.....	39
3.4 Agradecimentos	42
3.5 Referências	42
CAPÍTULO 4 - MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS E ICTIOFAUNA RESPONDEM DA MESMA FORMA ÀS CARACTERÍSTICAS AMBIENTAIS? ...	44
Resumo	44
Abstract.....	45
4.1 Introdução.....	45
4.2 Material e Métodos	46
4.3 Resultados.....	49
4.4 Discussão	53
4.5 Conclusões.....	55
4.6 Agradecimentos	55
4.7 Referências	55
CAPÍTULO 5 - CONSIDERAÇÕES FINAIS	60

RESUMO

A água doce potável é recurso escasso e finito essencial a sobrevivência humana, no entanto, os ecossistemas aquáticos estão submetidos a várias perturbações antrópicas, alterações essas que afetam as comunidades aquáticas. Dessa forma, torna-se necessário fazer monitoramento desses ecossistemas a fim de compreender como as alterações antrópicas influenciam na biota aquática e qualidade da água. Nesse contexto, o presente trabalho objetivou realizar uma avaliação da integridade das comunidades aquáticas. Dessa forma, o presente estudo foi realizado para: 1- Avaliar a influência do uso e ocupação da terra sobre o índice de qualidade da água da bacia do rio Ivinhema (Alto Rio Paraná, Brasil). 2- Avaliar a influência de características locais e de uso e ocupação da terra sobre parâmetros físico-químicos e metais pesados em riachos pertencentes à bacia do Rio Amambai, Alto Rio Paraná. 3- Analisar a influência de características limnológicas, fisiográficas e de uso e ocupação da terra sobre a assembleia de macroinvertebrados bentônicos e ictiofauna na bacia do Rio Amambai, Alto Rio Paraná. O índice de qualidade da água na bacia do rio Ivinhema variou entre 51 e 78 no período seco e entre 38 e 62 no período chuvoso, e a porcentagem de áreas edificadas e agropecuária foram determinantes para o decréscimo na qualidade da água. Na bacia do rio Amambai foi possível verificar que os dados fisiográficos vazão, altitude do ponto amostrado e tipo de solo são as que melhor explicam os valores obtidos nos parâmetros físico químico e concentração de metais pesados. Chironomidae e Oligochaeta foram os taxa de macroinvertebrados bentônicos mais comumente amostradas na bacia do rio Amambai, e os dados ainda sugerem que altitude e temperatura são as variáveis que melhor explicam a ocorrência de macroinvertebrados bentônicos, para os peixes, as espécies *Astyanax* sp. e *Hypostomus ancistroides* foram mais comumente amostradas, tal fato se dá pela ampla ocorrência dos taxa de macroinvertebrados bentônicos e peixes amostrados. A assembleia de peixes amostrada foi influenciada primeiramente pela altitude do ponto amostrado, vazão e condutividade elétrica da água seguida pela porcentagem de fragmentos florestais e áreas edificadas.

ABSTRACT

Fresh drinking water is scarce and finite resource essential to human survival, however, aquatic ecosystems are subject to various anthropic disturbances, which changes affect aquatic communities. Thus, it is necessary monitoring these ecosystems in order to understand how anthropic changes influence aquatic biota and water quality. In this context, the present work aimed to evaluate the integrity of aquatic communities. The present study was carried out to: 1- Evaluate the influence of land use and occupation on the water quality index of the Ivinhema river basin (Upper Paraná River, Brazil). 2- Evaluate the influence of local characteristics and land use and occupation on physical-chemical parameters and heavy metals in streams belonging to the Amambai River, Upper Paraná River. 3- Analyze the influence of limnological, physiographic and land use and occupation characteristics on the assembly of benthic macroinvertebrates and ichthyofauna in the Amambai River basin, Upper Paraná River. The water quality index in the Ivinhema river basin varied between 51 and 78 in the dry period and between 38 and 62 in the rainy season, and the percentage of built and agricultural areas were determinant for the decrease in water quality. In the Amambai river it was possible to verify that the physiographic data flow, altitude of the sampled point and type of soil are the ones that best explain the values obtained in the physical parameters and the concentration of heavy metals. Chironomidae and Oligochaeta were the most commonly sampled benthic macroinvertebrate taxa in the Amambai river, and the data still suggest that altitude and temperature are the variables that best explain the occurrence of benthic macroinvertebrates for fish, *Astyanax* sp. and *Hypostomus ancistroides* were more commonly sampled, due to the large occurrence of benthic macroinvertebrate taxa and fishes sampled, the fish assemblage sampled was first influenced by the altitude of the sampling point, flow rate and electrical conductivity of the water followed by the percentage of forest fragments and built-up areas.

CAPÍTULO 1 – CONSIDERAÇÕES GERAIS

1.1 Definições

Água é um bem de domínio público, recurso limitado e dotado de valor econômico (BRASIL, 1997), dos recursos existentes no planeta, a água é um dos mais importantes e preciosos à sobrevivência dos organismos, a falta ou excesso pode definir a ocorrência da vida e definir biomas. A água doce potável é um recurso escasso e finito, fundamental à existência e sobrevivência humana.

Sabe-se que as populações humanas, desde o fim do nomadismo, se estabeleceram próximo a corpos hídricos. Dessa forma, os ecossistemas aquáticos sofrem, desde os primórdios das civilizações humanas, influência direta da ação antrópica (TEJERINA-GARRO et al., 2005; SCHALLER, et al., 2016, TORRES et al., 2016). Como exemplo pode-se citar a exploração intensiva e modificações na forma de uso do solo, poluição e modificações no fluxo (DUDGEOM et al., 2006; LAUDON et al., 2016; NOBREGA, 2016).

Por esse motivo, Ward & Stanford (1989) afirmam que ecossistemas lóticos devem ser estudados e analisados em quatro dimensões: longitudinal, lateral, vertical e temporal, sendo a forma lateral o uso do solo.

1.2 Parâmetros de Qualidade de Água

A gestão de recursos hídricos no Brasil está embasada na lei 9.433 (BRASIL, 1997), que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos. E a classificação de águas doces, salobras e salinas é estabelecida na Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) nº 357 (BRASIL, 2005).

As águas doces são divididas em cinco classes: Especial, 1, 2, 3, 4. Para cada uma são estabelecidos limites e condições de qualidade, e os usos para os quais podem ser destinados, que podem ser observados no Quadro 1.

Quadro 1. Classes de uso da água doce, adaptado de Brasil (2005)

Classes	Usos
Classe Especial	Abastecimento para consumo humano, com desinfecção
	Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas
	Preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral
Classe 1	Abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado

	Proteção de comunidades aquáticas
	Recreação de contato primário, tais como: natação, esqui aquático e mergulho
	Irrigação de hortaliças consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem a remoção de película
	Proteção de comunidades aquáticas em Terras Indígenas
Classe 2	Abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional
	Proteção das comunidades aquáticas
	Recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho
	Irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto
	Aquicultura e atividade de pesca
Classe 3	Abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado
	Irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras
	Pesca amadora
	Recreação de contato secundário
	Dessedentação de animais
Classe 4	Navegação
	Harmonia paisagística

Braga et al. (2005) discorrem que o oxigênio dissolvido é um dos constituintes mais importantes dos recursos hídricos. Embora não seja o único indicador de qualidade das águas é um dos mais utilizados devido ao fato de estar diretamente relacionado ao tipo de organismos que podem sobreviver naquele corpo hídrico. O incremento de oxigênio em ecossistemas aquáticos ocorre através de trocas gasosas, atividades fotossintéticas de plantas. Em zonas de águas limpas, a concentração de oxigênio dissolvido varia durante o dia. Esta variação diurna depende da intensidade das atividades fotossintéticas e das mudanças de temperatura (PINHEIRO & LOCATELLI, 2006).

De acordo com Von Sperling (2005) temperatura é uma medida do nível de agitação entre moléculas, relacionado com o deslocamento da energia cinética de um átomo ou molécula. Elevações da temperatura aumentam a taxa de reações físicas, químicas e biológicas, diminuem a solubilidade de gases, assim como aumentam a taxa de transferência de gases. Conforme Heller & Pádua (2006) temperaturas elevadas podem aumentar o potencial de crescimento de microrganismos em sistemas de distribuição, além de aumentar a sensação de gosto e odor. Desempenha um importante

papel no controle de espécies aquáticas, podendo ser considerada uma das características mais importantes do meio aquático (SILVA et al., 2008).

A turbidez da água deve-se a presença de matéria particulada em suspensão na água tal como matéria orgânica e inorgânica fortemente dividida, fitoplâncton, e outros organismos (HELLER & PÁDUA, 2006). O aumento da turbidez ocorre, normalmente, em períodos de intensa pluviosidade. A Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005) estabelece que o limite de turbidez a um rio Classe 2 é de 100 NTU.

O potencial hidrogeniônico (pH) da água é a medida da atividade de íons hidrogênio e expressa a intensidade de condições ácidas (pH<7,0) ou alcalinas (pH>7,0). Conforme Heller & Pádua (2006) águas naturais tendem a apresentar o pH próximo da neutralidade, devido a capacidade de tamponamento. Entretanto, esses valores podem ser alterados devido às características do solo da região, presença de ácidos húmicos ou atividade fotossintética intensa. De acordo com Esteves (2012) o pH exerce influência sobre os ecossistemas aquáticos naturais podendo afetar a fisiologia de diversas espécies. E pode também ter efeito indireto que pode, em determinadas condições, contribuir para a precipitação de elementos químicos tóxicos como metais pesados, e em outras condições podem exercer efeitos sobre a solubilidade de nutrientes.

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) é um teste empírico utilizado para estimar as necessidades de oxigênio que microrganismos utilizam para a oxidação bioquímica da matéria orgânica. É normalmente considerada como a quantidade de oxigênio consumido durante um determinado período de tempo, em uma temperatura de incubação específica. Um período de tempo de 5 dias em uma temperatura de incubação de 20°C é usado e referido como DBO₅²⁰ (VON SPERLING, 2005). O ideal sugerido pela Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005) é de até 5ml/L de DBO para corpos hídricos de Classe 2. No entanto, em ambientes lânticos, como lagoas, lagos e represas, a concentração de oxigênio dissolvido pode ser menor que 5mg/L sem que represente impacto ambiental, como exemplo pode-se citar o fenômeno de decoada no Pantanal, no qual os corpos hídricos podem chegar a condição de anóxia (CALHEIROS & OLIVEIRA, 2005).

Sólidos dissolvidos são partículas com diâmetro inferior a 3-10µm e que continuam em solução mesmo após a filtração. A existência de sólidos na água pode ocorrer de forma natural por processos erosivos e detritos orgânicos, ou antropogênica como lançamento de lixo e esgoto no corpo hídrico. Lima (2001) pontua que nas águas potáveis a maior parte

da matéria está na forma dissolvida e é constituída principalmente de sais inorgânicos, pequenas quantidades de matéria orgânica e gases dissolvidos. O conteúdo de sólidos totais geralmente varia de 20 a 1000mg/l e o limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005) é de 500mg/l para corpos hídricos de Classe 2.

Nitrogênio é um macro elemento essencial para manutenção da vida, pois é um dos principais constituintes de proteínas e aminoácidos (VON SPERLING, 2005). A incorporação do nitrogênio em corpos hídricos se dá, principalmente, através de trocas gasosas com o ar entre as algas, pela matéria orgânica em decomposição e despejos de adubos e esgotos. O nitrogênio é apontado como o principal responsável pela eutrofização. A eutrofização é o crescimento excessivo das plantas aquáticas, a níveis tais que sejam considerados como causadores de interferências com os usos desejáveis do corpo d'água (MATO, 1996). A Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005) estabelece como valor máximo permitido 2,8 mg/L N para águas doces de Classe 2.

Na maioria das águas continentais, o fósforo é o principal fator limitante da produtividade. Sua presença está associada com a eutrofização das águas. O fósforo funciona como alimento para as algas, que passam a se reproduzir em enorme quantidade, consumindo o oxigênio, vital para a manutenção da vida de outras espécies (CETESB, 2003). A origem natural do fósforo é dissolução de compostos do solo, decomposição da matéria orgânica, e as origens antropogênicas são despejos domésticos e industriais, detergentes, excrementos de animais e fertilizantes (VON SPERLING, 2005). A Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005) estabelece como valor máximo permitido em ambientes intermediários 0,050mg/L P para águas doces de Classe 2.

A *Escherichia coli* (*E. coli*) está inserida na família Enterobacteriaceae. Seu habitat natural é o intestino de organismos endotérmicos, mas também pode ser introduzida nos alimentos através de fontes não fecais (SILVA et al., 2010). A Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005) estabelece como valor máximo permitido para águas doces de Classe 2 1.000/100mL de água.

Segundo Mancuso e Santos (2003) a condutividade elétrica da água é proporcional a concentração de sólidos dissolvidos totais e em muitos casos substitui a análise laboratorial para sua determinação. Esteves (2012) salienta que esta variável é de grande importância, visto que pode fornecer informações tanto sobre o metabolismo do ecossistema aquático, como da produção primária (redução dos valores) e decomposição (aumento dos valores), como sobre outros fenômenos que ocorram na

sua bacia de drenagem. Isso permite identificar os íons mais diretamente responsáveis pelo aumento da condutividade nas águas.

1.3 Índice de Qualidade da Água

A avaliação da qualidade da água através de um índice de qualidade da água tem por objetivo agrupar um grande número de informações em uma forma que possibilite pronta interpretação e reconhecimento das tendências ao longo do tempo e do espaço. Desse modo, os indicadores da variação da qualidade da água são considerados uma aproximação válida das alterações ambientais (BOLLMAN & MARQUES, 2000).

O Índice de qualidade de água (IQA) é um instrumento facilitador da divulgação das informações acerca da qualidade dos corpos hídricos (PORTO et al., 1991). De acordo com Candia (2007) o IQA também pode ser utilizado para verificar a conformidade com a legislação, alocação de fundos, prioridades de uso, comparação de condições ambientais em diferentes locais, avaliar degradação ou melhora na qualidade do corpo hídrico. Os mesmos proporcionam agregar, resumir informações contidas em diversos parâmetros facilitando a interpretação.

O IQA é determinado pelo produto ponderado da qualidade das águas correspondentes aos parâmetros como temperatura da amostra, pH, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio (5 dias, 20°C), coliforme fecal, nitrogênio total, fósforo total, resíduo total e turbidez, sendo a Equação 1 utilizada para esse fim (BRASIL, 2005), o resultado é expresso em um valor de zero a 100 e dividido em cinco categorias qualitativas: Excelente ($90 < IQA \leq 100$), Bom ($70 < IQA \leq 89$), Médio ($50 < IQA \leq 69$), Ruim ($25 < IQA \leq 49$), Péssimo ($00 < IQA \leq 24$).

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (1)$$

onde:

IQA – Índice de qualidade das Águas, um número entre 0 e 100.

q_i – qualidade do i -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva “curva média de variação de qualidade”, em função de sua concentração ou medida.

w_i – peso correspondente do i -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global da qualidade

Conforme Poletto (2003), na interpretação do IQA devem ser levados em consideração fatores importantes como a variação na qualidade das águas em função de fatores meteorológicos e da eventual sazonalidade de lançamentos poluidores e das vazões; e da capacidade de autodepuração dos próprios rios e a diluição dos contaminantes pelo recebimento de melhor qualidade de seus afluentes.

1.4 Elementos traço

Elementos traço ocorrem naturalmente nos ambientes terrestres e aquáticos, de modo geral, em pequenas concentrações, não apresentando concentrações superiores a 1.000 mg/kg (ESTEVEZ, 2011). Elementos traço como manganês, ferro, zinco, magnésio, cobre, cobalto, molibdênio e boro são essenciais aos seres vivos, em pequenas concentrações, e esses micronutrientes tem papel fundamental no funcionamento dos ecossistemas aquáticos (ESTEVEZ, 2011). No entanto, em altas concentrações no meio aquático demonstram alto poder acumulativo na biota (ATLI & CANLI, 2010).

Os metais pesados podem chegar aos ambientes aquáticos, naturalmente, por aporte atmosférico e chuvas, pela liberação e transporte a partir da rocha matriz ou outros compartimentos do solo onde estão naturalmente (SEYLER & BOAVENTURA, 2008), mas também podem chegar aos ecossistemas aquáticos através de efluentes domésticos e industriais, pesticidas utilizados na agricultura e rejeitos de exploração mineral (MOISEENKO & KUDRYAVTSEA 2011).

O cobre é um elemento químico que quando em excesso no organismo humano pode causar vômitos, hipotensão, icterícia, coma e morte (LARSON & WEINCK, 1994). Quando em pequenas quantidades, o cobre é benéfico ao organismo humano, catalisando a assimilação do ferro e seu aproveitamento na síntese da hemoglobina do sangue humano, facilitando a cura de anemias (GUYTON, 1988). Sua ocorrência na crosta terrestre pode ser na forma livre (Cu^+) ou como mineral (sulfeto de cobre ou associado a minerais que contêm ferro) (HEM, 1985). A Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005) estabelece como ideal para corpos hídricos de Classe 2 que a concentração de Cobre não seja superior a 0,009 mg/L Cu.

O ferro ocorre naturalmente em solos, rochas e águas subterrâneas e é encontrado em diversos tipos de rocha. O ferro não é um metal tóxico, no entanto, acarreta problemas para o abastecimento público de água, e seu excesso confere cor e sabor à água, provocando manchas em roupas e utensílios sanitários (GUYTON, 1988).

A Legislação Brasileira, através da Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005) estabelece como limite máximo a concentração de 0,3 mg/L Fe.

O níquel é abundante na crosta terrestre, pode substituir o ferro em minerais de rochas ígneas, ligado à estrutura de silicatos, e tende a ser coprecipitado com óxido de ferro, e especialmente óxidos de manganês (HEM, 1985). A Legislação Brasileira, através da Resolução COMANA nº 357 de 17 de março de 2005, estabelece como limite máximo para emissão de níquel a concentração de 0,025 mg/L Ni.

O zinco é um elemento bastante comum na crosta terrestre, perfaz 0,007% dela e é importante para diferentes processos bioquímicos nos organismos (ODOBASIC, 2012). O excesso de zinco no organismo humano pode causar fisionomia empalidecida, diarreia, anemia (LARSON & WEINCK, 1994). A Legislação Brasileira através da Resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005), estabelece como limite máximo para emissão de zinco em corpos hídricos de Classe 2 a concentração de de 0,18 mg/L Zn.

