



**JOÃO PAULO CUNHA DE MENEZES**

**EFEITO DAS ATIVIDADES ANTRÓPICAS NA  
BACIA DO RIBEIRÃO VERMELHO (LAVRAS,  
MG) SOBRE O ECOSISTEMA AQUÁTICO**

**LAVRAS – MG**

**2016**

**JOÃO PAULO CUNHA DE MENEZES**

**EFEITO DAS ATIVIDADES ANTRÓPICAS NA BACIA DO RIBEIRÃO  
VERMELHO (LAVRAS, MG) SOBRE O ECOSSISTEMA AQUÁTICO**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas, área de concentração em Saneamento Ambiental, para a obtenção do título de Doutor.

Orientador

Dr. Luiz Fernando Coutinho de Oliveira

Coorientador

Dr. Ronaldo Fia

Coorientadora

Dra. Samantha Jane Hugles

**LAVRAS – MG**

**2016**

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da  
Biblioteca Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a)  
autor(a).**

Menezes, João Paulo Cunha de.

Efeito das atividades antrópicas na bacia do Ribeirão Vermelho (Lavras, MG) sobre o ecossistema aquático/ João Paulo Cunha de Menezes. – Lavras : UFLA, 2016.

103 p. : il.

Tese(doutorado)–Universidade Federal de Lavras, 2016.

Orientador(a): Luiz Fernando Coutinho de Oliveira.

Bibliografia.

1. Bacia hidrográfica urbana. 2. Uso do solo. 3. Biomonitoramento. 4. Macroinvertebrados. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

**JOÃO PAULO CUNHA DE MENEZES**

**EFEITO DAS ATIVIDADES ANTRÓPICAS NA BACIA DO RIBEIRÃO  
VERMELHO (LAVRAS, MG) SOBRE O ECOSISTEMA AQUÁTICO**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas, área de concentração em Saneamento Ambiental, para a obtenção do título de Doutor.

Aprovado em 29 de Janeiro de 2016.

Dra. Kátia Alcione Kopp  
Dr. Marcos Von Sperling  
Dra. Camila Silva Franco  
Dr. Cláudio Milton Montenegro Campos  
Dr. Ronaldo Fia

UFG  
UFMG  
UFLA  
UFLA  
UFLA

Dr. Luiz Fernando Coutinho de Oliveira  
Orientador

**LAVRAS – MG**

**2016**

## **AGRADECIMENTO**

A Deus, pela vida!

Aos amigos e família pelo apoio, carinho e compreensão!

Ao meu orientador, demais pesquisadores, professores e colegas pelo conhecimento compartilhado!

À Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudos

**MUITO OBRIGADO**

*“Everything should be made as simple as possible but not simpler“*  
Albert Einstein

## RESUMO

A tendência mundial da conversão de áreas florestais em terras agrícolas e urbanizadas afeta o ambiente aquático de muitas maneiras; aumentando a poluição, diminuindo a biodiversidade e degradando os ecossistemas de tal forma que não são mais capazes de fornecer os seus serviços ambientais para os seres humanos. Os pesquisadores e gestores estão cada vez mais conscientes das tendências negativas do desenvolvimento urbano, necessitando de um monitoramento dos efeitos provindos das mudanças de uso da terra nos ecossistemas aquáticos. Desta forma, este trabalho investigou de forma integrada os efeitos do desenvolvimento urbano em um ecossistema aquático impactado. Foi estudada a relação das alterações do uso e ocupação do solo em uma bacia hidrográfica urbana. Utilizou-se para tal, atributos físico-químicos da água e indicadores biológicos e, de forma complementar foram desenvolvidos mapas temáticos do uso do solo no âmbito da bacia hidrográfica estudada. Por meio de técnicas de estatística multivariada foi possível determinar o impacto causado pelos diferentes usos do solo e identificar os melhores indicadores biológicos para o monitoramento do sistema lótico. Constatou-se um gradiente de impacto, compreendendo os sítios classificados como naturais a impactados. Observou-se uma forte relação do uso do solo com a qualidade da água, tendo como as principais fontes de contaminação áreas urbanas, constadas pela entrada de matéria orgânica no corpo hídrico. No entanto, as altas cargas orgânicas aliadas às baixas vazões do curso de água principal (Ribeirão Vermelho) que compõem a rede de drenagem da bacia não foram suficientes para que o mesmo se autodepurasse. Utilizando do modelo Streeter-Phelps, verificou-se que as águas Ribeirão Vermelho estão fora da faixa limite preconizadas pela resolução do Ministério do Meio Ambiente quanto às concentrações de matéria orgânica. A avaliação da estrutura e comunidades bentônicas e dos seus atributos funcionais foi utilizado para avaliar a associação de indicadores com os locais que descrevem o gradiente de qualidade. Os melhores indicadores selecionados estão associados com maior nível da perturbação antrópica, isto pode ser devido a natureza limitada do conjunto de dados e do gradiente compactado de estudo. Devido à natureza dos indicadores, há necessidade de incluir dados referentes a áreas preservadas para aumentar o gradiente de qualidade ambiental. Diante do exposto, foi proposto a implementação de uma abordagem integrada para se avaliar a saúde dos ecossistemas aquáticos urbanos que envolvem a análise dos processos em nível do ecossistema, bem como indicadores biológicos estruturais e funcionais.

**Palavras-chaves:** Bacia hidrográfica urbana. Uso do solo. Biomonitoramento. Macroinvertebrados.

## ABSTRACT

The worldwide trend toward conversion of agricultural and urbanized forest areas affects the aquatic environment in many ways; increasing pollution, decreasing biodiversity and degrading ecosystems making them no longer able to provide ecosystem services to humans and other species. Researchers and managers are becoming increasingly aware of the negative trends of urban development; and the effects in the changes of land use on aquatic ecosystems require monitoring. Thus, this paper investigates an integrated way the effects of land use and urban development in a highly impacted aquatic ecosystem. To such it were used physical-chemical properties of water and biological indicators and, complementarily was developed thematic maps of land use within the studied watershed. By multivariate statistical techniques was possible to determine the impact caused by the different land uses and to identify the best biological indicators for monitoring the lotic system. It was found an impact gradient comprising the sites classified as natural and affected. There was also a strong relationship of land use on water quality, having urban areas as the main source of contamination, because of the disposal of organic matter in the water body. However, the high organic loads combined with the low flow of the main water course (Ribeirão Vermelho) were not sufficient for its self-purification. Using the Street-Phelps model, it was found that the Ribeirão Vermelho waters are outside the limit range recommended by the resolution of the Ministry of Environment as to the concentrations of organic matter. The assessment of structure, benthic communities and its functional attributes was used to evaluate the indicators association with the places that describe the quality gradient. The best selected indicators are associated with higher levels of human disturbance; this may be due to the limited data set and the compact gradient of study. Due to the nature of the indicators, it is necessary to include the data of preserved areas in order to increase the quality gradient. Given the above, it is suggested the implementation of an integrated approach to assess the health of urban aquatic ecosystems involving the analysis of processes at an ecosystem level as well as structural and functional biological indicators.