1.5 Macroinvertebrados Bentônicos

A comunidade bentônica (do grego, *benthos*= profundidade) é composta por zoobentos e fitobentos (ESTEVEZ, 2011). Essa comunidade pode ser formada por artrópodes (Coleoptera, Diptera, Odonata, Lepidoptera, Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera), Mollusca, Annelida, Nematoda e Crustacea (MUGNAI et al., 2010).

A comunidade de macroinvertebrados reflete a grande variação da qualidade da água em riachos, e são excelentes indicadores da saúde dos riachos (ALLAN, 2004). Devido a essas características são amplamente utilizados como ferramenta para análise e monitoramento dos recursos hídricos devido às características fisiológicas como capacidade de reagir rapidamente a diversos estressores (ALMEIDA & TERTULIANO, 2000), serem organismos bioacumuladores (CALLISTO, 2000), e terem tempo rápido de recuperação (ALBA-TERCEDOR, 1996)

No entanto, estudos relacionando o uso e ocupação do solo e esses organismos ainda são incipientes, destacando-se os estudos realizados sobre a comunidade de macroinvertebrados em microbacias urbanas (MOORE & PALMER, 2005, CUFFNEY et al., 2007), influência da vegetação ripária (PALMER et al., 2010, WILKINNS et al., 2015, MEIXLER & BAIN, 2015). Manfrin et al. (2016) propuseram modelos de qualidade de água e ocorrência de macroinvertebrados bentônicos baseados nas formas de uso e ocupação do solo em bacias na região do Mediterrâneo, na Itália, os resultados

obtidos permitiram inferir que variáveis de uso e ocupação da terra influenciam a comunidade de macroinvertebrados bentônicos nas bacias em estudo.

1.6 Peixes

Sobre a ictiofauna é importante salientar que somente para o alto Rio Paraná a riqueza registrada até 2007 é de 360 espécies de peixes (LANGEANI et al., 2007), sendo sua ictiofauna composta principalmente por Siluriformes e Characiformes, que correspondem a aproximadamente 80% das espécies dos ambientes lóticos do Alto Rio Paraná. Ainda no trabalho supramencionado a maior parte das espécies referidas (65%) tem porte pequeno, sendo menor que 21 cm de comprimento; dentre essas, a maioria ocorre apenas em riachos e cabeceiras, áreas que são muito afetadas pela ação antrópicas. Mediante a esse fato percebe-se a importância de estudar como as diferentes formas de uso e ocupação do solo influenciam na estrutura das comunidades aquáticas dos ecossistemas lóticos dessa região, no entanto, esse tipo de estudo ainda é incipiente na região Neotropical, os estudos realizados focam, normalmente em uma atividade e sua influência sobre a ictiofauna, como a influência da urbanização (PAUL & MEYER, 2001; ARAUJO & TEJERINA-GARRO, 2009; FURLAN et al., 2012, CUNICO et al., 2012), influência da agropecuária (FERRERIRA & CASATTI, 2006, CASATTI et al., 2009) e benefícios das zonas ripárias (CETRA & PETRERE JUNIOR, 2006; TERESA & CASATTI, 2010) sobre as assembleias de peixes.

1.7 Problemática

A bacia do rio Paraná, a segunda maior da América do Sul, possui área 2.600.000 km², e percorre a região mais industrializada do Brasil e possui cerca de 310 espécies de peixes (Langeani et al., 2007), e possui áreas com o Índice de Qualidade de Água (IQA) variando entre o péssimo e o ótimo (ANA, 2013).

Embora ainda existam poucos estudos associando as características da paisagem com a qualidade da água em escala de bacias hidrográficas e/ou a distribuição da biota aquática, os trabalhos realizados demonstram claramente a influência de fatores externos sobre as comunidades de peixes como o trabalho de Boet et al. (1999) que analisaram a influência de barragens, canalização do leito do rio e urbanização sobre a comunidade de peixes no rio Sena, Kennen et al. (2005) que verificaram os efeitos da urbanização sobre a estrutura da assembleia de peixes em rios na região metropolitana da Carolina do Norte, Silva et al. (2010b) que analisaram as intervenções antrópicas

sobre a variabilidade espacial de parâmetros de qualidade de água na bacia do São Francisco, Urban (2008) caracterizou a bacia do rio Camboriú através de parâmetros físicos, químicos e biológicos, verificando a influência do uso do solo sobre esses parâmetros, Cunico et al. (2006) relacionaram avaliaram padrões espaciais na composição, estrutura, distribuição e riqueza da ictiofauna em três córregos urbanos da cidade de Maringá, PR. Enquanto Furlan et al. (2012) investigaram a qualidade da água, características de habitat e ictiofauna no rio Grande, SP.

Para o estado de Mato Grosso do Sul, na bacia do Alto Rio Paraná, o número de trabalhos é ainda menor, a maioria dos trabalhos realizados foca na relação entre características de dados hidrológicos e a ictiofauna (SÚAREZ et al., 2007; SÚAREZ & LIMA-JÚNIOR, 2009; SÚAREZ et al., 2011). Dentre os estudos que relacionam ocorrência da ictiofauna e uso e ocupação do solo destacam-se os trabalhos realizados por Felipe & Suárez (2010) e Lemke & Suárez (2013) que estudaram a influência da urbanização sobre a comunidade de peixes em riachos da cidade de Dourados, MS, e analisaram a influência do uso e ocupação do solo sobre a comunidade de peixes na bacia do Rio Ivinhema, Alto Rio Paraná, respectivamente, enquanto Rocha et al. (2015) analisaram a qualidade da água da microbacia do córrego Água Boa através de parâmetros físico químicos e microbiológicos.

Na bacia do rio Amambai, os estudos sobre peixes se restringem a alimentação e reprodução de peixes (SANTOS, et al., 2006; MONACO et al., 2014), efeitos mutagênicos sobre a comunidade de peixes (VIANA et al., 2017a; VIANA et al., 2017b) e diversidade de parasitos em peixes do rio Amambai (PEREIRA et al., 2018).

Dessa forma, considerando o crescimento da agricultura e pecuária na bacia, e a expansão das áreas de cultivo da cana de açúcar, o presente projeto surge como forma de auxiliar na compreensão de como a substituição da vegetação nativa por monoculturas afeta as comunidades aquáticas, qualidade da água e influencia na entrada de metais pesados nas águas das bacias dos rios Amambai e Ivinhema, fornecendo subsídios para o uso sustentável dos recursos naturais.

1.8 Referências Bibliográficas

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Programa Nacional de Avaliação da Qualidade das Águas**. 2013. Disponível em: <<http://mapas.ana.gov.br/pnqa/>> Acesso em: 10 out. 2013.

ALBA-TERCEDOR, J. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. **IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA)**, Almería, v. 2, p. 203-13. 1996.

ALLAN J.D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v.35, p.257–284, 2004.

ALMEIDA, J. R.; TERTULIANO, M. F. Diagnóstico dos sistemas ambientais: métodos e indicadores. In. CUNHA, S. B. da; GUERRA, A. J. T., **Avaliação e perícia ambiental**. Ed. Bertrand do Brasil. Rio de Janeiro, cap.3, p.115-171, 2000.

ARAÚJO, N.B.; TEJERINA-GARRO, FL. Influence of environmental variables and anthropogenic perturbations on stream fish assemblages, Upper Paraná River, Central Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v.7, n.1, p.31-38, 2009.

ATLI, G.; CANLI, M. Response of antioxidant system of freshwater fish *Oreochromis niloticus* to acute and chronic metal (Cd, Cu, Cr, Zn, Fe) exposures. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.73, p.1884-1889, 2010.

BATALHA, B. L.; PARLATORE, A. C. **Controle da Qualidade da Água para o consumo Humano: Bases conceituais e operacionais**. São Paulo: CETESB, 1977. 198p.

BOET, P.; BELLIARD, J.; THOMAS, R. B.; THALES, E. Multiple human impacts by the City of Paris on fish communities in the Seine river basin, France. **Hydrobiologia**, v. 410, p. 59–68, 1999.

BOLLMAN, H.A.; MARQUES, D.M. Bases para a Estruturação de Indicadores de Qualidade de Águas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.5, n.1, p.37-60, 2000.

BRAGA, B., HESPANHOL, I., CONEJO, J.G.L., MIERZWA, J.C., BARROS, M.T.L., SPENCER, M., PORTO, M., NUCCI, N., JULIANO, N., EIGER, S. **Introdução à Engenharia Ambiental – o desafio do desenvolvimento sustentável**. 2.ed., Pearson, 2005. 318p.

BRASIL, 1997. **Lei 9433**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Publicado no Diário Oficial da União em 9 de janeiro de 1997.

BRASIL, CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE, **Resolução nº 357** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Publicado no Diário Oficial da União em 17 de março de 2005.

CALHEIROS, D.F.; OLIVEIRA, M.D. **Ocorrência do fenômeno “decoada” no Pantanal**. Corumbá, MS. 2005. Disponível em < <https://www.embrapa.br/pantanal/busca-de-publicacoes/-/publicacao/812850/ocorrencia-do-fenomeno-natural-dequada-no-pantanal> > Acesso em março de 2013.

CAMPOS, K. B. G; RAMIRES, I.; PAULA, S. M. Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos de quatro córregos na região de Caarapó-MS. **Revista de Ciências Ambientais**, v.5, n.2, p. 77-92, 2011.

CANDIA, C.I., **A construção de um indicador de qualidade de água para gestão de bacia hidrográfica usando análise fatorial**. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) UFMS, 2007.

CASATTI, L., FERREIRA, C.P. and 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, n.1, p.273-283, 2009.

CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL, **Coleta e Preservação de Amostras de Água. Setor de Transferência de Conhecimento Ambiental**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 2003. 53p.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo. **Evolução das Concentrações de Chumbo na Atmosfera da Região Metropolitana de São Paulo**. 2009. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/ar/qualidade-do-ar/31-publicacoes-e-relatorios>>. Acesso em dezembro de 2016.

CETRA, M.; PETRERE JUNIOR, M. Fish-Assemblage Structure of the Corumbatai River basin, São Paulo State, Brazil: characterization and anthropogenic disturbances. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 2A, p. 431-439, 2006.

CUFFNEY T.E., BILGER M.D., HAIGLER A.M. Ambiguous taxa: efforts on the characterization and interpretation of macroinvertebrate assemblages. **Journal of the North American Benthological Society**, v.26, p.286–307, 2007.

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.

CUNICO, A.M.; FERREIRA, E.A.; AGOSTINHO, A.A.; MEAUMORD, A.C.; FERNANDES, R. The effects of local and regional environmental factors on the structure of fish assemblages in the Pirapó Basil, Southern Brazil. **Landscape and Urban Planning**, v.105, n.3, p.336-344, 2012.

DUDGEON, D., A. H. ARTHINGTON, M.O., GESSNER, Z.-I. KAWABATA, D.J., KNOWLER, C., LÉVEQUE, R.J., NAIMAN, A.H., PRIEUR-RICHARD, D., SOTO, M.L.J., STIASSNY, SULLIVAN, C. A. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. **Biological Reviews**, v.81, p.163–182, 2006.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro-RJ: Interciência. 2011. 826 p.

FELIPE, T.R.A.; SÚAREZ, Y.R. Influência dos fatores ambientais nas comunidades de peixes de riachos em duas microbacias urbanas, Alto Rio Paraná. **Biota Neotrop.**, v.10, n.2, 2010.

FERREIRA, CP.; CASATTI, L. Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma microbacia de pastagem, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, n. 3, p. 642-651, 2006.

FURLAN, N.; ESTEVES, K.E.; QUINÁGLIA, G.A. Environmental factors associated with fish distribution in an urban neotropical river (Upper Tietê River Basin, São Paulo, Brazil). **Environmental Biology of Fishes**, v. 96, n. 1, p.77-92, 2012.

GUYTON, A.C., **Fisiologia Humana**, 6. Ed., Rio de Janeiro-RJ: Guanabara Koogan, 1988. 564p.

HELLER, L., PÁDUA, V.L., **Abastecimento de água para consumo humano**. 1.ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2006. 859p.

HEM, J. D. **Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water**. 3rd ed. Alexandria, VA: U.S. Geological Survey, 1985. <<https://pubs.usgs.gov/wsp/wsp2254/pdf/wsp2254a.pdf>> Acesso em dezembro de 2017.

KENNEN, J. G.; CHANG, M.; TRACY, B.H. Effects of Landscape Change on Fish Assemblage Structure in a Rapidly Growing Metropolitan Area in North Carolina, USA. **American Fisheries Society Symposium**, v. 47, p. 39–52, 2005.

KLEEREKOPER, H. **Introdução ao estudo da Limnologia**. Ed. da Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS, 1990. 182p

LANGANI, F.; CASTRO, R. M. C.; OYAKAWA, O. T.; SHIBATA, 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. 1-17, 2007.

LARSON, K. A.; WEINCEK, J. M., Mercury removal from aqueous streams utilizing micro emulsion liquid membranes. **Environmental Progress**, v.11, n.2, p.456-464, 1994.

LAUDON, H.; KUGLEROVA, L.; SPONSELLER, R.A., FUTTER, M., NORDIN, A., BISHOP, K., LUNDMARK, T., EGNELL, G., AGREN, A.M. The role of biogeochemical hotspots, landscape heterogeneity, and hydrological connectivity for minimizing forestry effects on water quality. **Ambio**, v.45, n.2, p.152–S162, 2006.

LEMKE, A.P. SUAREZ, Y.R. Influence of local and landscape characteristics on the distribution and diversity of fish assemblages of streams in the Ivinhema River basin, Upper Paraná River. **Acta Limnologica Brasiliensia**, vol.25, n.4, pp.451-462, 2013.

LIMA, E. B. N. R. **Modelação Integrada para Gestão da Qualidade da Água na Bacia do Rio Cuiabá**. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil) Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2001. 184p.

MANCUSO, P.C.S., SANTOS, H.F., **Reúso de Água**. 1 ed. São Paulo: Editora MANOLE, 2003.

MANFRIN, A., BOMBI, P., TRACERSETTI, L., LARSEN, S., SCALICI, M. A landscape-based predictive approach for running water quality assessment: A Mediterranean case study. **Journal for Nature Conservation**, v.30, p.27–31, 2016.

MATO, A.P. **Determinação de nitratos, nitritos e prováveis fontes de contaminação em águas**. 1996. Dissertação (Mestrado em Saneamento Ambiental) – Universidade Mackenzie, São Paulo, 1996.

MEIXLER, M.S., BAIN, M.B., Modeling Aquatic Macroinvertebrate Richness Using Landscape Attributes. Internecional. **Journal of Ecology**, v. 2015, 2015.

MOISEENKO, T.I.; KUDRYAVTSEA, L.P. Trace metal accumulation and fish pathologies in areas affected by mining and metallurgical enterprises in the Kola region, Russia. **Environmental Pollution**, v.114, p.285-297, 2011.

MONACO, I. A.; SUAREZ, Y.R.; LIMA JUNIOR, S.E. Influence of environmental integrity on feeding, condition and reproduction of *Phalloceros harpagos* Lucinda, 2008 in the Tarumã stream micro-basin. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 36, p. 181-188, 2014.

MOORE A.A., PALMER M.A., Invertebrate biodiversity in agricultural and urban headwater streams: implications for conservation and management. **Ecological Applications**, v.15, p.1169–1177, 2005.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J.L.; FERNANDES, D. **Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro-RJ: Technical Books. 2010. 176p.

NOBREGA, R.S., A hydrological modeling study of the impact of land use/land cover and climate change on runoff in a watershed in the western Brazilian Amazonia. **Revista Geama**, v.5, n.1, 2016.

ODOBASIC, A. Determination and speciation of trace heavy metals in natural water by DPASV. In: VOUDOURIS, K.; VOUTSA, D. **Water quality monitoring and assessment**. Croacia: InTech, 2012. p. 429-456.

PALMER M.A., MENNINGER H.L., BERNHARDT E., River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? **Freshwater Biology**, v.55, p.205–222, 2010.

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

PEREIRA, E.S.; MAUAD, J.R.C.; TAKEMOTO, R.M.; LIMA-JUNIOR, S.E. Fish parasite diversity in the Amambai river, State Mato Grosso do Sul, Brazil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences** (online), v. 40, p. 1-7, 2018.

PINHEIRO, A.; LOCATELLI, N. D. Evoluções espaciais e temporais da qualidade das águas dos mananciais superficiais da bacia do Itajaí. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.11, n.3, p.71-77, 2006.

POLETO, C., **Monitoramento e avaliação da qualidade da água de uma microbacia hidrográfica no município de Ilha Solteira - SP**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) Universidade Estadual Paulista. Ilha Solteira, 2003. 161p.

PORTO, R. L. L. (Organizador) et al. **Hidrologia Ambiental**. São Paulo: ABRH,1991. 410p.

ROCHA, M.P., DOURADO, P.L.R., RAPOSO JUNIOR, J.L. and GRISOLIA, A.B., OLIVEIRA, K.M.P. The influence of industrial and agricultural waste on water quality in the Água Boa stream (Dourados, Mato Grosso do Sul, Brazil). **Environmental Monitoring and Assessment**, v.187, p.4475-4479, 2015.

SANTOS, S.L.; VIANA, L.F., LIMA JUNIOR, S.E. Fator de condição e aspectos reprodutivos de fêmeas de *Pimelodella* cf. *gracilis* (Osteichthyes, Siluriformes, Pimelodidae) no rio Amambai Estado de Mato Grosso do Sul. **Acta Scientiarum**. v. 28, n. 2, p. 129-134, 2006.

SCHALLER, N. et al. Human influence on Climate in the 2014 Southern England winter floods and their impacts, **Nature Climate Change**, v.6, n.6, p.627-34, 2016.

SEYLER, P. T.; BOAVENTURA, G. R.. Distribution and partition of trace metals in the Amazon basin. **Hydrological Processes**, v. 17, p. 1345–1361, 2003.

SILVA, A.E.P., ANGELIS, C.F., MACHADO, L.A.T., WAICHAMAN, A.V. Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus. **Acta Amazonica**, v. 38, n.4, p. 733–742, 2008.

SILVA, D. F.; GALVÍNCIO, J. D.; ALMEIDA, H. R. R. C. Variabilidade da qualidade de água na bacia hidrográfica do rio São Francisco e atividades antrópicas relacionadas. **Qualit@s Revista Eletrônica**, v. 9, n. 3, 2010b.

SILVA, N., JUNQUEIRA, V.C.A., SILVEIRA, N.F.A., TANIWAKI, M.H., SANTOS, R.F.S., GOMES, R.A.R., **Manual de métodos de análise microbiológica de alimentos e água**. 4 ed. São Paulo: Livraria Varela, 2010. 632p.