**Key-words:** Urban stream. Land use. Biomonitoring. Macroinvertebrate.



## SUMÁRIO

<b>PRIMEIRA PARTE</b> .....	<b>4</b>
1. INTRODUÇÃO .....	5
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	7
3. CONTEXTUALIZAÇÃO DA TESE ... <b>ERROR! BOOKMARK NOT DEFINED.</b>	
4. PERGUNTAS, HIPÓTESES E OBJETIVOS .....	14
REFERÊNCIAS .....	16
<b>SEGUNDA PARTE</b> .....	<b>21</b>
<b>ARTIGO 1</b> .....	<b>22</b>
RELAÇÃO ENTRE PADRÕES DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO E QUALIDADE DA ÁGUA EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA URBANA .....	22
RESUMO .....	23
INTRODUÇÃO .....	25
MATERIAL E MÉTODOS .....	26
RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	31
CONCLUSÃO .....	47
REFERÊNCIAS .....	48
<b>ARTIGO 2</b> .....	<b>52</b>
DEOXYGENATION RATE, REAERATION AND POTENTIAL FOR SELF-PURIFICATION OF SMALL TROPICAL URBAN STREAM .....	52
ABSTRACT .....	53
INTRODUCTION .....	55
MATERIAL AND METHODS .....	56
RESULTS AND DISCUSSION .....	59
CONCLUSION .....	64
ACKNOWLEDGEMENTS .....	<b>ERROR! BOOKMARK NOT DEFINED.</b>
REFERENCES .....	65
<b>ARTIGO 3</b> .....	<b>69</b>
INTEGRATED ASSESSMENT OF MACROINVERTEBRATE COMMUNITIES IN RESPONSE TO DIFERENTE LEVELS OF ANTHROPOGENIC PRESSURE IN AN URBAN BASIN .....	69
ABSTRACT .....	70
INTRODUCTION .....	72
MATERIAL AND METHODS .....	73
RESULTS .....	79
DISCUSSION .....	88
ACKNOWLEDGMENTS .....	<b>ERROR! BOOKMARK NOT DEFINED.</b>
REFERENCES .....	91
<b>TERCEIRA PARTE</b> .....	<b>95</b>
CONCLUSSÕES GERAIS .....	96

**PRIMEIRA PARTE**

## 1. INTRODUÇÃO

A crescente demanda e múltiplos usos de recursos hídricos nas últimas décadas, combinada com as preocupações sobre as alterações no ambiente têm estimulado pesquisas para se determinar os impactos gerados pelos lançamentos de despejos orgânicos nas águas superficiais. Os efeitos da urbanização e das demais atividades antropogênicas associadas ao rápido crescimento populacional são facilmente visualizados nos ecossistemas aquáticos.

As águas superficiais têm a qualidade deteriorada em consequência do impacto das atividades humanas. Esta situação é particularmente visível em áreas de densa população, onde os cursos de água recebem uma grande quantidade de esgoto doméstico e industrial, como também sedimentos e resíduos sólidos urbanos. Deste modo, os rios urbanos são transformados, perdendo suas características naturais, sofrendo alterações na qualidade da água, o que geralmente diminui a capacidade desse sistema em manter comunidades biológicas.

Diante desse quadro, o monitoramento das águas superficiais destaca-se como um importante instrumento de gestão, possibilitando a tomada de decisão por parte dos órgãos ambientais. Esse monitoramento propicia a obtenção de dados qualitativos e quantitativos da água, evidenciando requisitos de qualidade traduzidos, de forma generalizada e conceitual, em função de seus usos previstos. Deste modo, o desafio posto é inovar quanto à forma atual de gerenciamento das águas, fazendo com que esta se torne sistêmica e integrada, visando assegurar a capacidade do sistema de suporte à vida e ao desenvolvimento social e econômico em face às mudanças ambientais, possibilitando uma melhor gestão dos recursos hídricos. A fim de avaliar de forma integrada os impactos gerados pela modificação antrópica dentro de uma bacia hidrográfica, a presente tese foi desenvolvida em uma bacia hidrográfica

impactada, cujo curso de água principal é o Ribeirão Vermelho (Lavras, MG). Para tanto, foram utilizados tanto índices físicos, químicos e biológicos, como também o estudo da capacidade de autodepuração do curso de água em função de múltiplos lançamentos de carga orgânica.

## 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

O desenvolvimento urbano em sociedades cada vez maiores tem modificado o ambiente, criando novas condições em que as atividades humanas são os principais fatores responsáveis por esta transformação (ELLIS, 2011; RAMACHANDRA et al., 2014; XU et al., 2014). A maioria dos efeitos antrópicos sobre os ecossistemas naturais são derivados da transformação da paisagem, ou seja, a conversão da vegetação natural em superfícies impermeáveis, com produção de resíduos que alterem o fluxo de energia e matéria nos ecossistemas (BUZELLI; CUNHA-SANTINO, 2013; HOGAN et al., 2014; PICKETT et al., 2011; RAMACHANDRA et al., 2014; WENGRAT; BICUDO, 2011).

Os ecossistemas lóticos, como rios e córregos, são ambientes integradores das características da paisagem e receptores de poluentes da atmosfera e do ambiente terrestre. Assim, os mananciais de superfície refletem os impactos acumulativos dos sistemas terrestres em função dos diferentes padrões de uso e ocupação do solo, influenciando os sistemas aquáticos.

Os ecossistemas aquáticos urbanos são normalmente sujeitos a fortes modificações físicas, químicas e biológicas, com amplas consequências negativas para ambientes à jusante (ALLAN, 2004). Com o crescente aumento da população e o êxodo rural para os grandes centros, as áreas urbanas tornam-se importantes fontes de alteração dos ecossistemas (ALBERTI et al., 2003; MARTINE; MCGRANAHAN, 2014).

A hidrologia das áreas urbanas tem sido drasticamente modificada em relação às bacias preservadas ou às bacias rurais (HOGAN et al., 2014; WALSH et al., 2005). Comparando as áreas urbanas com as rurais, Hough (2004) observou que a evapotranspiração na bacia hidrográfica diminuiu em média de 40 para 25%, o escoamento superficial aumenta de 10 a 30% e a água subterrânea

diminui de 50 para 32%, em resposta à retirada da vegetação e a impermeabilização da superfície do solo. Os resultados demonstram que as variáveis de armazenamento de umidade no solo e nos aquíferos e os fluxos hidrológicos locais (escoamento subsuperficial e de base) diminuem com a área urbanizada e com as variáveis relacionadas à alteração na fração urbana. Em contraste, devido às alterações das estruturas ecológicas presentes dentro da bacia (exemplo, redução da cobertura vegetal) ocorrem o aumento do escoamento superficial e diminui o intervalo de tempo entre o início e o término do mesmo (HOUGH, 2004).

A estrutura física dos cursos d'água pode também ser severamente impactada pela urbanização, alterando o transporte de energia, material e de determinadas funções do ecossistema (ELMORE; KAUSHAL, 2008). Além disso, riachos de cabeceira têm sido convertidos em sarjetas, bueiros e galerias pluviais (ELMORE; KAUSHAL, 2008).

As mudanças na estrutura física de riachos de cabeceira em áreas suburbanas e urbanas amplificam os efeitos sobre o transporte de nutrientes à jusante, propagando distúrbios em redes de transmissão, e contribuem para efeitos sobre a qualidade das águas e na disponibilidade de habitat para espécies aquáticas (HOGAN et al., 2014; HUANG et al., 2013; KAUSHAL et al., 2008; PAUL; MEYER, 2001; SHIELS, 2010; WALSH et al., 2005; ZHANG et al., 2013). Dessa forma, existe a necessidade de vincular os impactos causados pela mudança do uso do solo nas cabeceiras das bacias hidrográficas com o transporte à jusante de nutrientes (ALEXANDER et al., 2007) e na assembleia das espécies aquáticas (MEYER et al., 2007).

A degradação ecológica observada em córregos que possuem drenagem urbana inclui elevadas concentrações de nutrientes, aumento de contaminantes orgânicos e inorgânicos, aumento do escoamento superficial, e também alteração nas comunidades bióticas (HOGAN et al., 2014; WALSH et al., 2007). Em

particular, os rios que drenam paisagens urbanas apresentam concentrações e cargas elevadas de algumas substâncias químicas, tais como: nitrogênio (BERNHARDT et al., 2008; KAUSHAL et al., 2008; PELLERIN et al., 2006), fósforo (BRETT et al., 2005), sais (KAUSHAL et al., 2008), metais (JANG et al., 2005), contaminantes orgânicos (SCOGGINS et al., 2007), carbono orgânico biodisponível (SEITZINGER et al., 2002) em relação às bacias hidrográficas não urbanas. Podem também haver elevação da temperatura em áreas urbanas, devido à ausência de cobertura florestal, à absorção de calor na drenagem das superfícies e aos despejos das águas servidas (BOOTH et al., 2014; NELSON; PALMER, 2007).