SILVA, N.; JUNQUEIRA, V.C.A.; SILVEIRA, N.F.A.; TINIWAKI, M.H.; SANTOS, R.F.S.; GOMES, R.A.R. **Manual de métodos de análise microbiológica de alimentos e água**. 4. Ed., São Paulo-SP: Livraria Varela, 2010, 632p.

SOUZA, R.A., **Avaliação de metais em águas na sub-bacia hidrográfica do rio Ivinhema, Mato Grosso do Sul**. 2007. 84p. Dissertação (Mestrado em Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2007.

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 JÚNIOR, 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. 177-188, 2011.

SÚAREZ, Y.R., VALERIO, S.B., TONDATO, K.K., XIMENES, L.Q.L., FELIPE, T.R.A. Determinantes ambientais da ocorrência de 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, 2007

SUAREZ, Y.R.; LIMA-JUNIOR, S.E. Variação espacial e temporal nas assembleias de peixes de riachos na bacia do rio Guiraí, Alto Rio Paraná. **Biota Neotropica.**, v.9, n.1, 2009 .

TEJERINA-GARRO, FL.; MALDONADO, M.; IBÁÑEZ, C.; PONT, D.; ROSET, N. OBERDOFF, T. Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.48, n.1, p.91–108, 2005.

TERESA, FB.; 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.

TORRES, I.C., LEMOS, R.S., MAGALHÃES JUNIOR, A.P. Influence of the Rio Taquaraçu in the water quality of the Rio das Velhas: subsidies for reflections of the case of water shortage in Belo Horizonte metropolitan region – MG, Brazil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.21, n.2, 2016.

URBAN, S. R. **Uso do solo na bacia hidrográfica do rio Camboriú (SC) e sua influência sobre qualidade da água.** 2008. 100 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade do Vale do Itajaí, Itajaí, 2008.

VIANA, L.F.; SUAREZ, Y.R.; CARDOSO, C.A.L.; SOLORZANO, J.C.J.; CRISPIM, B.A.; GRISOLIA, A.B.; LIMA-JUNIOR, S.E. Erythrocyte nuclear abnormalities in *Astyanax lacustris* in response to landscape characteristics in two neotropical streams. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 2017, p. 1-8, 2017a.

VIANA, L.F.; SUAREZ, Y.R.; CARDOSO, C.A.L.; CRISPIM, B.A.; GRISOLIA, A.B.; LIMA-JUNIOR, S.E. Mutagenic and genotoxic effects and metal contaminations in fish of the Amambai River, Upper Paraná River, Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 1-9, 2017b.

VON SPERLING, M., **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Vol.1, 3.ed., Belo Horizonte: Editora UFMG, 2005. 452p.

WARD, J.V.; STANFORD, J.A. Riverine ecosystems: the influence of man on catchment dynamics and fish ecology. **Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences**, v.106, p.56-64, 1989.

WILKINS P.M., CAO, Y., HESKE, E.J., LEVENGOOD, J.M., Influence of a forest preserve on aquatic macroinvertebrates, habitat quality, and water quality in an urban stream. **Urban Ecosystem**, v.18, n.3, p.989–1006, 2015.

CAPÍTULO 2 - INFLUENCE OF LAND USE ON THE WATER QUALITY INDEX (WQI) IN A NEOTROPICAL RIVER BASIN*

Influência do uso e ocupação do solo no Índice de Qualidade da Água em uma bacia Neotropical

*Artigo submetido à Acta Limnologica Brasiliensia

Ana Paula Lemke^{1,2} Yzel Rondon Suárez²

1 Programa de Pós Graduação em Recursos Naturais

2 Centro de Estudos em Recursos Naturais, CERNA, Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul. Rodovia Dourados – Itahum, km12- Cidade Universitária de Dourados - Caixa postal 351 - CEP: 79804-970

Abstract

Aim: This study evaluated the influence of land use on the Water Quality Index (WQI) of the Ivinhema River Basin (Upper Paraná River Basin, Brazil). **Methods:** Samples were obtained from thirty-four sampling sites during the rainy and dry periods of 2012. **Results:** The results demonstrate that WQI values found in the Ivinhema River Basin varied between 51 and 78 (mean= 68.00 \pm sd= 9.39) in the dry period, and between 38 and 62 in the rainy period (mean = 55.05 \pm sd = 9.39), ranged from medium to good in both hydrological periods. However, higher values of WQI were found during the dry period ($t=8.03$; $p<0.001$). The main determinants of variation in WQI were total phosphorus, total nitrogen and turbidity, all having higher values during the rainy period. In relation to the buffers analyzed, the main form of land use in the Ivinhema River Basin is agriculture, which accounted for 73.4% of the area, followed by forest fragments (20.1%), wetlands (4.9%) and area with buildings (1.6%). The percentage of area with buildings and agriculture were the main determinants of lower WQI. This result is corroborated by a Kriging map, which shows that areas near cities have the lowest WQI values in the Ivinhema River Basin. **Conclusions:** Existing variation in water quality in the Ivinhema River Basin is influenced by differences in rainfall regime over time, and by different types of land use/land cover in the area under study. According to the WQI estimates, the water is classified as Fair to Good. The temporal variation in rainfall influences WQI values by increased nutrient input during the rainy

season. The increase of area with agricultural activities and the percentage of area with buildings reduce WQI values.

Keywords: Environmental integrity, Geo-Statistics, Water resources

Resumo

Objetivo: Esse estudo avaliou a influência do uso e ocupação da terra sobre o índice de qualidade da água da bacia do rio Ivinhema (Alto Rio Paraná, Brasil). **Métodos:** As coletas foram realizadas em 34 pontos amostrais durante os períodos chuvoso e seco de 2012. **Resultados:** Os resultados demonstram que os valores do IQA na bacia do Rio Ivinhema variaram entre 51 e 78 (média=68,00±dp= 9,39) no período seco, e entre 38 e 62 no período chuvoso (média= 55,05 ± dp = 9,39), variando entre regular e boa em ambos os períodos. No entanto, maiores valores de IQA foram mensurados durante o período seco ($t=8,03$; $p<0,001$). As variáveis determinantes para a variação do IQA foram fósforo total, nitrogênio total e turbidez, onde todos os maiores valores foram registrados no período chuvoso. Em relação aos buffers analisados, a forma de uso da terra mais intensa na bacia do rio Ivinhema foi a agricultura com 73,4% das áreas analisadas, seguida dos fragmentos florestais (20,1%), áreas úmidas (4,9%) e áreas edificadas (1,6%). A porcentagem de áreas edificadas e agropecuária foram determinantes para decréscimo na qualidade da água. Resultado corroborado pelo mapa de Krigagem, que mostra menores valores de IQA próximo à áreas urbanas na bacia do rio Ivinhema. **Conclusões:** Existe variação na qualidade da água da bacia do rio Ivinhema que é influenciada pelo regime de chuvas e pelos diferentes tipos de uso e ocupação da terra da área em estudo. De acordo com a estimativa do IQA, qualidade da água pode ser classificada como Regular a Boa. A variação temporal no IQA foi influenciada pela entrada de nutrientes no corpo hídrico no período chuvoso. O incremento das áreas de agropecuária e a porcentagem de áreas edificadas tem correlação negativa com o IQA.

Palavras-chave: Integridade ambiental, Geo-estatística, Recursos Hídricos

2.1. Introduction

Water quality of an aquatic ecosystem can be influenced by natural or anthropogenic factors, or by the interaction between them. For example, among natural factors is rainfall (Silva et al., 2008), and among human activities is agriculture, which

uses large amounts of water and is a diffuse source of pollutants (Zhao et al., 2015). Another human activity that impacts water quality is urbanization, which is responsible for increased permeability and the discharge of effluents (Souza & Gastaldini, 2014). Deforestation and urbanization alter the hydrological cycle by reducing infiltration rate and increasing runoff, which contributes to erosion and favors the eutrophication of water bodies (Kaushal & Belt, 2012).

Different forms of land use can impact water bodies. The diagnosis of land use and occupation is an important planning tool for watershed management, and so it is important to quantify the influence of human activities developed in a river basin (Queiroz et al., 2010).

Monitoring water quality is an essential task, and the Water Quality Index (WQI) is a simple tool to test it using a variety of parameters. Developed by the National Sanitation Foundation (NSF) in 1970, the WQI was based on a survey that determined the nine most important parameters driving overall water quality (Lumb et al., 2011). Therefore, WQI can be used to summarize the different parameters of water quality, check their concentrations, compare them with standards set by law, determine priorities and check the environmental conditions of different sites to assess degradation or improvement of water quality (Lumb et al., 2011; Oliveira et al., 2014).

There are very few studies on water quality of hydrographic basins in the Neotropical Region. In Brazil, one can highlight several studies done in the following regions: North (Bernardi et al., 2009), South (Ternus et al., 2011), Northeast (Aguiar Neto et al., 2013; Rocha et al., 2015), Southeast (Coletti et al., 2010; Freire & Castro, 2014) and Center-West (Bonnet et al., 2008; Machado et al., 2009). In the Ivinhema River Basin, Campos et al. (2011) documented the influence of land use on two streams, while Rocha et al. (2015) evaluated the water quality of a stream by analyzing its physical-chemical, chemical, and microbiological parameters.

Considering the importance of understanding the characteristics of any river basin, this study aimed to understand the influence of land use on water quality (WQI) in the Ivinhema River Basin, located in the Upper Paraná River Basin.

2.2. Material and Methods

Study Area

Water samples were obtained from the streams on Ivinhema River of the Upper Paraná River Basin in south-central Mato Grosso do Sul State. The Ivinhema River Basin has an area of 44,967km², and occupies about 12.5% of the state (Mato Grosso do Sul, 2006). It is situated between geographical coordinates 21° 00'S to 23° 30'S and 52° 30'W to 56° 00'W, and covers, totally or partially, 25 municipalities whose economy is based mainly on agriculture.

According to Mato Grosso do Sul (2006), annual rainfall ranges from 1,500mm to 1,700mm, reaching up to 2,000mm in some years. The average annual temperature ranges 20-22°C, with average winter (dry season) temperatures ranging 15-19°C and the average summer (rainy season) temperature ranging 23-26°C (Mato Grosso do Sul, 2006).

Thirty-four sites distributed along the Ivinhema River Basin were selected for sampling based on ease of access by land, type of land use and position in the basin (Fig. 1).

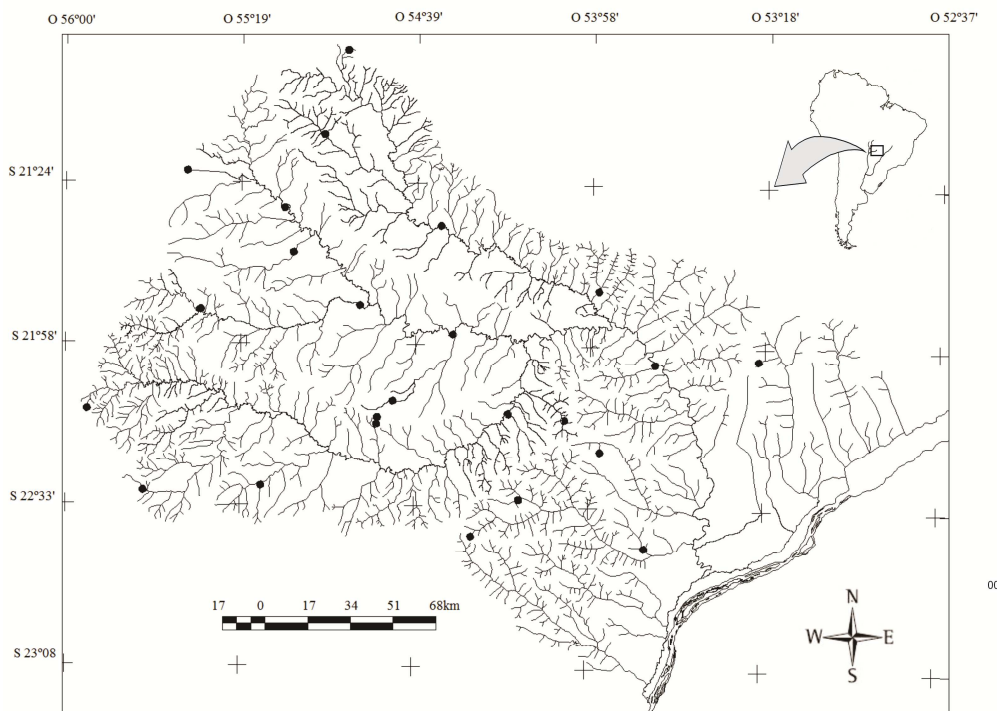


Figure 1. Sampling sites in the Ivinhema River Basin, Upper Paraná River Basin, during the rainy and dry periods of 2012.

Water analysis

Water samples were taken during both the rainy (March-April) and dry (August-September) periods of 2012, from just below the water surface with the use of flasks

suitable for each type of parameter being measured. Samples were transported to the laboratory in a cooler with ice, as suggested by the Brazilian Regulatory Standard (NBR) 9898 (ABNT, 1987).

Dissolved oxygen, pH, turbidity and water temperature were measured *in situ* with a multi-probe (Hanna Instruments HI93703). Total phosphorus and total nitrogen were analyzed by colorimetric methods, as proposed by Murphy & Riley (1962) and Valderrama (1981), respectively. The Biochemical Oxygen Demand (BOD₅) was determined by Winkler's iodometric method described in NBR 10559 (ABNT, 1988). *Escherichia coli* was counted according to Hunt & Rice (2005), and total dissolved solids was determined according to NBR 10664 (ABNT, 1989).

The parameters selected for the WQI were those recommended by CETESB (2011): pH, dissolved oxygen (DO), temperature, turbidity, biochemical oxygen demand (BOD), total nitrogen, total phosphorus, total solids and thermotolerant coliform.

According to Bollmann & Marques (2000), the WQI is calculated from its corresponding relative weight and by variation curves synthesized on a set of average curves for each parameter. The result is expressed by a value between 0 and 100, and is divided in 5 qualitative categories: Excellent ($90 < \text{WQI} \leq 100$), Good ($70 < \text{WQI} \leq 89$), Medium ($50 < \text{WQI} \leq 69$), Bad ($25 < \text{WQI} \leq 49$), Very bad ($00 < \text{WQI} \leq 24$).

Land use

For land use characterization, Landsat 5 TM images (dated April 2010) were used, and were processed by the Georeferenced Information Processing System (SPRING) (INPE, 2013), developed by the Brazilian National Institute for Space Research (INPE). Buffers surrounding sampling points with radii of one, five and ten km were generated, and the main types of land use they contained was identified: agriculture, area with buildings, forest fragments and wetlands.

A supervised classification of land use was made using the Bhattacharya algorithm (Moreira, 2005). In order to use this classifier, areas with known land use are selected and the algorithm recognizes similar areas based on the spectral properties of the target.

Data analysis

A paired t-test was used to test for significant differences in mean WQI values between the periods. This analysis measures the mean differences of concentrations and the respective standard deviation of these differences (Zar, 1999). A multivariate analysis of variance (MANOVA) was employed to investigate the influence of the variables analyzed on the estimated WQI value for the dry and rainy periods (Hair et al., 2006).

Two regression trees were constructed to quantify the influence of land use on the WQI in the rainy and dry periods. Here the WQI value was used as the response variable and the forms of land use were considered as explanatory variables. According to De'ath & Fabricius (2000), a regression tree is a method of variance partitioning in which the observations are split sequentially into increasingly homogeneous groups according to the explanatory variables provided.

To check the spatial behavior of the data, the WQI values were used to produce Kriging maps. Kriging interpolates the data and estimates moving averages for the variables presented, which are distributed in space from adjacent values considered interdependent by a function called Variogram (Lourenço & Landim, 2005).

2.3. Results

The results of measurements of the physical, chemical and microbiological parameters in the dry and rainy periods are listed in Table 1. During the sampling period, the pH averaged 6.8 (\pm sd= 0.48), dissolved oxygen 5.46 mg L⁻¹ (\pm sd= 2.16), and turbidity 46.1 NTU. (\pm sd= 93.22). The average BOD was 2.59 mg L⁻¹ (\pm sd= 0.75), the average temperature 22°C (\pm sd= 2.43), and the average value for *Escherichia coli* 122.9 MPN (\pm sd= 425.81). The average total nitrogen was 12.1 mg L⁻¹ (\pm sd= 17.22), total phosphorus averaged 26.14 mg L⁻¹ (\pm sd= 29.23) and the average for total dissolved solids was 45.1 mg L⁻¹ (\pm sd= 47.98).

WQI values found in the Ivinhema River Basin varied from 51 to 78 (mean= 68.00 \pm sd= 9.39) in the dry period, and from 38 to 62 in the rainy period (mean = 55.05 \pm sd = 9.39) (Fig. 2). These results indicate that during the rainy period the water quality was Fair for eight sites, and Good for 26 sites; in the dry period all the sampling sites had water quality classified as Good.

Table 1. Values of physical, chemical and microbiological parameters measured in the Ivinhema River Basin, Upper Paraná River. Dissolved oxygen (DO), BOD, total

nitrogen (TN), total phosphorus (TP) and total dissolved solids (TDS) in mg.L, and turbidity (NTU), temperature (°C) and *Escherichia coli* (MPN).

	Rainy season		Dry season	
	Minimum	Maximum	Minimum	Maximum
pH	5.71	7.33	5.51	7.71
DO	0.8	8.4	0.8	12.0
Turbidity	0	728	0	148
Temperature	14.4	25.3	15.8	25.1
BOD	1	4.8	1.1	3.8
<i>E. coli</i>	3	2400	3	2400
TN	8.28	86.63	0.14	9.71
TP	10.63	101.42	0.42	9.71
TDS	1	328	10	208

According to the paired t-test, the water quality of the dry season is significantly higher than that of the wet season ($t=8.03$, $p < 0.001$). The results of the multivariate analysis of variance confirmed the t-test by finding differences in physical and chemical parameters between the dry and rainy periods (Wilk's lambda = 0.202, $F = 25.422$, $p < 0.001$). The variables that differed the most were total phosphorus, total nitrogen and turbidity (Fig.3).