Os efeitos combinados do aumento da concentração dos contaminantes, temperatura e alterações hidrológicas podem interagir de forma a alterar as comunidades dos ecossistemas aquáticos, com as respostas biológicas dos córregos, como por exemplo, a degradação das estruturas das comunidades aquática e a diversidade de espécies (ROY et al., 2005a; YU et al., 2013). O declínio na diversidade de espécies pode estar relacionado aos distúrbios hidrológicos (ROY et al., 2005a), às mudanças na cobertura da vegetação ripária (ROY et al., 2005b), à poluição, e eutrofização da água, ao assoreamento e à construção de barragens para o controle de cheias (AGOSTINHO et al., 2005). Em geral, essas variações provocam alterações no funcionamento de todo o ecossistema aquático.

As comunidades biológicas refletem a integridade ecológica dos seus ecossistemas, integrando os efeitos dos diferentes agentes impactantes e fornecendo uma medida agregada do impacto destes agentes (BARBOUR et al., 1999). Entre os organismos aquáticos, as comunidades de macroinvertebrados bentônicos têm sido cada vez mais estudadas na perspectiva de bioindicadores de qualidade de água (BONADA et al., 2006). O uso de bioindicadores é baseado em respostas dos organismos às variações do meio em que vivem,

sejam essas perturbações de origem antrópica ou natural (BONADA et al., 2006).

O uso de macroinvertebrados bentônicos em programas de biomonitoramento deve-se às características que estes organismos apresentam, tais como: (i) serem de fácil coleta e identificação; (ii) muitos táxons são sedentários e apresentam ciclos de vida longos, sendo, portanto, capazes de registrar efeitos acumulativos e alterações de habitats (BARBOUR et al., 1999); (iii) serem sensíveis às alterações físicas e químicas nos diferentes ecossistemas; (iv) e suas respostas a estas alterações serem detectáveis e mensuráveis.

Os indicadores biológicos de qualidade da água oferecem importantes vantagens sobre os atributos físicos e químicos, pois representam condições ambientais obtidas ao longo de períodos de tempo, enquanto os dados físicos e químicos são medidas que refletem apenas as condições instantâneas presentes nos ecossistemas aquáticos (CALLISTO et al., 2005).

De forma integrada, as implicações da urbanização nos cursos de água superficiais constituem um componente crítico que deve ser considerado na gestão de recursos hídricos da bacia hidrográfica (GRIMM et al., 2008; KAUSHAL et al., 2008). Muitos esforços têm sido dedicados para assegurar o abastecimento de água em quantidade e qualidade (ELSHORBAGY; ORMSBEE, 2006). No entanto, a gestão das bacias hidrográficas urbanas é um processo complexo requer o uso de uma variedade de modelos hidráulicos, hidrológicos e ambientais.

Os modelos de simulação eficazes e práticos desempenham um papel importante na gestão de bacias hidrográficas e podem ser usados para identificar soluções para restaurar a qualidade da água em bacias degradadas. Na gestão de recursos hídricos, vários modelos de qualidade de água têm sido utilizados como ferramentas de apoio à avaliação do ecossistema aquático. Esses modelos avaliam desde atributos simples, tais como oxigênio dissolvido e demanda



bioquímica de oxigênio, a atributos mais complexos, tais como níveis de eutrofização e toxicidade (PELLETIER et al., 2006; SALORANTA, 2006). Vale ressaltar que os modelos mais complexos podem não ser necessariamente os mais úteis na avaliação da qualidade da água.

O princípio da seleção de modelos tem sido questionado em função da escolha de variáveis com resultados aceitáveis. À medida que o número de variáveis do modelo aumenta, aumenta-se também sua complexidade. Os modelos complexos podem apresentar uma melhor simulação das características hidro geológicas, físico-químicas, bioquímicas e biológicas da bacia hidrográfica, entretanto, pode dificultar o monitoramento da bacia em função da insuficiência e, ou, confiabilidade, de informações ou das variáveis de entrada. Neste caso, os modelos mais simplificados tornam-se populares, pois, têm ampla aplicabilidade e são fáceis de manipular demandando poucos dados de entrada (TUFAIL; ORMSBEE, 2009).

Um dos modelos de qualidade de água amplamente utilizado é o proposto por Streeter-Phelps (1925), no qual o equacionamento de equilíbrio de massa foi empregado para calcular a dissipação do oxigênio dissolvido no rio Ohio, nos Estados Unidos. O modelo pode ser considerado um marco na modelagem de qualidade da água, sendo que o mesmo serviu de base para a maioria dos modelos mais avançados disponíveis atualmente (BAHADUR et al., 2013; FAN et al., 2007; STREETER; PHELPS, 1958). Assim, para que ocorra uma gestão de forma mais eficaz e integrada, tais ferramentas de avaliação dos impactos na bacia hidrográfica exigem uma articulação de modelos de simulação de qualidade da água com outros modelos.

Diante do exposto, observa-se uma vasta área de estudo e investigações de sistemas lóticos no contexto integrado nas bacias hidrográficas, principalmente urbanizadas. Os estudos supracitados indicam claramente que os ecossistemas lóticos são fortemente afetados pelas ações humanas ao longo de

escalas espaciais e temporais. Os impactos são numerosos e complexos, tanto de forma direta como indireta, devido aos vários caminhos pelos quais o uso e a ocupação do solo influenciam os mananciais hídricos, e também da interação entre os gradientes antrópicos e da influência hierarquicamente estruturada do relevo sobre as condições de saúde desses mananciais. A alteração da mudança na qualidade das águas superficiais em resposta ao futuro crescimento e desenvolvimento da população pode ser antecipada a partir do conhecimento das relações entre o uso e ocupação do solo e as condições de escoamento das águas no âmbito das bacias hidrográficas.

A compreensão dos mecanismos pelos quais o uso e a ocupação do solo influenciam as condições dos mananciais hídricos é estabelecida por uma abordagem comparativa e empírica que tem sido observada nos vários trabalhos apresentados nesta revisão. No entanto, também se pode dizer que esse conhecimento no momento é extremamente limitado, particularmente para a gestão prescritiva. O entendimento limitado se deve em parte aos múltiplos efeitos de uma determinada mudança no uso e ocupação do solo e, em parte, à influência do cenário local e variação natural subjacente. Claramente, a influência da paisagem circundante em um córrego se manifesta em múltiplas escalas espaciais e temporais, e é ainda mais complicada devido ao efeito residual das alterações humanas ao longo do tempo. Diferente das influências geográficas (geologia, clima, vegetação, topografia, entre outras) que atuam de forma mais pontual na bacia, a influência do uso e ocupação da terra opera em todas as escalas.

Assim, a avaliação integrada das condições da qualidade da água, incluindo índices químicos, físicos e biológicos são particularmente úteis para determinar a saúde geral dos rios, pois integram múltiplas influências. Desta forma, a maioria das bacias hidrográficas requer múltiplas avaliações hidrológicas e de qualidade de água a fim de melhor caracterizar a resposta dos

vários processos das alterações de uso no solo que são interligados e que ocorrem em toda a superfície da bacia hidrográfica.

### 3. PERGUNTAS, HIPÓTESES E OBJETIVOS

#### CAPÍTULO 1

##### **Relação entre padrões de uso e ocupação do solo e qualidade da água em uma microbacia hidrográfica urbana**

**Pergunta:** Como os diferentes tipos de uso do solo afetam a qualidade das águas no Ribeirão Vermelho?

**Hipótese:** Os afluentes do Ribeirão Vermelho diferem quanto à qualidade das águas em decorrência dos diferentes tipos e intensidade de impactos antrópicos.

**Objetivo:** Avaliar a variabilidade temporal e espacial da qualidade da água em relação aos múltiplos usos e ocupações do solo na bacia hidrográfica do Ribeirão Vermelho.

#### CAPÍTULO 2

##### **Deoxygenation rate, reaeration and potential for self-purification of small tropical urban stream**

**Pergunta:** O Ribeirão Vermelho consegue se autodepurar após a passagem pelo município de Lavras?

**Hipótese:** O Ribeirão Vermelho não exerce seu papel autodepurativo em função das baixas vazões e pelos lançamentos pontuais e não pontuais das fontes de contaminação.