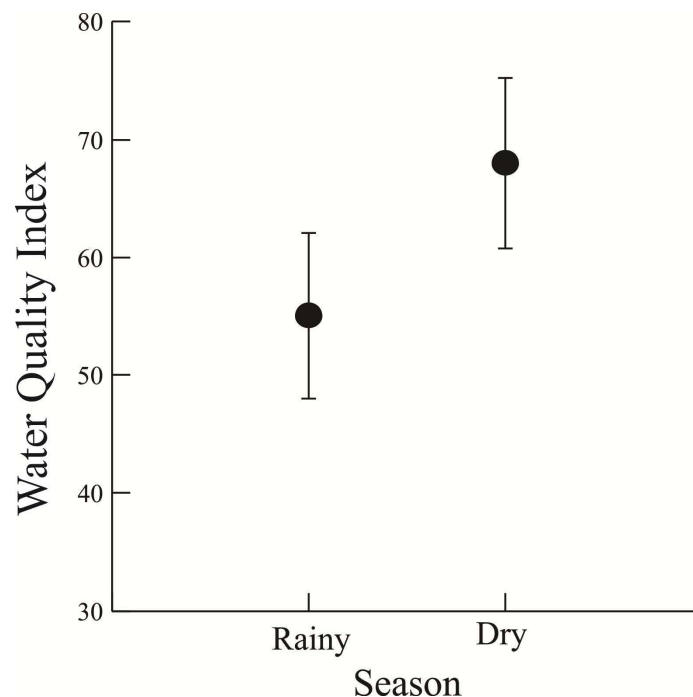


Figure 2. Means and standard deviations for the Water Quality Index (WQI) in the rainy and dry periods in the Ivinhema River Basin, Upper Paraná River, in 2012.

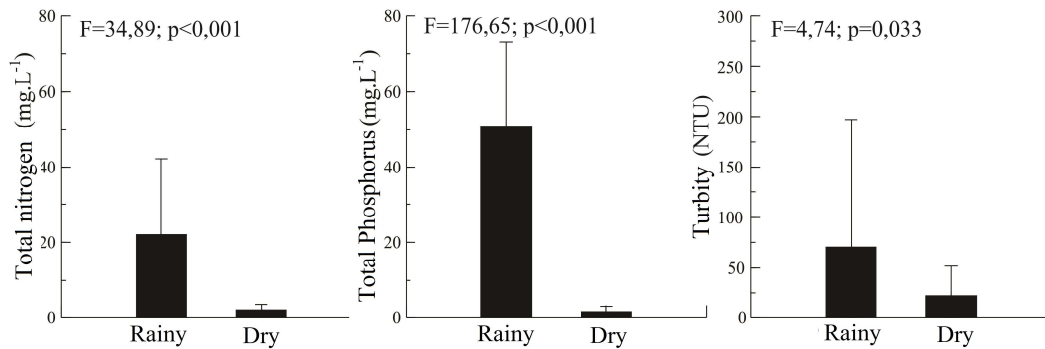


Figure 3. Temporal variation in the concentration of total nitrogen and total phosphorus, and in turbidity (mean \pm standard deviation) the water of the Ivinhema River Basin, 2012.

In relation to the buffers analyzed, the main form of land use in the Ivinhema River Basin is agriculture, which accounted for 73.4% of the area, followed by forest fragments (20.1%), wetlands (4.9%) and area with buildings (1.6%).

The results for the regression tree for the rainy period showed that 41.7% of the variation in WQI is explained by the variables selected, and suggests that the percentage area with buildings is the most important factor altering the quality of water, followed by the percentage of wetlands (Fig. 4a). In turn, the results for the dry period showed that 44.6% of the variation in WQI is explained by the variables and the percentage of area with buildings and agriculture are the main determinants of water quality variation (Fig. 4b). Maps generated by Kriging showed that water quality is lower near cities in both rainy and dry periods (Fig. 5).

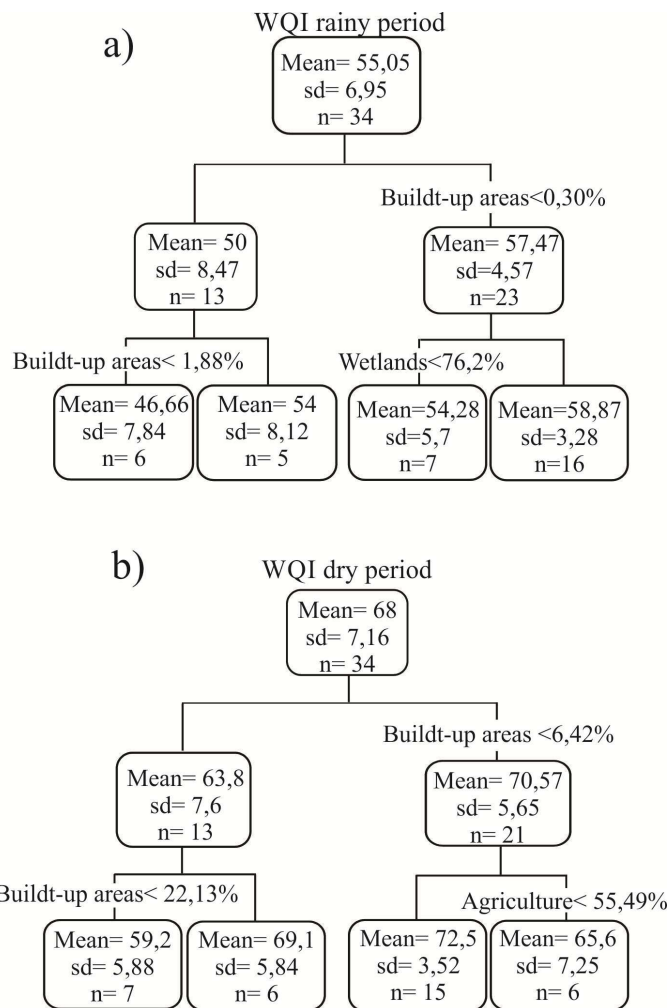


Figure 4. Regression tree for WQI in the Ivinhema River Basin during the rainy (a) and dry (b) periods of 2012.

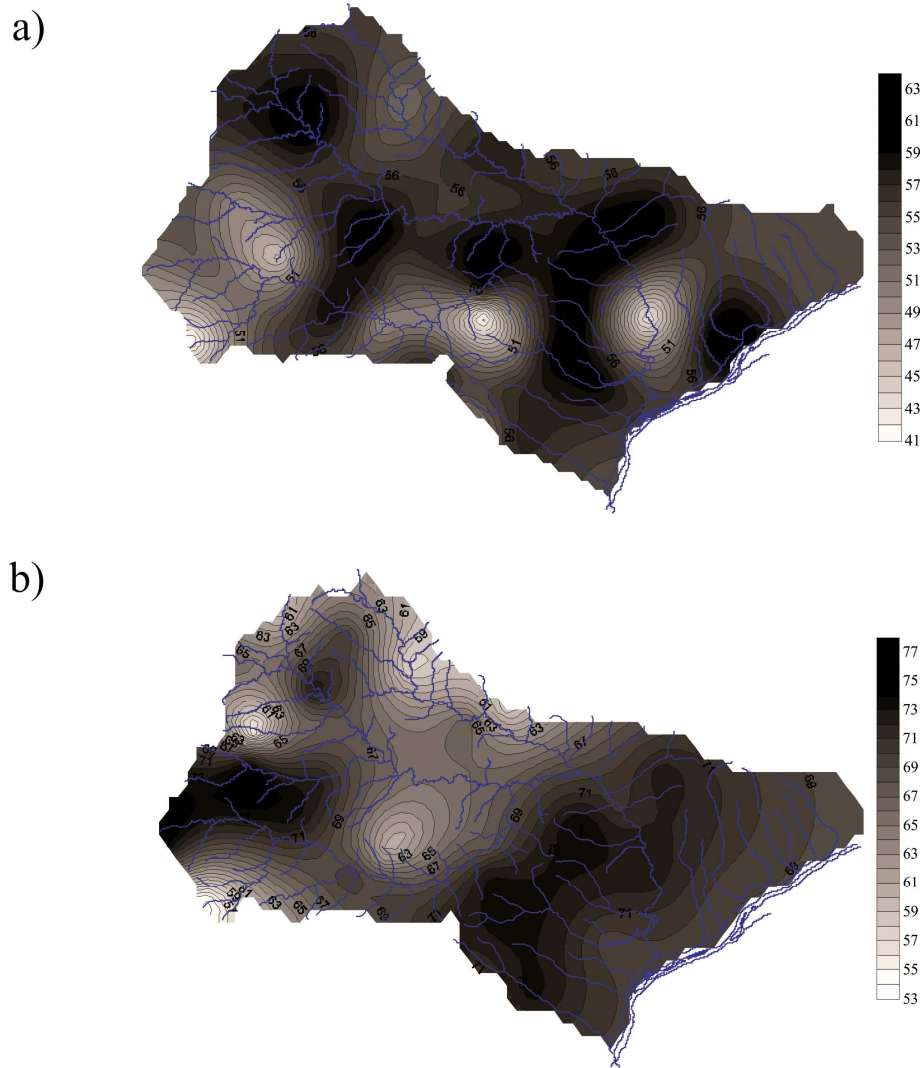


Figure 5. Kriging maps prepared with estimated WQI values for the Ivinhema River Basin, Upper Paraná River. 5a) Kriging during the rainy period; 5b) Kriging during the dry period.

2.4. Discussion

The WQI of the Ivinhema River Basin and its sub-basins were monitored over several years and ranged between 47 and 85 (Mato Grosso do Sul, 2009, 2012), indicating that the water quality of the basin is classified as Medium to Good, although local differences can be found in the basin and the results show that the water quality is lower during the rainy season.

Population growth and disorganized land use and occupation can limit the conditions necessary for the availability of water for multiple uses (Vialle et al., 2011). There is no overview of the trends for water quality in Brazilian river basins, and so

there is a need for constant monitoring of the influence of land use and rainfall on water quality.

This finding highlights the influence of variation in rainfall throughout the year on the WQI, as was found by other studies (Arjolo et al., 2013, Alves et al., 2008). Silva and Souza (2013) reached a similar conclusion in a study of a river basin in northeastern Brazil, where several limnological parameters had higher values during the rainy season. In another study performed on a tributary to the Ivinhema River Basin, Campos et al. (2011) found that the WQI values were lower during the rainy season, due to land use and sediment input into the stream.

Kamjunke et al. (2013) found a positive relationship between the amount of nutrients, agriculture and urbanization in Germany. This study corroborates Freire and Castro (2014), who analyzed the correlation between land use and water quality in 13 sub-basins in southwestern Brazil and observed that the sub-basins situated in more urbanized regions exhibited poorer water quality (i.e., lower WQI values).

Regarding the influence of human activities on water quality, the most striking form of pollution is the disposal of wastewater (domestic and industrial), along with agriculture (Haddad & Magalhães, 2010). Streams in urban areas or areas under influence of agriculture or livestock have lower water quality than streams surrounded by native vegetation (Primavesi et al., 2002). This is a result of increased particle input, which changes some parameters, such as total solids and turbidity, in those places with a predominance of agriculture (Almeida & Schwarzbald, 2003).

The results of a study by Wang et al. (2013) has shown that water quality is directly related to the type of land use and forests play an important role in maintaining good water quality, while places sampled near or within agricultural areas had lower quality water.

In southern Brazil, Uriarte et al. (2011) verified a decrease in dissolved oxygen concentration and an increase in nutrients close to the most urbanized regions. In this context, Davide et al. (2000) stated that riparian vegetation zones play an important role as a physical barrier between terrestrial and aquatic environments, filtering runoff water and retaining 80% of phosphorus and 89% of nitrogen.

Zhao et al. (2015) identified a clear change in water quality along an urban-rural gradient, with urbanization and industries reducing water quality. Yu et al. (2013) found that the urbanization increases non-permeable surfaces, resulting in an increase in pollutants in the water. A study by Vanzela et al. (2010) found that, in urban areas,

agriculture and degraded riparian vegetation reduced the water quality in the stream they analyzed.

Variation in water quality of the Ivinhema River Basin was found to be influenced by differences in rainfall regime over time, and by the different types of land use/land cover occupation in the area under study. According to WQI estimation, the water of the basin is classified as Fair to Good. Temporal variation in rainfall (rainy period vs dry period) influences the variation in WQI because of nutrient input during the rainy season. The increase of area with agricultural activities and the percentage of area with buildings reduce WQI values. Thus, our data suggest that water quality of the Ivinhema River Basin is influenced by rainfall and by land use/land cover close to the sampled sites.

2.5. Acknowledgments

We thank *Fundação de Apoio ao Desenvolvimento do Ensino, Ciência e Tecnologia do Estado de Mato Grosso do Sul* (FUNDECT) (Foundation to Support the Development of Education, Science and Technology in Mato Grosso do Sul State) and *Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico* (CNPq) (National Counsel for Scientific and Technologic Development) for financial support. FUNDECT and *Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior* (CAPES) (Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel), provided a scholarship to the first author. Finally, we thank Marcelo Maldonado de Souza for help with the fieldwork.

2.6. References

- AGUIAR NETTO, A.O., GARCIA, C.A.B., ALVES, J.P.H., FERREIRA, R.A., and SILVA, M.G. Physical and chemical characteristics of water from the hydrographic basin of the Poxim River, Sergipe State, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2013, 185, 4417–4426.
- ALMEIDA, M. A. B. and SCHWARZBOLD, A. Avaliação Sazonal da Qualidade das Águas do Arroio da Cria Montenegro, RS com Aplicação de um Índice de Qualidade de Água (IQA). *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 2003, 8 (1), 81–97.
- ALVES, E.C., SILVA, C.F., COSSICH, E.S., TAVARES, C.R.G., SOUZA FILHO, E.E. and CARNIEL, A. Avaliação da qualidade da água da bacia do rio Pirapó –

Maringá, Estado do Paraná, por meio de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos. *Acta Scientiarum. Technology*, 2008, 30 (1), 39-48.

ARJOLO, M., ABDULLAH, R.B., YOSUFF, K.M. HALIM, R.A., HANIF, A.H.M., WILLMS, W.D. and EBRAHIMIAN, M. Multivariate statistical techniques for the assessment of seasonal variations in surface water quality of pasture ecosystems. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2013, 185, 8649–8658.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 9.898 Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro, 1987, 22p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 12.614: Determinação de oxigênio dissolvido: Método iodométrico de Winkler e suas modificações. Rio Janeiro, 1988, 11p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 10.664: Determinação de resíduos (sólidos) - Método gravimétrico. Rio de Janeiro, 1989, 7p.

BERNARDI, J. V. E., LACERDA, L. D., DÓREA, J. G., LANDIM, P. M. B., GOMES J. P. O., ALMEIDA, R. MANZATTO, A.G. and BASTOS, W.R. Aplicação da análise das componentes principais na ordenação dos parâmetros físico-químicos no Alto Rio Madeira e afluentes, Amazônia Ocidental. *Geochimica Brasiliensis*, 2009, 23 (1), 79-90.

BONNET, B.R.P., FERREIRA, L.G. and LOBO, F.C. Relações entre qualidade da água e uso do solo em Goiás: uma análise à escala da bacia hidrográfica. *Revista Árvore*, 2008, 32 (2), 311-322.

CAMPOS, K. B. G., RAMIRES, I. and PAULA, S. M. Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos de quatro córregos na região de Caarapó-MS. *Revista de Ciências Ambientais*, 2011, 5 (2), 77-92.

COLETTI, C., TESTEZLAF, R., RIBEIRO, T.A.P., SOUZA, R.T.G. and PEREIRA, D.A. Water quality index using multivariate factorial analysis. *Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental*, 2010, 14 (5), 517-522.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Índice de Qualidade das Águas. São Paulo. Available in: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/aguas-interiores/documentos/indices/02.pdf>>. Acesso em 28 de Abril de 2014.

DAVIDE, A. C., FERREIRA, R. A., FARIA, J. M.R. and BOTELHO, S.A. Restauração de matas ciliares. *Informe Agropecuário*, 2000, 21 (207), 65-74.

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

FREIRE, A. P. and CASTRO, E. C. Análise da Correlação do uso e Ocupação do Solo e da Qualidade da Água. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 2014, 19 (1), 41-49.

HADDAD, E.A. and MAGALHÃES JÚNIOR, A. P. Influência antrópica na qualidade da água da bacia hidrográfica do rio São Miguel, carste do alto São Francisco, Minas Gerais. *Geosul*, 2010, 25 (49), 79-102.

HAIR, J., BLACK, B. BABIN, B., ANDERSON, R. and TATHAM, R. Multivariate Data Analysis (6th edition). Upper Saddle River, NJ: Prentice-Hall. 2006, 600p.

HUNT H.E. and RICE E.W., coordinators. Microbiological examinations. In: Standard methods for the examination of water & wastewater, 21^a ed. Washington: APHA; 2005. Part 9000, p. 9-1 – 9-169.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS, 2013. SPRING - Sistema de Processamento de Informações Georreferenciadas. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/spring/portugues/index.html>> Acesso em: 15 fevereiro 2013.

KAMJUNKE, N., BÜTTNER, O., JAGER, C. G., MARCUS, H., VON TÜMPLING, W., HALBEDEL, S., NORF, H. BRAUNS, M., BABOROWSKI, M., WILD, R., BORCHARDT, D. and WEITERE, M. Biogeochemical patterns in a river network along a land use gradient. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2013, 185, 9221–9236.

KAUSHAL, S.S. and BELT, K.T. The urban watershed continuum: evolving spatial and temporal dimensions. *Urban Ecosystems*, 2012, 15, 409–435.

LOURENÇO, R.W. and LANDIM, P.M.B. Mapeamento de áreas de risco à saúde pública por meio de métodos geoestatísticos. *Cadernos de Saúde Pública*, 2005, 21 (1), 150-160.

LUMB, A., SHARMA, T.C. and BIBEAULT, J.F. A Review of Genesis and Evolution of Water Quality Index (WQI) and Some Future Directions. *Water Quality, Exposure and Health*, 2011, 3, 11–24.

MACHADO, W.C.P., BACEGATO V.A. and BITTENCOURT, A.V.L. Anthropoc Influence in the Water Quality of the River Basin that Supplies the Pato Branco Municipality-PR. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 2009, 52 (1), 221-232.

MATO GROSSO DO SUL. Gerência de Recursos Hídricos. Centro de Controle Ambiental. Relatório de Qualidade das Águas Superficiais da Bacia do Alto Paraguai 2000. Campo Grande: IMAP/MS, 2006, p. 70-86

MATO GROSSO DO SUL. Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul/IMASUL. Diretoria de Desenvolvimento. Relatório de Qualidade das Águas Superficiais do Estado de Mato Grosso do Sul, MS, 2005, 2006 e 2007. Campo Grande, 2009, 218p.

MATO GROSSO DO SUL. Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul/IMASUL. Diretoria de Desenvolvimento. Relatório de Qualidade das Águas Superficiais do Estado de Mato Grosso do Sul, MS, 2009/2010. Campo Grande, 2012, 200p.