**Objetivo:** Quantificar o coeficiente de desoxigenação ( $K_1$ ) e de reaeração ( $K_2$ ) no Ribeirão Vermelho à jusante dos pontos de confluência com seus principais afluentes após a passagem do mesmo pelo município de Lavras e, modelar a capacidade de autodepuração em termos do balanço de oxigênio dissolvido, do Ribeirão Vermelho, com base no modelo de Streeter-Phelps (1925).

### **CAPÍTULO 3**

#### **Integrated assessment of macroinvertebrate communities in response to different levels of anthropogenic pressure in an urban basin**

**Pergunta:** Como as comunidades de macroinvertebrados bentônicos respondem aos diferentes níveis de pressão antrópica em uma bacia hidrográfica do Ribeirão Vermelho?

**Hipótese:** A relação entre a composição taxonômica e atributos funcionais de macroinvertebrados e variáveis ambientais difere com a escala espacial. Os atributos físico-químicos e a qualidade do habitat apresentarão maior relação com a taxonomia enquanto que o uso do solo terá maior relação com os atributos funcionais das comunidades de macroinvertebrados.

**Objetivo:** Confrontar dados de taxonômicos, métricas e atributos funcionais baseado nas comunidades de macroinvertebrados com o uso do solo, diversidade de habitats e gradientes de qualidade da água. Avaliar as mudanças na estrutura e função da comunidade de macroinvertebrados em relação ao uso da terra na bacia hidrográfica e identificar os bioindicadores mais adequados para bacia hidrográfica estudada.

## REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, Â. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v.1, n.1, p.70-78, 2005.

ALBERTI, M. et al. Integrating humans into ecology: opportunities and challenges for studying urban ecosystems. **Bio Science**, Washington, v.53, n.12, p.1169-1179, 2003.

ALEXANDER, R. B. et al. The role of headwater streams in downstream water quality1. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, Hemdon, v.43, n.1, p.41-59, 2007.

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

BAHADUR, R.; AMSTUTZ, D. E.; SAMUELS, W. B. Water contamination modeling: a review of the state of the science. **Journal of Water Resource and Protection**, Barcelona, v.5, n.2, p.142, 2013.

BARBOUR, M. T. et al. **Rapid bio assessment protocols for use in streams and wade able rivers**. Washington: USEPA, 1999.

BERNHARDT, E. S. et al. Understanding, managing, and minimizing urban impacts on surface water nitrogen loading. **Annals of the New York Academy of Sciences**, New York, v.1134, n.1, p.61-96, 2008.

BONADA, N. et al. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. **Annual Reviews Entomology**, Palo Alto, v.51, p.495-523, 2006.

BOOTH, D. B.; KRASESKI, K. A.; RHETT JACKSON, C. Local-scale and watershed scale determinants of summertime urban stream temperatures. **Hydrological Processes**, Chichester, v.28, n.4, p.2427-2438, 2014.

BRETT, M. T. et al. Non-point-source impacts on stream nutrient concentrations along a forest to urban gradient. **Environmental Management**, New York, v.35, n.3, p.330-342, 2005.

BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v.8, n.1, p. 186-215, 2013.

CALLISTO, M.; GONÇALVES JÚNIOR, J. F.; MORENO, P. Invertebrados aquáticos como bioindicadores. In: GOULART, E.M.A. (Ed.). **Navegando o Rio das Velhas das Minas aos Gerais**. Belo Horizonte: UFMG, 2005.v.1, p.1-12.

ELLIS, E. C. Anthropogenic transformation of the terrestrial biosphere. **Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences**, London, v.369, n.1938, p.1010-1035, 2011.

ELMORE, A. J.; KAUSHAL, S. S. Disappearing headwaters: patterns of stream burial due to urbanization. **Frontiers in Ecology and the Environment**, Washington, v.6, n.6, p.308-312, 2008.

ELSHORBAGY, A.; ORMSBEE, L. Object-oriented modeling approach to surface water quality management. **Environmental Modelling & Software**, Oxford, v.21, n.5, p.689-698, 2006.