MOREIRA, M.A. Fundamentos do sensoriamento remoto e metodologias de aplicação. Viçosa: UFV, 2005, 307 p.

MURPHY, J. and RILEY I.P. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 1962, 27, 31-46.

OLIVEIRA, M.D., REZENDE, O.L.T., OLIVEIRA, S.M.A.C. and LIBÂNIO, M. Nova abordagem do Índice de Qualidade de Água Bruta utilizando a Lógica Fuzzy. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 2014, 19 (4) 361-372.

PRIMAVESI, O., FREITAS, A.R., PRIMAVESI, A.C. and OLIVEIRA, H.T. Water quality of Canchim's creek watershed in São Paulo, SP, Brazil, occupied by beef and dairy cattle activities. *Brazilian archives of biology and technology*, 2002, 45 (2), 209-217.

QUEIROZ, M.M., IOST, C., GOMES, S.D. and BOAS, M.A.V. Influência do uso do solo na qualidade da água de uma microbacia hidrográfica rural. *Revista Verde*, 2010, 5 (4), p. 200-210.

ROCHA, M.P., DOURADO, P.L.R., RAPOSO JUNIOR, J.L. and GRISOLIA, A.B., OLIVEIRA, K.M.P. The influence of industrial and agricultural waste on water quality in the Água Boa stream (Dourados, Mato Grosso do Sul, Brazil). *Environmental Monitoring and Assessment*, 2015, 187, 4475-4479.

SILVA, A.E.P, ANGELIS, C.F., MACHADO, L.A.T. and WAICHMAN, A.V. Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus. *Acta Amazonica*, 2008, 38 (4), 733-742.

SILVA, A.G. and SOUZA, L.D. Efeitos antrópicos e sazonais na qualidade da água do Rio do Carmo. *HOLOS*, 2014, 5, 122-136.

SOUZA, M.M. and GASTALDINI, M.C.C. Avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas com diferentes impactos antrópicos. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 2014, 19(3) 263-274.

- TERNUS, R.Z., SOUZA-FRANCO, G.M., ANSELMINI, M.E.K., MOCELLIN, D.J.C. and MAGRO, J.D. Influence of urbanization on water quality in the basin of the upper Uruguay River in western Santa Catarina, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2011, 23 (2), 189-199.
- URIARTE, M., YZCKULIE, C.B., LIM, Y. and ARCE-NAZARIO, J.A. Influence of land use on water quality in a tropical landscape: a multi-scale analysis. *Landscape Ecology*, 2011, 26, 1151–1164.
- VALDERRAMA, J.C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*, 1981, 10, 109-122.
- VANZELA, L.S., HERNANDEZ, F.B.T., FRANCO, A.M. Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Córrego Três Barras, Marinópolis. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 2010, 14 (1), 55–64.
- VIALLE, C., SABLAYROLLES, C., LOVERA, M., JACOB, S., HUAU, M.C., and MONTREJAUD-VIGNOLES, M. Monitoring of water quality from roof runoff: Interpretation using multivariate analysis, 2011, 45 (12), 3765–3775
- WANG R., XU, T., YU, L., ZHU, J. and LI, X. Effects of land use types on surface water quality across an anthropogenic disturbance gradient in the upper reach of the Hun River, Northeast China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2013, 185, 4141–4151.
- YU, D., SHI, P., LIU, Y. and XUN, B. Detecting land use-water quality relationships from the viewpoint of ecological restoration in an urban area. *Ecological Engineering*, 2013, 53, 205– 216.
- ZAR, J.H. Biostatistical analysis. 4. ed. Upper Saddle River: Prentice-Hall, 1999. 931 p.
- ZHAO, J., LIN, L., YANG, K., LIU, Q. and QIAN, G. Influences of land use on water quality in a reticular river network area: A case study in Shanghai, China. *Landscape and Urban Planning*, 2015, 137, 20-29.

CAPÍTULO 3 - INFLUÊNCIA DE CARACTERÍSTICAS LOCAIS E DA PAISAGEM SOBRE PARÂMETROS LIMNOLÓGICOS E CONCENTRAÇÃO DE METAIS PESADOS EM RIACHOS DO ALTO RIO PARANÁ*

*Artigo apresentado nas normas da Revista Brasileira de Recursos Hídricos

Ana Paula Lemke^{1,2}, Claudia Andréa Lima Cardoso², Yzel Rondon Suárez²

- 1- Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais
- 2- Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul, Centro de Estudos em Recursos Naturais. Cidade Universitária de Dourados - Rodovia Itahum, Km 12, s/n - Jardim Aeroporto, Dourados - MS, 79804-970

Resumo

Com o atual decréscimo na qualidade da água de corpos hídricos torna-se necessário analisar a qualidade da água. Dessa forma, este estudo teve como objetivo avaliar a influência de características locais e de uso e ocupação da terra sobre parâmetros físico-químicos e metais pesados em riachos pertencentes à bacia do Rio Amambai, Alto Rio Paraná. Foram mensurados oxigênio dissolvido, pH, temperatura, condutividade elétrica da água, turbidez, cádmio, chumbo, cobre, ferro, manganês, níquel e zinco. Ao comparar os dados com a legislação brasileira foi possível verificar que no período seco a qualidade da água foi melhor, e que Ferro esteve acima do limite máximo permitido para corpos hídricos de Classe 2 em todas as amostras. Tal fato se dá pelo tipo de solo presente na região.

Palavras chave: Qualidade Ambiental, Rio Amambai

Abstract

With the current decrease in the water quality of water bodies, it is necessary to analyze the water quality, so this study aimed to evaluate the influence of local characteristics and land use and occupation on physical-chemical parameters and heavy metals in streams belonging to the Amambai River basin, Paraná Upper River. Dissolved oxygen, pH, temperature, electrical conductivity of water, turbidity, cadmium, lead, copper, iron, manganese, nickel and zinc were measured. When comparing the data with the Brazilian law it was possible to verify that in the dry period the water quality was better, and that Iron was above the maximum limit allowed for Class 2 water bodies in all the samples, type of soil present in the region.

Key-words: environmental quality, Amambai River

3.1 Introdução

A qualidade da água é o resultado da influência do clima, geologia, fisiografia, solos e vegetação na bacia hidrográfica, além do efeito das atividades antrópicas. Nas áreas onde atividades antrópicas são desenvolvidas, o uso do solo influencia, também, as características físicas, químicas e biológicas da água (ARCOVA, CICCO, 1999; MALHEIROS et al., 2012).

As alterações antrópicas próximas a corpos hídricos, como a remoção florestal, despejo de efluentes e impermeabilização do solo, alteram a qualidade da água desse manancial podendo aumentar a presença de contaminantes oriundos de resíduos urbanos e industriais. Para os mananciais de abastecimento urbano, os maiores problemas de degradação e comprometimento da qualidade da água são causados pelo esgoto sanitário e pelo descarte inadequado de lixo (TUNDISI, TUNDISI, 2011).

A região sul do estado de Mato Grosso do Sul é considerada propícia para práticas de agricultura e pecuária (SILVA et al., 2014). Dessa forma, vem se destacando economicamente no mercado nacional na produção de cana-de-açúcar, milho e soja (Chiaravalloti et al., 2014). Com isto, há um aumento populacional causado pela atração de novos moradores devido à geração de empregos. Nesse

contexto, o objetivo deste trabalho foi verificar a influência de características locais e da paisagem sobre a qualidade da água em riachos da Bacia do Rio Amambai, Alto Rio Paraná.

3.2 Materiais e Métodos

Área de Estudo

O estudo foi realizado na bacia do Rio Amambai, Alto Rio Paraná, localizada na porção centro sul do estado de Mato Grosso do Sul. De acordo com Berezuk et al. (2014) essa bacia possui uma área de 10.207km² e abrange total ou parcialmente 10 municípios.

A geologia da região é composta pela Formação Aquidauana, Formação Serra Geral, Aluviões Atuais, Formação Ponta Porã e Formação Caiuá. O solo é formado por Latossolo Vermelho, Argissolo Vermelho Amarelo, Neossolo Quartzarênico, Nitossolo Vermelho, Latossolo Vermelho Distroférrico e Planossolo Háptico (SEMAC, 2011).

A vegetação é constituída por remanescentes de Cerrado, Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado/Floresta Estacional, contato Chaco/Floresta Estacional (Mata Atlântica) e áreas das Formações Pioneiras (SEMAC, 2011).

Coleta de dados

Foram amostrados 49 trechos de riachos na bacia do Rio Amambai no ano de 2014, 24 pontos foram analisados no período seco e 25 pontos foram analisados no período chuvoso. Os pontos foram selecionados de acordo com a posição na bacia de drenagem e forma do uso do solo (Figura 1).

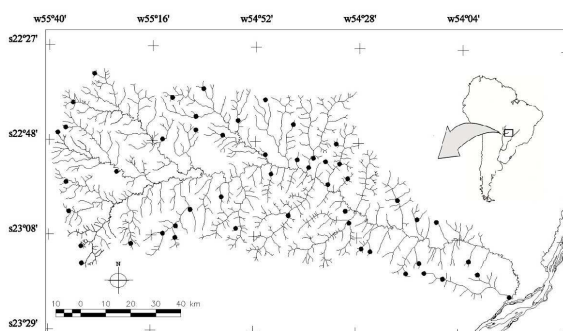


Figura 1. Localização dos pontos amostrados na bacia do Rio Amambai, Alto Rio Paraná em 2014.

Análise de parâmetros físico-químicos e dados hidrológicos

Em campo foram mensuradas as seguintes variáveis físico-químicas da água, condutividade elétrica da água ($\mu\text{S}/\text{cm}$), pH, turbidez (NTU), temperatura ($^{\circ}\text{C}$) e oxigênio dissolvido (mg/L) com uma sonda multiparâmetros Horiba U53, largura (m) e profundidade (m) foram mensuradas com o auxílio de uma haste de madeira graduada e a velocidade da água foi mensurada utilizando um fluxômetro digital (Global Water FP101).

Análise de metais pesados

Para análise de metais pesados, amostras foram coletadas em frascos plásticos lavados com solução de ácido nítrico a 10% (v/v) e enxaguados com água deionizada. As amostras foram congeladas e em laboratório se procedeu a análise das mesmas.

As análises de metais pesados foram realizadas em espectrofotômetro de absorção atômica (Shimadzu, modelo AA7000). Para preparação de soluções foi utilizada água ultrapura deionizada, obtida utilizando um sistema deionizador Millipore Milli-Q Academic® (resistividade 18,2 M Ω , Millipore, Bedford, MA, EUA) e ácido nítrico [65% (m/v) Sigma Aldrich].

Para análise de metais pesados 20 mL da amostra foram transferidos para tubos de boro silicato e foi adicionado 1mL de ácido nítrico (65% (m/v) Sigma Aldrich). As amostras foram aquecidas a 90°C e o volume foi reduzido até cerca de 3mL, quando então o volume foi corrigido para 5mL utilizando solução de 1% de ácido nítrico.

Absorbância do branco e amostras foram feitas em triplicata os comprimentos de onda atômica para a determinação multielementar de Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) usando 0,2-10,0 mg/L^{-1} Cd, 0,2-10,0 mg/L^{-1} de Co, 0,2-15,0 mg/L^{-1} de Cr, 0,1-

2,0 mg.L⁻¹ para Cu, 0,5-4,0 mg.L⁻¹ para Fe, 0,2-4,0 mg.L⁻¹ para Mn, 0,2-10,0 mg.L⁻¹ para Ni, 0,2 - 15,0 mg.L⁻¹ para Pb e 0,1 - 2,0 mg.L⁻¹ de Zn para de calibração das classes empregando uma taxa de aspiração de 5,0 mL.min⁻¹. Os limites de detecção para os metais pesados foram os seguintes: 0,008 mg/L⁻¹ Cd, 0,008 mg/L⁻¹ Cr, 0,006 mg/L⁻¹ Cu, 0,014 mg/L⁻¹ Fe, 0,005 mg/L⁻¹ Mn, 0,018 mg/L⁻¹ Ni, 0,021 mg/L⁻¹ Pb, 0,012 mg/L⁻¹ Zn.

Análise de uso e ocupação da terra

Para análise de uso e ocupação da terra foram utilizadas imagens Landsat 5 TM, órbitas ponto 224/76, 225/76, 2225/75 e 225/75, todas datadas de agosto de 2014 disponíveis no catálogo de imagens do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Os dados foram processados no Sistema de Processamento de Informações Georreferenciadas (SPRING) desenvolvido pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (CAMARA et al., 1996).

As imagens foram georreferenciadas com base em uma imagem ortorretificada disponível no banco de dados da NASA (GLCF, 2004). O sistema de drenagem foi vetorizado de forma manual utilizando imagens SRTM (Suttle Radar Topographic Mission) (MIRANDA, 2005). As coordenadas

obtidas em campo foram inseridas no banco de dados, e uma matriz de distância entre os pontos foi calculada. No entorno de cada ponto amostral foi definido um buffer circular com 1km de raio. A classificação das imagens foi dividida em duas etapas: segmentação e classificação. A segmentação foi realizada através do método de crescimento por regiões, com limiar de aceitação de 1 e área de pixels de 30m. Posteriormente, o algoritmo foi treinado por meio da aquisição de amostras de cada forma de uso do solo identificada em campo (agropecuária, remanescentes florestais e áreas úmidas) para treinamento do algoritmo de classificação. A classificação foi realizada utilizando o algoritmo de Bhattacharya.

Análise de dados

Os parâmetros físico-químicos e concentração de metais pesados analisados foram comparados ao estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005) para corpos hídricos de Classe 2, a fim de verificar se os resultados obtidos estão em conformidade com a legislação ambiental vigente no país.

Os dados foram divididos em cinco subconjuntos de dados com as seguintes categorias: 1- dados limnológicos: pH, temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e turbidez; 2- a concentração de metais

pesados; 3- matriz de distância entre os pontos; 4- uso do solo expresso em porcentagem dentro de cada buffer amostrado; 5- variáveis fisiográficas: vazão, altitude do ponto amostrado e tipo de solo, 6- período amostrado, inverno ou verão.

A fim de verificar se há padrão espacial nas variáveis limnológicas e concentração de metais pesados na água foi utilizada uma matriz de conectividade hídrica assim como a matriz de distância euclidiana dos parâmetros e metais pesados através de um correlograma de Mantel (LEGENDRE & FORTIN, 1989; LEGENDRE, 1993) gerado através da função “mgram” no pacote ecodist (GOSLEE & URBAN, 2017).

Foram realizadas duas partições de variância, uma a fim de verificar qual subconjunto de dados (uso do solo, matriz de conectividade ou dados hidrológicos) mais influência nos dados limnológicos e uma segunda para verificar qual dos subconjuntos de dados influencia na concentração de metais pesados. As partições de variância foram realizadas com a função “varpart”, no pacote vegan (OKSANEN et al., 2018).

Posteriormente, foram realizadas RDA com os subconjuntos que mais influenciaram os dados limnológicos e a concentração de metais pesados a fim de determinar qual variável mais influencia na concentração de metais pesados. Todas as

análises estatísticas foram realizadas na Plataforma R (R Development Core Team, 2015).

3.3 Resultados e Discussão

A média dos resultados obtidos para as variáveis físico-químicas e concentração de metais pesados na bacia do rio Amamabai durante o período amostrado a média do pH foi 6,19 ($\pm dp = 0,71$), a média do oxigênio dissolvido foi 7,36 mg/L ($\pm dp = 1,48$), a média da turbidez foi 30,11 NTU ($\pm dp = 92,11$). A média da temperatura foi de 22,7°C ($\pm dp = 3,73$), e a média da condutividade elétrica da água foi de 31,1 $\mu S/cm$ ($\pm dp = 27,77$). A média dos metais pesados analisados foram cobre 0,005mg/L ($\pm dp = 0,004$), ferro 3,27 mg/L ($\pm dp = 0,25$), zinco 0,94 mg/L ($\pm dp = 0,06$) e níquel 0,06 mg/L ($\pm dp = 0,002$), cromo, chumbo, cádmio e manganês não atingiram o limite mínimo de detecção do equipamento.

Ao comparar os valores obtidos com a Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005) foi possível identificar que o pH esteve no limite estabelecido em 53,5% dos pontos amostrados no período seco e 66,6% dos locais amostrados no período chuvoso. O oxigênio dissolvido foi superior ao indicado pela legislação em 95,6% dos pontos amostrados no período seco e 92,6% dos locais amostrados no período chuvoso. A turbidez esteve abaixo do limite estabelecido em 95,6% pontos

amostrados no período seco e em todos os pontos amostrados no período chuvoso. O cobre esteve abaixo da concentração máxima indicada pela legislação em 86,5% dos pontos amostrados no período chuvoso e em 92,6% dos pontos amostrados no período chuvoso. Em 100% das amostras, o ferro e zinco estiveram acima do valor máximo permitido pela legislação pertinente.

Foi possível verificar que a principal forma de uso do solo na bacia do Rio Amambai na escala analisada é a agropecuária que totalizou (77,43% da área total dos buffers analisados), seguida pelos fragmentos florestais (14,27% dos buffers analisados), áreas úmidas (6,32%) e áreas edificadas (1,98%). Silva, Neves e Vendrusculo (2014) quantificaram as formas de uso e ocupação da terra na bacia do rio Amambai e detectaram que 80,3% da área da bacia é ocupada por áreas antrópicas, compostas por agricultura anual, agricultura semi-perene e agropecuária em pequenas propriedades.

O Correlograma de Mantel evidenciou que existe autocorrelação espacial estatisticamente diferente de zero em uma classe de distância para os dados de metais pesados (Figura 2b). Apenas para os dados de metais, foi observado que apenas na classe aproximadamente 180km é que existe autocorrelação espacial negativa, resultante das diferenças entre as

porções de cabeceira e foz no rio Amambai. Nas regiões de cabeceira o tipo de solo é predominantemente Latossolo Vermelho, enquanto em regiões mais próximas a foz no entorno do corpo hídrico Argissolo Vermelho e/ou Amarelo predomina (Berezuk et al., 2014).

Através da partição de variância realizada com os parâmetros limnológicos (Figura 3a) foi possível detectar que os dados fisiográficos são os mais indicados para explicar os valores obtidos nos parâmetros físico-químicos. Os dados fisiográficos apresentaram $r^2=0,13$, enquanto a estação teve $r^2=0,02$, por outro lado, o uso e ocupação da terra não influenciou esse conjunto de dados.

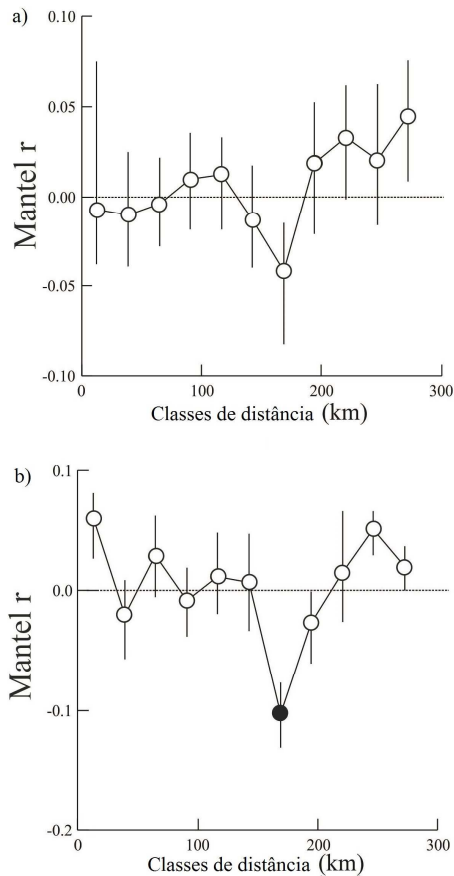


Figura 2. Correlograma de Mantel evidenciando a auto correlação espacial para dados limnológicos (a) e concentração de metais pesados (b) em riachos da Bacia do Rio Amambai, Alto Rio Paraná.

Para a concentração de metais pesados a partição de variância realizada permitiu identificar que os dados fisiográficos mais influenciam na concentração de metais pesados pois apresentou $r^2=0,04$, enquanto o uso e ocupação da terra e estação não influenciaram a concentração de metais pesados.

Foi possível constatar que os dados limnológicos não são explicados por nenhuma variável isoladamente. E a concentração de metais pesados é

influenciada primariamente pela vazão ($F=7,23^{**}$), seguido pelo tipo de solo ($F=5,09^*$).

As características da água, mesmo em bacias hidrográficas preservadas, variam conforme a sazonalidade, as características físicas e biológicas dos ecossistemas (CAPOANE; TIECHER; SANTOS, 2016). Assim sendo, riachos de cabeceira possuem menor volume tornando mais fácil a alteração na temperatura (CETESB, 2011) ou alteração no uso do solo (CAMPOS et al., 2011; ÁLVAREZ-CABRIA; PEÑAS, 2016).

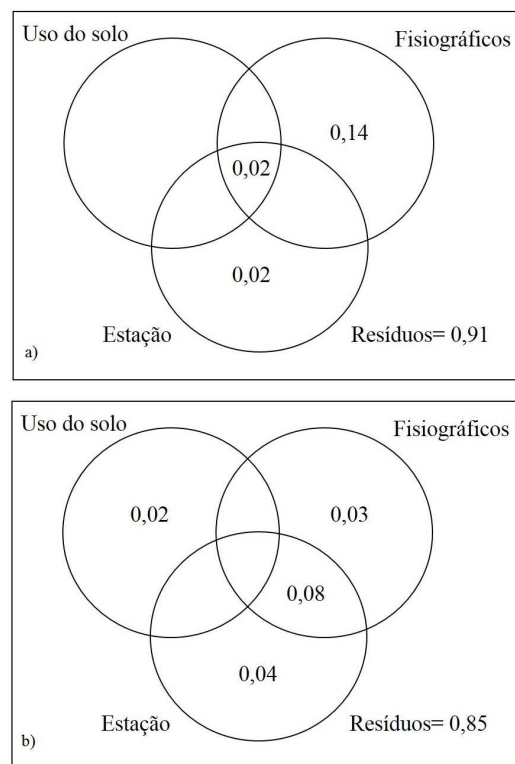


Figura 3. Diagramas de Venn com a porcentagem de variação explicando os parâmetros limnológicos (a) e explicando a concentração de metais pesados (b) baseadas nas partições de variância

Parâmetros como metais pesados, condutividade elétrica da água, pH e turbidez podem ser alterados pelo volume do riacho bem como, pelo carreamento de nutrientes provenientes de atividades domésticas (AVIGLIANO, SCHENONE, 2015), industriais (RIBEIRO et al., 2012) e atividades agropecuárias (JIANN et al., 2013; MARTMONTEL, RODRIGUES, 2015; MORI et al., 2015; TANAKA et al., 2016).

O que se confirma no presente trabalho, onde o ferro, que esteve acima do limite em todas as amostras é constituinte básico do solo da região (Latosolo Vermelho), Magalhães et al. (2016) analisaram a concentração de cinco metais pesados em água superficial e sedimento dos rios Cuiabá e São Lourenço por dois anos, e ao final do estudo conseguiram detectar que as concentrações dos metais analisados foram maiores no sedimento do que nas amostras de água, e os autores ainda pontuam a baixa variabilidade nas concentrações dos metais pesados ao longo do gradiente longitudinal.

Através do presente trabalho foi possível observar que o Ferro não está dentro do estabelecido pela legislação pertinente e que os dados fisiográficos são os que mais influenciam os parâmetros limnológicos e concentração de metais pesados em riachos da bacia do Rio Amambai, Alto Rio Paraná.

3.4 Agradecimentos

Os autores agradecem à Fundação de Apoio ao Desenvolvimento do Ensino, Ciência e Tecnologia do Estado de Mato Grosso do Sul, Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior e Prefeitura Municipal de Naviraí.

3.5 Referências

ÁLVAREZ-CABRIA, M., PEÑAS JBFJ., Modelling the spatial and seasonal variability of water quality for entire river networks: Relationships with natural and anthropogenic factors. *Science of the Total Environment*, v. 54, p.152-162, 2016.

ANDRADE, E.M, ARAÚJO, L.F.P., ROSA, M.F., GOMES, R.B., LOBATO, F.A.O. Fatores determinantes da qualidade das águas superficiais na bacia do Alto Acaraú, Ceará, Brasil. *Ciência Rural*, v.37, n.6, p.1791-1797, 2007

ARCOVA, FCS, CICCO, V. Qualidade da água de microbacias com diferentes usos do solo na região de Cunha, Estado de São Paulo. *Scientia Forestalis*, v.56, p. 125-134, 1999.

AVIGLIANO, S., SCHENONE, N.F., Human health risk assessment and environmental distribution of Trace elements, glyphosate, fecal coliform and total coliform in Atlantic Rainforest Mountain Rivers (South America). *Microchemical Journal*, v. 122, p. 149-158, 2015.

BEREZUK, A.G., MARTINS, J.H.P., RIBEIRO, A.F.N., LIMA, P.A. Análise morfométrica linear e areal da bacia hidrográfica do Amambai – Mato Grosso do Sul – Brasil. *Revista Eletrônica da Associação dos Geógrafos Brasileiros*. n. 20, p.8-38, 2014.

BRASIL, RESOLUÇÃO CONAMA Nº 357, dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Publicada no DOU nº 053, de 18/03/2005, págs. 58-63

CÂMARA, G., SOUZA, R.C.M., FREITAS, U.M., GARRIDO, J SPRING: Integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modelling *Computers & Graphics*, v.20, n. 3, p.395-403, 1996.

- CAMPOS, K. B. G.; RAMIRES, I.; PAULA, S. M. Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos de quatro córregos na região de Caarapó-MS. *Revista de Ciências Ambientais*, v.5, n.2, p. 77-92, 2011.
- CAPOANE, V.; TIECHER, T.; SANTOS, D.R. Uso da terra e qualidade da água: influência das zonas ripárias e úmidas em duas bacias hidrográficas do Planalto do Rio Grande do Sul. *Geografia, Ensino & Pesquisa*, v. 20, n.2, p. 163-175. 2016.
- CHIARAVALLOTTI, R.M.; SANTANA, M.; MORAIS, M.S.; ROCHA, L.M.V.; FREITAS, D.M. Efeitos da expansão da cana de açúcar e possíveis caminhos para uma agenda sustentável. *Sustentabilidade em debate*, v.5, n.1, p.117-135, 2014.
- GLCF. *Geocover Technical Guide*. Produced by University of Maryland/USA, 2004. Disponível em: <<http://glcf.umiacs.umd.edu/data/guide/>>. Acesso em 21 jun. 2016.
- JIANN, K.T., SANTSCHI, P.H., PRESLEY, B.J. Relationships Between Geochemical Parameters (pH, DOC, SPM, EDTA Concentrations) and Trace Metal (Cd, Co, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) Concentrations in River Waters of Texas (USA). *Aquatic Geochemical*, v.19, p. 173-193, 2013.
- LEGENDRE, P. & FORTIN, M.J. Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetatio*, v. 80, n. 2, p. 107–138. 1989
- LEGENDRE, P. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology*, v.74, n.6, p.1659-1673, 1993.
- MAGALHÃES, G.C., FANTIM-CRIZ, I., ZEILHOFER, P., DORES, E.F.G.C. Metais potencialmente tóxicos em rios a montante do Pantanal Norte. *Revista Ambiente e Água*, v.11, n.4, p.833-850, 2016.
- MALHEIROS, C. H.; HARDOIM, E. L.; LIMA, Z. M.; AMORIM, R. S. S. Qualidade da água de uma represa localizada em área agrícola (Campo Verde, MT, Brasil). *Revista Ambiente e Água*, v. 7, n. 2, p. 245-262, 2012.
- MARTMONTEL, C.V.F., RODRIGUES, V.A. Parâmetros Indicativos para Qualidade da Água em Nascentes com Diferentes Coberturas de Terra e Conservação da Vegetação Ciliar. *Floresta e Ambiente*, v.22, n.2, p.171-181, 2015
- MATO GROSSO DO SUL. *Atlas Multirreferencial do Mato Grosso do Sul*. Campo Grande: Governo do Estado de Mato Grosso do Sul, Secretaria de Planejamento e Coordenação Geral, 1990. 24 p.
- MEYER, J. L., PAUL, M. J. & TAULBEE, W. K. Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 24, n. 3, p.602–612, 2005.
- MIRANDA, E. E. de; (Coord.). *Brasil em Relevô*. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2005. Disponível em: <<https://www.cnpm.embrapa.br/projetos/relevobr/download/ms/ms.htm>>. Acesso em: 26 Mar. 2018
- MORI, G.B., PAULA, F.R., FERRAZ, S.F.B., CAMARGO, A.F.M., MARTINELLI, L.A. Influence of landscape properties on stream water quality in agricultural catchments in Southeastern Brazil. *Annual Limnology*, v. 51, p.11-21, 2015.
- PAUL, M.; MEYER, J. L. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 32, p. 333–365, 2001.
- R Development Core Team. R: *A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Áustria. Disponível em: <<http://www.R-project.org/>>. Acesso em 01 de Janeiro de 2017.
- RIBEIRO, E.V., MAGALHÃES JUNIOR, A.P., HORN, A.H., TRINDADE, W.M. Metais pesados e qualidade da água do Rio São Francisco no segmento entre Três Marias e Pirapora – MG. *Geonomos*, v.20, n.1, p. 49-63, 2012.
- TANAKA, M.O., SOUZA, A.L.T., MOSCHINI, L.E., OLIVEIRA, A.K. Influence of watershed land use and riparian characteristics on biological indicators of stream water quality in southeastern Brazil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. v.216, p.333-339, 2016.
- TUNDISI, J. G., TUNDISI, T. M., *Recursos hídricos no século XXI*. São Paulo: Oficina de textos, 2011. 311p.

CAPÍTULO 4 - MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS E ICTIOFAUNA RESPONDEM DA MESMA FORMA ÀS CARACTERÍSTICAS AMBIENTAIS?

Ana Paula Lemke^{1,3}, Maria Helena Silva Andrade², Yzel Rondon Suárez³

1 Programa de Pós Graduação em Recursos Naturais

2 Faculdade de Engenharia, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Av. Costa e Silva, s/n - Cidade Universitária, Campo Grande - MS, 79070-900

3 Centro de Estudos em Recursos Naturais, CERNA, Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul. Rodovia Dourados – Itahum, km12- Cidade Universitária de Dourados - Caixa postal 351 - CEP: 79804-970

Resumo

Entre as questões mais importantes em ecologia de comunidades está a influência das diferentes formas de uso e ocupação da terra sobre o padrão de diversidade e distribuição das espécies, com base nisso o presente buscou analisar a influência das características locais e de paisagem sobre a composição da assembleia de macroinvertebrados bentônicos e de peixes na bacia do rio Amambai, Alto Rio Paraná. Foram amostrados macroinvertebrados bentônicos e peixes em 49 pontos em riachos da bacia do rio Amambai, Alto Rio Paraná, visando compreender o papel de características locais e de uso da terra sobre as assembleias. Identificamos 40 taxa de macroinvertebrados bentônicos divididos em 3 filos, Nematoda, Annelida e Arthropoda, sendo Arthropoda o filo mais representativo. Identificamos 60 espécies de peixes, sendo que as espécies mais comuns nos riachos amostrados foram *Astyanax* sp. e *Hypostomus ancistroides*. Para os macroinvertebrados bentônicos as variáveis consideradas mais importantes foram a temperatura e a altitude do ponto amostrado, enquanto os peixes são influenciados primariamente pela altitude, vazão e condutividade elétrica da água, seguido pela porcentagem de áreas úmidas e de fragmentos florestais. Sugerindo que macroinvertebrados bentônicos e peixes são influenciados de forma diferente pelas variáveis utilizadas.

Palavras chave: Indicadores de qualidade ambiental, Rio Amambai, uso da terra

Abstract

Among the most important issues in community ecology is the influence of different forms of land use and occupation on the pattern of diversity and distribution of species, based on this the present sought to analyze the influence of local and landscape characteristics on the composition of the an assembly of benthic macroinvertebrates and fish in the Amambai river basin, Upper Paraná River. Benthic macroinvertebrates and fishes were sampled in 49 points in streams of the Amambai river basin, Upper Paraná River, in order to understand the role of local characteristics and land use on the assemblages. We identified 40 taxa of benthic macroinvertebrates divided into 3 phyla, Nematoda, Annelida and Arthropoda, with Arthropoda being the most representative phylum. We identified 60 species of fish, and the most common species in the streams sampled were *Astyanax* sp. and *Hypostomus ancistroides*. For the benthic macroinvertebrates, the variables considered most important were the temperature and the altitude of the sampled point, while the fish are influenced primarily by the altitude, flow and electrical conductivity of the water, followed by the percentage of wetlands and forest fragments. Suggesting that benthic macroinvertebrates and fish are influenced differently by the variables used

Key words: Indicators of environmental quality, Amambai River, land use

4.1 Introdução

A região neotropical apresenta elevada diversidade de espécies possuindo aproximadamente 12% de toda a biodiversidade registrada, essa elevada diversidade está associada à diversidade funcional e de características da história de vida das espécies. Desta forma, cada conjunto de espécies pode responder de forma diferenciada ao mesmo gradiente ambiental, uma vez que as necessidades ecológicas mudam de acordo com tamanho (LOPES et al., 2011), diversidade funcional (TERESA & CASATTI, 2012; BORDIGNON et al., 2015, RIBEIRO et al., 2016), e história de vida.

Neste sentido, as alterações no ambiente provocadas pela ação antrópica podem ser percebidas de forma diferenciada por grupos biológicos diferentes e a avaliação conjunta de grupos biológicos diferentes é pouco comum na literatura destacando –se os trabalhos realizados por Ruaro et al. (2016) que compararam a eficiência entre macroinvertebrados bentônicos e peixes como bioindicadores em riachos do Paraná, Brasil, e Aazami et al. (2015) que analisaram a influência de variáveis físico químicas

da água sobre as comunidades de macroinvertebrados bentônicos e peixes no Irã e verificaram que os grupos reagem de forma diferente às mudanças nessas variáveis.

Dessa forma, é possível inferir que a biota aquática responde a distúrbios, sintetizando, através das comunidades as condições ambientais, principalmente quando relacionados uso e ocupação da terra (HEPP & RESTELLO, 2010). No entanto, o conhecimento acerca das comunidades macrobentônicas existentes ainda é incipiente, e se tratando da região da Bacia do Rio Amambai, estudos inexistem, para peixes os trabalhos se resumem a alimentação (VIANA et al., 2006, MONACO et al., 2014) e reprodução (SANTOS et al., 2006) e efeitos mutagênicos, genotóxicos e análise de metais pesados em peixes na bacia do rio Amambai (VIANA et al., 2017).

Tendo ciência da expansão da agropecuária e de atividades na bacia do Rio Amambai esse trabalho buscou analisar a influência de características limnológicas, fisiográficas e de uso e ocupação da terra sobre a assembleia de macroinvertebrados bentônicos e ictiofauna na bacia do Rio Amambai, Alto Rio Paraná.

4.2 Material e Métodos

Coleta de dados

Foram amostrados 49 pontos distribuídos ao longo da bacia do Rio Amambai, que foram selecionados de acordo com a posição na rede de drenagem, tipo de uso e ocupação terra e facilidade de acesso por terra ao local de coleta (Figura 1).

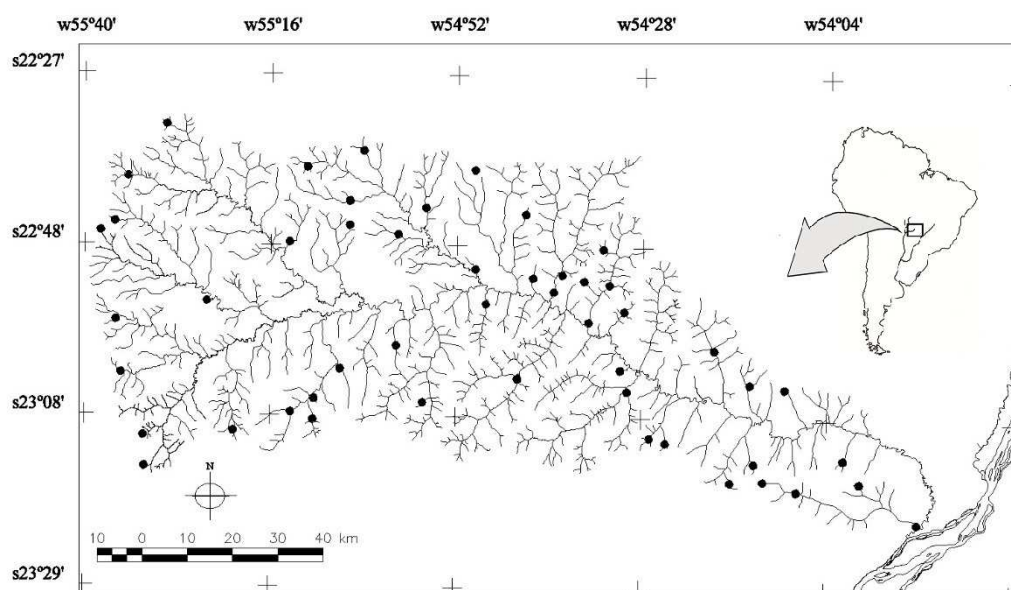


Figura 1. Localização dos pontos de coleta na bacia do Rio Amambai, Alto Rio Paraná

Para coleta dos macroinvertebrados bentônicos foi utilizado um coletor tipo “surber”, com área amostral de 900cm² e malha coletora de 250 micrômetros (µm). Em cada ponto foram obtidas três amostras (margem, centro, margem), as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos devidamente identificados. Em laboratório as amostras foram lavadas em peneiras de 0,5 e 0,3mm com água corrente e armazenados em álcool 70%. A identificação, até o menor nível taxonômico possível, dos indivíduos foi realizada em estereomicroscópio com o auxílio de chaves de identificação (MERRIT & CUMMINS, 1996; MUGNAI et al., 2010) e artigos específicos.

Para as amostragens de peixes foi utilizada tela de isca (1,2x0,8m) e rede de arrasto (5,0x1,5m) com 2mm de abertura de malha, e em riachos com maior volume foram utilizadas redes de espera com diferentes aberturas de malha. Os peixes coletados foram fixados em formol a 10% e após um período de 72 horas foram transferidos e conservados em álcool 70%. Para a identificação dos espécimes coletados foi utilizada chave de identificação (GRAÇA & PAVANELLI, 2007), trabalhos específicos e, quando necessária, foi realizada a consulta com especialistas.

Coleta de parâmetros fisiográficos e limnológicos

Em cada ponto foi obtido um conjunto de parâmetros físico-químicos utilizando uma sonda multi-parâmetros Horiba-U53, oxigênio dissolvido (mg/L), turbidez (NTU), condutividade elétrica (µs/cm), pH e temperatura (°C). Também foi obtido um conjunto de variáveis fisiográficas: largura média do trecho amostrado e profundidade média foram obtidas utilizando uma haste de madeira graduada, e a velocidade da correnteza foi mensurada com um fluxômetro digital (Global Water FP101). Tipo de sedimento, valores de zero a cinco, onde zero corresponde a matéria orgânica e cinco blocos de rocha. Para a largura média, profundidade, velocidade da correnteza e tipo de sedimento foram obtidas ao menos cinco estimativas em locais aproximadamente equidistantes que posteriormente foram utilizadas para descrever a média do local, em seguida foi calculada a vazão (vazão=largura*velocidade*profundidade), a altitude foi obtida com o auxílio de um receptor GPS (Garmin Map 76CSX).

Análise de uso e ocupação da terra

Para análise de uso e ocupação da terra foram utilizadas imagens Landsat 5 TM, órbitas ponto 224/76, 225/76, 2225/75 e 225/75, todas datadas de agosto de 2014

disponíveis no catálogo de imagens do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), os dados foram processados no Sistema de Processamento de Informações Georreferenciadas (SPRING) desenvolvido pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (CAMARA et al., 1996).

As imagens foram georreferenciadas com base em uma imagem ortorretificada disponível no banco de dados da NASA (GLCF, 2004). No entorno de cada ponto amostral foi definido um buffer circular com 1km de raio. A classificação das imagens foi dividida em duas etapas: segmentação e classificação. A segmentação foi realizada através do método de crescimento por regiões, com limiar de aceitação de 1 e área de pixels de 30m. Posteriormente, o algoritmo foi treinado por meio da aquisição de amostras de cada forma de uso do solo identificada em campo (agropecuária, remanescentes florestais e áreas úmidas) para treinamento do algoritmo de classificação. A classificação foi realizada utilizando o algoritmo de Bhattacharya (LEÃO et al., 2007).

Análises estatísticas

Para cada ponto amostrado foram criados três conjuntos de dados: fisiográficos (vazão e altitude do ponto amostrado), limnológicos (condutividade elétrica da água, pH, temperatura, oxigênio dissolvido e turbidez) e uso e ocupação da terra (porcentagem áreas úmidas, área urbana consolidada, remanescentes florestais em cada *buffer*).

A fim de verificar se os macroinvertebrados bentônicos e peixes respondem da mesma forma ao gradiente ambiental foi realizado um Teste de Mantel, buscando correlacionar as matrizes de distância de Bray-Curtis para ambas, utilizando a função “mantel”, no pacote vegan com 999 permutações (OKSANEN et al., 2018).

A fim de estimar a riqueza total foi utilizado o método *bootstrap* para cada assembleia através da função “specpool”, no pacote vegan (OKSANEN et al., 2018). Para quantificar a suficiência amostral e a eficiência dos métodos de coleta utilizados em relação à riqueza de taxas, foi utilizada uma curva do coletor, que relaciona o número de espécies registradas com o número de amostras obtidas. A curva do coletor foi calculada através da função “specaccum” do pacote vegan (OKSANEN et al., 2018) também para cada assembleia.

A existência de autocorrelação espacial foi verificada utilizando um correlograma de Mantel (LEGENDRE & FORTIN, 1989; LEGENDRE, 1993) usando a

função “mgram” no pacote ecodist (GOSLEE & URBAN 2007), onde a matriz das assembleias foi utilizando a distância de Bray-Curtis enquanto a distância geográfica foi a conectividade hidrológica entre os pontos.

A fim de verificar a influência individual das variáveis ambientais sobre as taxas que ocorrem em três ou mais locais foi realizada uma Análise de Correspondência Canônica (CCA), função “cca” do pacote vegan (OKSANEN et al., 2018). A importância individual dos descritores ambientais foi quantificada através da rotina “envfit”, que no processo de obtenção de um valor de r^2 para as variáveis ambientais e métricas de paisagem utiliza um processo de randomização para definir a significância destas variáveis (999 permutações).

Todas as análises estatísticas foram realizadas na plataforma R (R Development Core Team, 2018).

4.3 Resultados

Para os macroinvertebrados bentônicos foram identificadas 40 taxa divididos em 3 filos, Nematoda, Annelida e Arthropoda, sendo Arthropoda o filo mais representativo tanto em número de taxa (35) quanto em número de indivíduos (3984). Estimamos que existam 44 taxa de invertebrados nos riachos da bacia do Rio Amambai ($IC_{95\pm}$ entre 39 e 49) (Figura 2), desta forma obtivemos uma eficiência amostral de 90%. Chironomidae foi o único táxon a ocorrer em todos os pontos amostrais, Oligochaeta ocorreram em 73% dos locais enquanto 9 taxas ocorreram em apenas um ponto (5%).

Verificamos que não existe correlação significativa entre as assembleias de macroinvertebrados bentônicos e peixes amostrados na bacia do rio Amambai, Alto Rio Paraná (Mantel $r=-0,02ns$).

Foram amostradas 60 espécies de peixes nos riachos da bacia do Rio Amambai, sendo que a riqueza estimada é de 70 espécies ($IC_{95\pm}$ entre 59 e 80), com eficiência amostral de 86,1% (Figura 2). *Astyanax* sp. ocorreu em 71% dos pontos amostrados e *Hypostomus ancistroides* ocorreu em 63% dos pontos amostrados. Enquanto 24 espécies ocorreram em apenas 5% dos pontos amostrados.

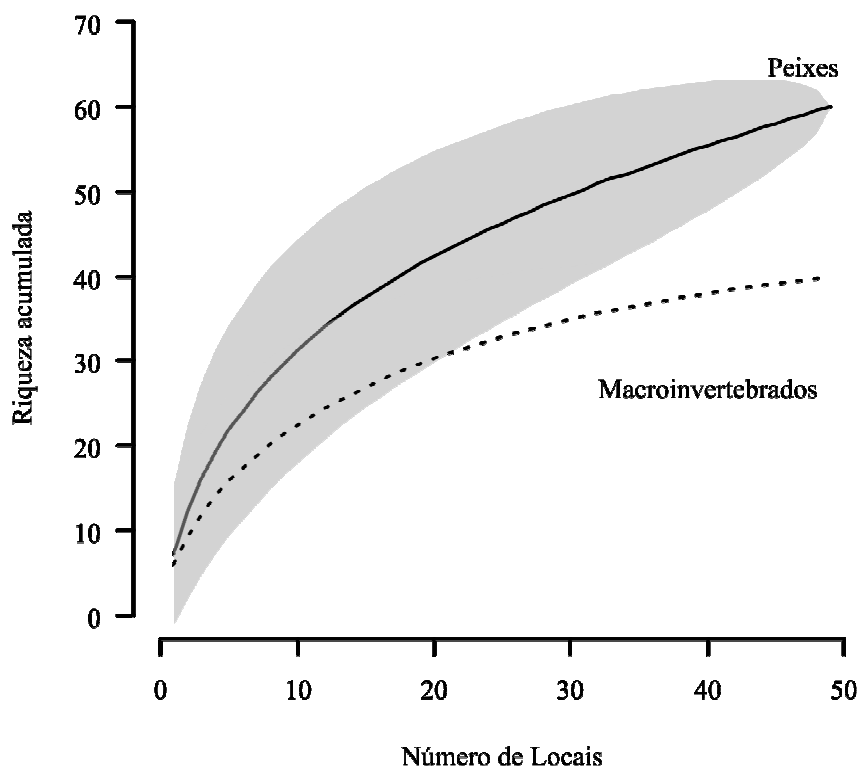


Figura 2. Curva de acumulação de taxas de peixes e macroinvertebrados bentônicos na bacia do rio Amambai, Alto Rio Paraná

Constatamos que não existe autocorrelação espacial para a distribuição dos taxas de macroinvertebrados bentônicos nos riachos amostrados (Figura 3a), no entanto, para peixes observamos autocorrelação espacial significativa em uma das classes de distância (Figura 3b) sugerindo que assembleias de peixes distantes a aproximadamente 250km entre si foram estatisticamente mais diferentes do que esperado pelo isolamento entre elas.

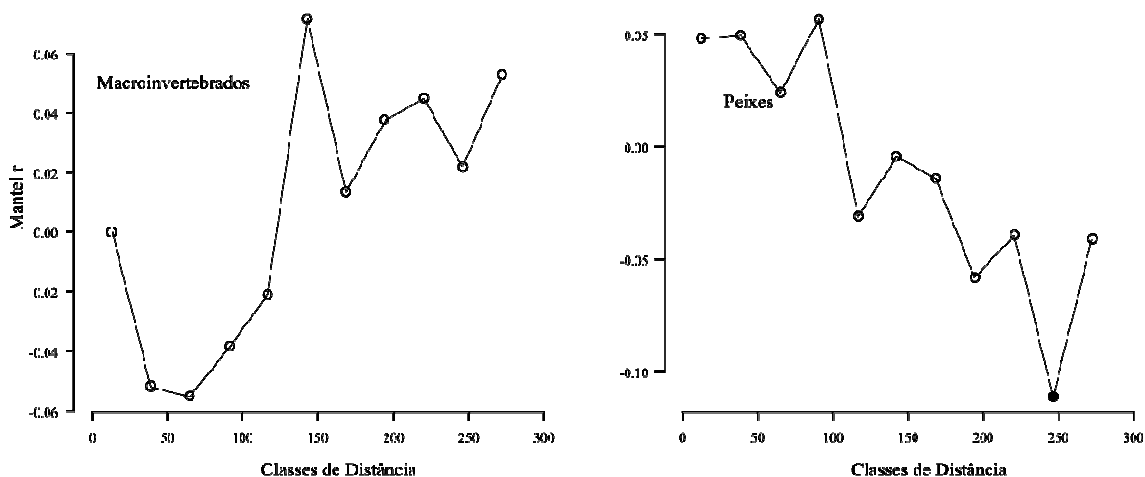


Figura 3. Correlograma de Mantel com auto correlação especial para a riqueza de taxas de macroinvertebrados bentônicos (a) e peixes (b) amostrados na bacia do rio Amambai, Alto Rio Paraná entre 2014 e 2015.

Os resultados da análise de correspondência canônica sugerem que 53,6% da variação dos dados dos macroinvertebrados é explicada pelos dois primeiros eixos da CCA, sendo que o primeiro eixo explicou 29,7% enquanto o segundo eixo explicou 23,9%. A temperatura foi o fator mais importante para na determinação da ocorrência das taxas de macroinvertebrados bentônicos na bacia do rio Amambai, seguida pela altitude do ponto amostrado (Tabela 1 e Figura 4a).

Para os peixes, os resultados dos dois primeiros eixos da análise de correspondência canônica permitiram explicar 43,9% da variação dos dados, sendo que o primeiro eixo explicou 26,1% enquanto o segundo eixo explicou 17,8%. Altitude, vazão e condutividade foram as variáveis consideradas mais importantes para a composição de espécies de peixes, seguidas da proporção de fragmentos florestais e proporção de áreas úmidas (Tabela 2 e Figura 4b).

A família Gomphidae ocorreu em locais com maior temperatura, enquanto Elmidae e Simuliidae ocorrem em locais com menor temperatura. As famílias Chaoboridae, Polycentropodidae e Hydroptilidae ocorrem em locais com maior altitude, ao ponto que Nematodas preferem menores altitudes. As taxas Ceratopogonidae, Libellulidae, Chironomidae, Hydropsichidae, Oligochaeta e Baetidae, não sofrem tanta interferência das variáveis analisadas.

Para os peixes observamos que as espécies *Synbranchus marmoratus* e *Rhamdia quelen* ocorreram predominantemente em trechos de riachos com maior altitude e maior proporção de fragmentos florestais. Ao ponto que *Pyrrhulina australis*, *Serrapinnus notomelas* e *Cichlasoma paranaense* ocorreram preferencialmente em locais com maior porcentagem de áreas úmidas. *Knodus moenkhausii* e *Eigenmannia trilineata* ocorreram em locais com maior vazão, enquanto *Bryconamericus stramineus*, *Hoplias* sp. e *Hypostomus* sp. ocorreram predominantemente em locais com maior condutividade elétrica da água.

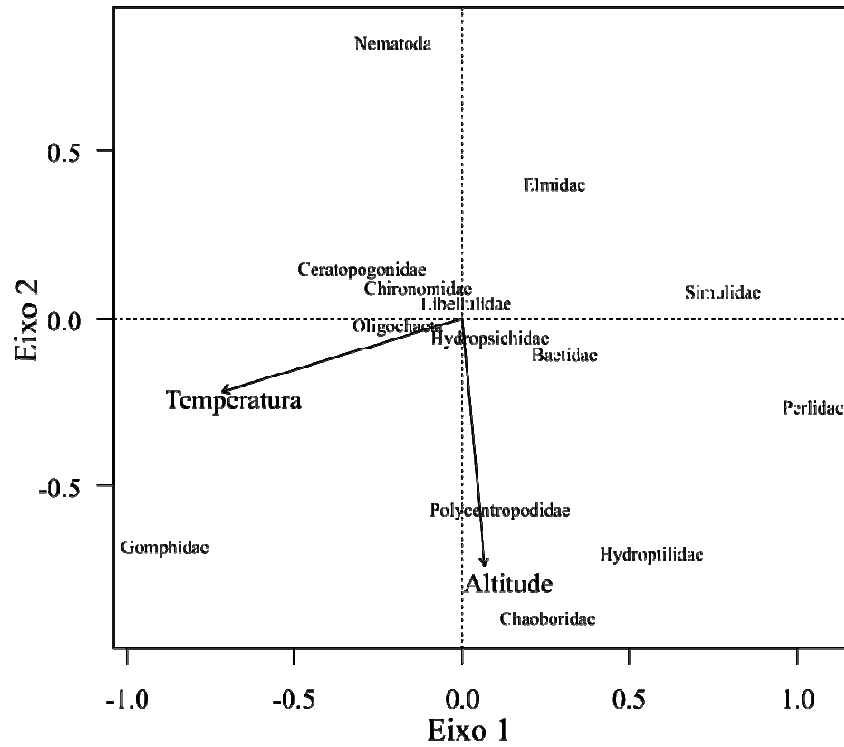


Figura 4. Diagrama de dispersão da distribuição das taxas de macroinvertebrados bentônicos na bacia do rio Amambai, Alto Rio Paraná, entre 2014 e 2015.

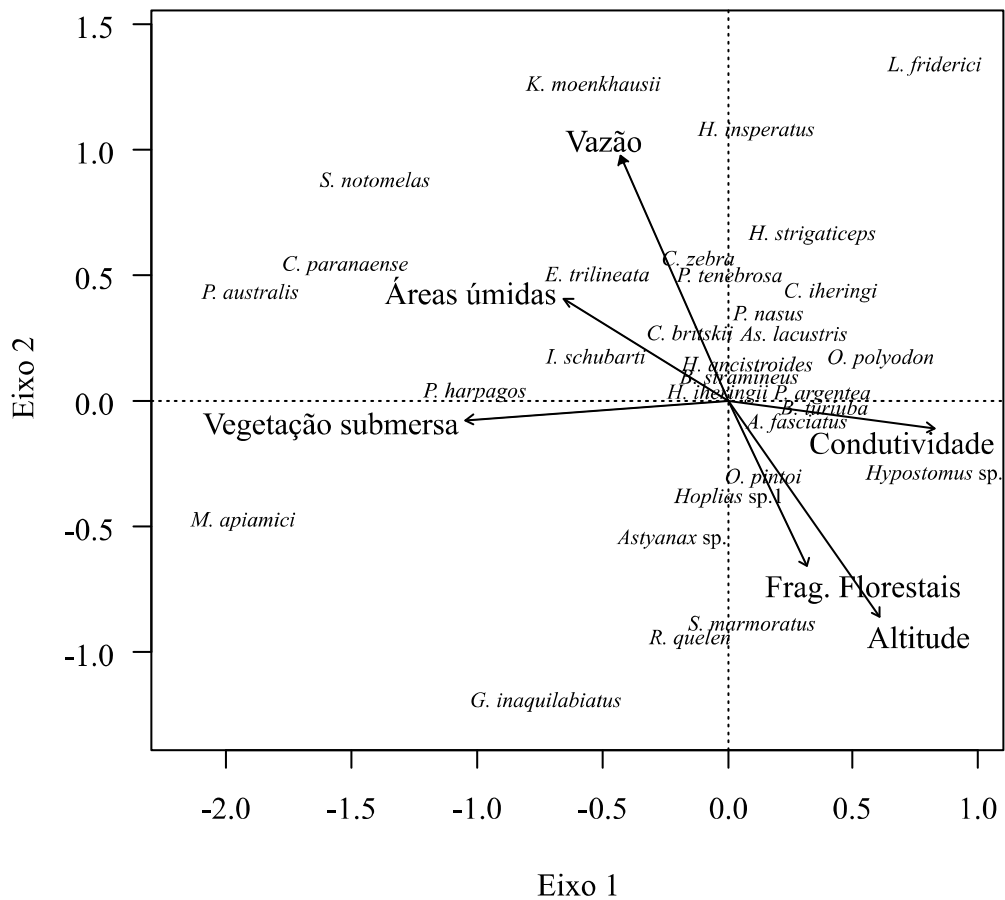


Figura 7. Diagrama de dispersão da distribuição das espécies de peixes amostrados na bacia do rio Amambai, Alto Rio Paraná, entre 2014 e 2015.

Tabela 1. Resultados das Análises de Correspondência Canônica (CCA) para as taxas de macroinvertebrados bentônicos e peixes da bacia do rio Amambai, Alto Rio Paraná.

Características Ambientais	Macroinvertebrados			Peixes		
	Eixo 1	Eixo 2	r ²	Eixo 1	Eixo 2	r ²
Altitude (m)	0,08	-0,99	0,22*	-0,92	0,36	0,38***
Vazão	0,18	0,98	0,08	0,83	-0,55	0,38***
Granulometria do sedimento	0,92	-0,38	0,09	-0,85	-0,52	0,06
Oxigênio dissolvido (mg/L)	0,84	-0,53	0,10	-0,05	-0,99	0,04
Turbidez (NTU)	0,98	-0,15	0,01	-0,52	0,84	0,07
Condutividade elétrica (µs/cm)	0,95	-0,29	0,06	-0,91	-0,41	0,33***
pH	-0,31	-0,94	0,03	-0,76	-0,64	0,09
Temperatura (°C)	-0,95	-0,29	0,22**	-0,98	0,14	0,01
Fragmentos florestais (%)	0,73	0,67	0,02	-0,67	0,73	0,25**
Áreas úmidas (%)	-0,06	0,99	0,01	0,99	-0,05	0,22*
Áreas edificadas (%)	0,22	-0,97	0,03	-0,83	0,54	0,04
Resumo estatístico dos eixos 1 e 2						
Porcentagem de Explicação (%)	29,7%	23,9%		26,1%	17,8%	

4.4 Discussão

Os estudos sobre as assembleias de macroinvertebrados comumente estão relacionados a monitoramento ambiental (RESH & UNZICKER, 1975; AAZAMI et al., 2015; EILKINS et al., 2015; WRIGHT-STOW & WILCOCK, 2017), efeitos da poluição sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos (XU et al., 2014, WILKINS et al., 2015). No entanto, a grande maioria dos estudos ocorre em pequena escala, tanto em regiões temperadas quanto tropicais. Na porção oeste do Alto Rio Paraná, no estado de Mato Grosso do Sul inexistem publicações sobre as respostas dos macroinvertebrados bentônicos ao gradiente ambiental.

Entre os grupos de macroinvertebrados os Chironomidae são amplamente utilizados em bioindicação (GOULART & CALLISTO, 2003; BAGLIANO, 2013; FROSSARD et al., 2013), o que pode ser, parcialmente, resultado da amplitude de condições ecológicas em que ocorrem (EPPLER, 1992; FROSSARD et al., 2013; GONZALES et al., 2014, o que justifica o fato de ser o único grupo ocorrendo em 100% dos locais amostrados na bacia do rio Amambai.

A composição das assembleias de macroinvertebrados bentônicos reflete características naturais e alterações antrópicas nos ecossistemas aquáticos, quanto maiores os impactos ambientais, mais pronunciadas serão as respostas ecológicas dos organismos aquáticos indicadores de qualidade de água, podendo haver inclusive a exclusão de organismos sensíveis à poluição, como as formas imaturas de muitas espécies de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (CALLISTO et al., 2001), esses organismos possuem necessidade de elevadas concentrações de oxigênio dissolvido na água e, normalmente, são habitantes de ambientes com alta diversidade de habitats e microhabitats (GOULART & CALLISTO, 2003).

Langeani et al. (2007) listaram 310 espécies de peixes para a bacia do Alto Rio Paraná, e menciona que há ao menos outras 50 em processo de descrição. Para a bacia do Rio Paraná no estado de Mato Grosso do Sul Froehlich et al. (2017) registaram 201 espécies de peixes, no entanto, o conhecimento das assembleias de peixes nas bacias do estado de Mato Grosso do Sul ainda é escasso e mal distribuído, sendo que nem mesmo uma listagem de espécies é disponível para a maioria das bacias (eg. Rio Amambai). A riqueza de espécies obtida nesse trabalho corresponde a 29,8% da riqueza até então conhecida para o estado de Mato Grosso do Sul na bacia do Alto Rio Paraná.

A predominância de *Astyanax* sp. é resultado da sua ampla distribuição (COSTA-PEREIRA et al., 2012; SÚAREZ et al., 2011), do hábito alimentar generalista das espécies do gênero (GOMIERO & BRAGA, 2008). A mesma conclusão pode ser expandida para *Hypostomus. ancistroides* que é umas espécies mais amplamente distribuídas em riachos da região (SÚAREZ & PETRERE JÚNIOR, 2003; SÚAREZ et al., 2011). Desta forma, as espécies mais frequentes no presente estudo também o foram nas bacias hidrográficas próximas o que sugere um padrão macroecológico na presença destas espécies.

A autocorrelação espacial foi negativa para a classe de distância de 250 quilômetros, evidenciando a influência do gradiente longitudinal na riqueza de espécies de peixes da bacia do rio Amambai. Dessa forma, a relação da riqueza com o volume dos riachos já é esperada, de acordo com o Conceito do Rio Contínuo (VANNOTE et al., 1980), no qual é sugerido que características como diversidade, produtividade, se alteram ao longo do corpo hídrico, dessa forma, a distribuição dos organismos é estabelecida de acordo com as características físicas do riacho.

H. ancistroides é espécie endêmica da região neotropical (WEBER, 2003) e amplamente distribuída na bacia do Alto Rio Paraná, é tolerante ao decréscimo de

oxigênio na água. Enquanto *Phalloceros harpagos* é uma espécie de pequeno porte 3,4 cm para os machos e 4,7 cm as fêmeas (LUCINDA, 2008) e *Melanorivulus apiamici* tem cerca de 3.0 cm de comprimento máximo (COSTA, 2003), no presente trabalho ambas as espécies foram comumente amostradas em áreas de nascentes represadas, justificando o fato de estarem relacionadas a áreas com vegetação submersa. As três espécies possuem ampla distribuição no Alto Rio Paraná, e *P. harpagos* e *M. apiamici* são comumente associadas a riachos pouco volumosos, principalmente nascentes, o que explica a sua predominância em locais com elevada abundância de vegetação submersa.

4.5 Conclusões

Peixes e macroinvertebrados bentônicos apresentaram padrões diferentes de resposta ao gradiente ambiental, sendo que a sazonalidade parece interagir com a posição no gradiente longitudinal para os bentos, enquanto para os peixes as variáveis hidrológicas e condutividade elétrica da água foram mais importantes, sugerindo que os grupos respondem de formas diferentes às variáveis fisiográficas e uso e ocupação da terra. Os macroinvertebrados bentônicos podem ser mais rápidos que os peixes nas respostas à variação sazonal, uma vez que possuem ciclo de vida mais curto, o que os tornaria mais adequados para avaliar impactos ambientais pontuais, enquanto as respostas dos peixes seriam a impactos mais duradouros.

4.6 Agradecimentos

Os autores agradecem à Fundação de Apoio ao Desenvolvimento do Ensino, Ciência e Tecnologia do Estado de Mato Grosso do Sul, Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, GreenFarm CO₂ Free e Prefeitura Municipal de Naviraí.

4.7 Referências

AMORIM, A.C.F.; CASTILLO, A.R., Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade da água do baixo rio Perequê, Cubatão, São Paulo, Brasil. **Biodiversidade Pampeana**, v., p.16-22, 2009.

BAGLIANO, R.V. Principais organismos utilizados como bioindicadores relatados com uso de avaliadores de danos ambientais. **Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v.2 n.1, p.24-40, 2012.

BORDIGNON, C.R., CASATTI, L., PÉREZ-MAYORGA, M.A., TERESA, F.B., BREJÃO, G.L. Fish complementary is associated to forests in Amazonian streams, **Neotropical Ichthyology**, v.13, n.3,

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M, Macroinvertebrados Bentônicos como Ferramenta para Avaliar a Saúde de Riachos, **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.6, n.1, p.71-82, 2001.

CAMARA G.; SOUZA R,C,M.; FREITAS U,M.; GARRIDO J, SPRING: Integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modelling", **Computers & Graphics**, v.20, n.3, p.395-403, 1996.

COSTA, W.J.E.M., Rivulidae (South American Annual Fishes). p. 526-548. In R.E. Reis, S.O. Kullander and C.J. Ferraris, Jr. (eds.) **Checklist of the Freshwater Fishes of South and Central America**. Porto Alegre: EDIPUCRS, Brasil. 2003.

COSTA-PEREIRA, R.; ROSA, F.R.; RESENDE, E.K. **Estrutura Trófica da comunidade de peixes de riachos da porção Oeste da Bacia do Alto Paraná**. Dados eletrônicos. - Corumbá: EMBRAPA Pantanal, 2012, 25p.

DUFRENE, M.; LEGENDRE, P, Species assemblages and indicator species: the need for flexible asymmetrical approach, **Ecological Monographs**, v.67, n.3, p.345-366, 1997.

EPLER, J, H., **Identification manual for the larval Chironomidae (Díptera) of Florida, Flórida**. Department of Environmental PROTECTION, 1992, 315P.

FROEHLICH, O.; CAVALLARO, M.; SABINO, J.; SÚAREZ, Y.R.; VILELA, M.J.A. Checklist da ictiofauna do Estado de Mato Grosso do Sul, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, v.107, 2017.

FROSSARD. V.; MILLET, L.; VERNEAUX, V.; JENNY, J.P.; ARNAUD, F., MAGNY, M.; POULENARD, J.; PERGA, M.E. Chironomid assemblages in cores from multiple water depths reflect oxygen-driven changes in a deep French lake over the last 150 years, **Journal of Paleolimnology**. v.50, n.3 , p. 257-273, 2013.

GLCF. Geocover Technical Guide. Produced by University of Maryland/USA, 2004. Disponível em: <<http://glcf.umiacs.umd.edu/data/guide/>>. Acesso em 21 jun. 2016.

GOMIERO, L.M.; BRAGA, F.M.S. Feeding habits of the ichthyofauna in a protected area in the state of São Paulo, southeastern Brazil. **Biota Neotropica**. vol. 8, no. 1, p. 41-47, 2008.

GONZÁLES, A,L,, ROMERO, G,Q,, SRIVASTAVA, D,S, Detrital nutrient content determines growth rate and elemental composition of bromeliad-dwelling insects, **Freshwater biology**, v. 59, n. 4, p. 737–747, 2014.

GOSLEE S.C., URBAN, D.L., The Ecodist Package for Sissimilarity-Based Analysis of Ecological Data, **Journal of Statistical Software**, v.22, p.1-19, 2007.

GOULART, M, & CALLISTO, M, Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental, **Revista da FAPAM**, v.1, 2003.

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

HEPP, L., SANTOS, S. Benthic communities of streams related to different land uses in a hydrographic basin in southern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 157, p.305-318, 2009.

LANGGANI, F.; CASTRO, R.M.C.; OYAKAWA, OT.; SHIBATTA, OA.; PAVANELLI, CS. and CASATTI, L. 2007, Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. **Biota Neotropica**, vol. 7, no. 3, p.1-17, 2007.

LEÃO, C.; KRUG, L, A.; KAMPEL, M.; FONSECA, L, M, G, Avaliação de métodos de classificação em imagens TM/Landsat e CCD/CBERS para o mapeamento do uso e cobertura da terra na região costeira do extremo sul da Bahia , In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 13., 2007, Florianópolis, **Anais**, São José dos Campos, INPE, 2007, p, 939-946, Disponível em: <<http://marte.dpi.inpe.br/col/dpi.inpe.br/sbsr%4080/2006/11.15.01.10/doc/939-946.pdf>>, Acesso em 4 de julho de 2017.

LEGENDRE P, Spatial Autocorrelation: Trouble or New Paradigm? **Ecology**, v.74, n.6, p. 1659-1673, 1993.

LEGENDRE, P, and FORTIN, MJ, 1989, Spatial pattern and ecological analysis, **Vegetatio**, vol, 80, p,107-138,

LOPES, A.; PAULA, J.D.; MARDEGAN, S.F.; HAMADA, N.; PIEDADE, M.T.F. Influência do hábitat na estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos associados às raízes de *Eichhornia crassipes* na região do Lago Catalão, Amazonas, Brasil, **Acta Amazonica**, v. 41, n.4, p.493 – 502, 2011.

LUCINDA, P.H.F. Systematics and biogeography of the genus *Phalloceros* Eigenmann, 1907 (Cyprinodontiformes: Poeciliidae: Poeciliinae), with the description of twenty-one new species. **Neotropical Ichthyology**, v. 6, n. 2, p.113-158. 2008.

MERRIT, R,W,, CUMMINS, K,W, (Org,) **An introduction to the aquatic insects of North America** 3^a ed, Dubuque: Kendal/Hunt Publishers, 1996, 862p.

MONACO, I.A., SÚAREZ, Y.R., LIMA-JÚNIOR, S.E. Influence of environmental integrity on feeding, condition and reproduction of *Phalloceros harpagos* Lucinda, 2008 in the Tarumã stream micro-basin. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, v. 36, n. 2, p. 181-188, 2014.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J.L.; BAPTISTA, D.F. **Manual de identificação de macroinvertebrados Aquáticos do estado do Rio de Janeiro**: Technical Books, 2010, 176p.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F.G.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; O'HARA, R.B.; SIMPSON, G.L.; STEVENS, M.H.H.; WAGNER, H.; **Vegan: community ecology package**, Version 1.17-11, Disponível em <<http://vegan.r-force.r-project.org/>>. Acesso em 13 de março de 2018.

RESH, V. H., UNZICKER, J. D., Water quality monitoring and aquatic organisms: the importance of species identification. **Water Pollution Control Federation**, v. 47, p. 9–19, 1975.

RIBEIRO, M.D., TERESA, F.B., CASATTI, L. Use of functional traits to assess changes in stream fish assemblages across a habitat gradient. **Neotropical Ichthyology**, v.14, 2016.

RODRIGUES, V.M., ARRUDA, E.P., SANTOS, A.C.A., COSTA, M.J. Comparing two biological indexes using benthic macroinvertebrates: positive and negative aspects of water quality assessment. **Acta Limnologica Brasiliensis**, v. 28, n. 25, 2016.

SÚAREZ, Y.R.; LIMA-JUNIOR, S.E. Variação espacial e temporal nas assembléias de peixes de riachos na bacia do rio Guiraí, Alto Rio Paraná. **Biota Neotropica**, v.9, n.1, 2009.

SÚAREZ, Y.R.; PETRERE JÚNIOR, M. Associações de espécies de peixes em ambientes lóticos da bacia do rio Iguatemi, Estado do Mato Grosso do Sul. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**. v. 25, no. 2, p. 361-367, 2003

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-JÚNIOR, S.E. Patterns of species richness and composition of fish assemblages in streams of the Ivinhema River basin, Upper Paraná River, **Acta Limnologica Brasiliensis**. vol. 23, no. 2, p. 177-188, 2011.

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

VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDEL, J.R.; CUSHING, C.E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, p. 130-137, 1980.

VIANA, L.F., SANTOS, S.L., LIMA-JÚNIOR, S.E., Variação sazonal na alimentação de *Pimelodella cf. gracilis* (Osteichthyes, Siluriformes, Pimelodidae) no rio Amambai, Estado de Mato Grosso do Sul. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 28, n. 2, p.123-128, 2006.

VIANA, L. F. ; SUAREZ, Y.R.; CARDOSO, C. A. L. ; CRISPIM, B. A. ; GRISOLIA, A. B. ; LIMA-JUNIOR, S.E. Mutagenic and genotoxic effects and metal contaminations in fish of the Amambai River, Upper Paraná River, Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, n.24, n.35 p. 1-9, 2017.

WEBER, C., Loricariidae - Hypostominae (Armored catfishes). p. 351-372. In R.E. Reis, S.O. Kullander and C.J. Ferraris, Jr. (eds.) **Checklist of the Freshwater Fishes of South and Central America**. Porto Alegre: EDIPUCRS, Brasil, 2003.

WILKINS, P.M.; CAO, Y.; HESKE, E.J.; LEVENGOOD, Influence of a forest preserve on aquatic macroinvertebrates, habitat quality, and water quality in an urban stream. **Urban Ecosystems**, v.18, p.989–1006. 2015.

WRIGHT-STOW, A.E.; WILCOCK, R.J. Responses of stream macroinvertebrate communities and water quality of five dairy farming streams following adoption of

mitigation practices, **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 51, n. 1, 127-145, 2017.

XU, M.; WANG, Z.; DUAN, X.; PAN, B. Effects of pollution on macroinvertebrates and water quality bio-assessment. **Hydrobiologia**, v. 729, p. 247–259, 2014.

CAPÍTULO 5 - CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com base no estudo realizado foi possível quantificar as formas de uso e ocupação da terra nas bacias dos rios Amambai e Ivinhema, Alto Rio Paraná, que são, na escala analisada, primariamente o uso agrosilvopastoril, seguido por remanescentes florestais, áreas úmidas ou sujeitas a inundação e áreas edificadas, em ambas as bacias.

O Índice de Qualidade da Água na bacia do rio Ivinhema variou entre regular e bom no período chuvoso, e foi bom no período seco, para esse conjunto de dados foi possível detectar que a pluviosidade e proximidade com áreas urbanas causa decréscimo na qualidade da água.

Na bacia do Rio Amambai foi possível verificar que as variáveis limnológicas e concentração de metais pesados estão associadas as características da bacia hidrográfica, no entanto, a concentração de metais pesados como Ferro, Níquel e Zinco estiveram acima do valor máximo permitido pela legislação pertinente.

Os macroinvertebrados bentônicos e peixes são influenciados primeiramente pelas características da bacia hidrográfica, no entanto, a assembleia de peixes ainda é influenciada pelas características de uso e ocupação da terra, como porcentagem de remanescentes florestais e áreas edificadas.