FAN, C.; WANG, W. S.; LIAO, M. C. Impact of tidal effects on water quality simulation of Rivers Running through urban area a case study in North Taiwan,” **International Society of Environmental Information Science**, Regina, v. 5, p. 409-414, 2007.

GRIMM, N. B. et al. Global change and the ecology of cities. **Science**, Washington, v.319, n.5864, p.756-760, 2008.

HOGAN, D. M. et al. Mitigating the effects of landscape development on streams in urbanizing watersheds. **Journal of the American Water Resources Association**, Hemdon, v.50, n.1, p.163-178, 2014.

HOUGH, M. **Cities and natural process**. London: Rout ledge, 2004.

HUANG, J. et al. Detecting the dynamic linkage between landscape characteristics and water quality in a subtropical coastal watershed, Southeast China. **Environmental Management**, New York, v.51, n.1, p.32-44, 2013.

JANG, A.; SEO, Y.; BISHOP, P. L. The removal of heavy metals in urban runoff by sorption on mulch. **Environmental Pollution**, Barking, v.133, n.1, p.117-127, 2005.

KAUSHAL, S. S. et al. Interaction between urbanization and climate variability amplifies watershed nitrate export in Maryland. **Environmental Science & Technology**, Easton, v.42, n.16, p.5872-5878, 2008.

MARTINE, G.; MCGRANAHAN, G. Brazil's negligent urban transition and its legacy of divided cities. In: \_\_\_\_\_. **Urban growth in emerging economies: lessons from the BRICS**. London: Rout ledge, 2014. p.15.

MEYER, J. L. et al. The contribution of headwater streams to biodiversity in river networks. **Wiley Online Library**, New York, v.43, n.1 p.86-103 2007.

NELSON, K. C.; PALMER, M. A. Stream temperature surges under urbanization and climate change: data, models, and responses. **Wiley Online Library**, New York, v.43, n.2, p.440-452, 2007.

PAUL, M. J.; MEYER, J. L. Streams in the urban landscape. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v.32, p.333-365, 2001.

PELLERIN, B. A.; KAUSHAL, S. S.; MCDOWELL, W. H. Does anthropogenic nitrogen enrichment increase organic nitrogen concentrations in runoff from forested and human-dominated watersheds? **Ecosystems**, New York, v.9, n.5, p.852-864, 2006.

PELLETIER, G. J.; CHAPRA, S. C.; TAO, H. QUAL2Kw—a framework for modeling water quality in streams and rivers using a genetic algorithm for calibration. **Environmental Modelling & Software**, Oxford, v.21, n.3, p.419-425, 2006.

PICKETT, S. T. A. et al. Urban ecological systems: Scientific foundations and a decade of progress. **Journal of Environmental Management**, London, v.92, n.3, p.331-362, 2011.

RAMACHANDRA, T. V.; BHARATH, S.; BHARATH, A. Spatial-temporal dynamics along the terrain gradient of diverse landscape. **Journal of Environmental Engineering and Landscape Management**, Saskatoon, v.22, n.1, p.50-63, 2014.

ROY, A. H. et al. Investigating hydrologic alteration as a mechanism of fish assemblage shifts in urbanizing streams. **Journal of the North American Benthological Society**, Saskatoon, v.24, n.3, p.656-678, 2005a.



ROY, A. H. et al. Reach-scale effects of riparian forest cover on urban stream ecosystems. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v.62, n.10, p.2312-2329, 2005b.

SALORANTA, T. M. Highlighting the model code selection and application process in policy-relevant water quality modelling. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v.194, n.1, p.316-327, 2006.

SCOGGINS, M. et al. Occurrence of polycyclic aromatic hydrocarbons below coal-tar-sealed parking lots and effects on stream benthic macroinvertebrate communities. **Journal of the North American Benthological Society**, Saskatoon, v.26, n.4, p.694-707, 2007.

SEITZINGER, S. P.; SANDERS, R. W.; STYLES, R. Bioavailability of DON from natural and anthropogenic sources to estuarine plankton. **Limnology and Oceanography**, Baltimore, v.47, n.2, p.353-366, 2002.

SHIELS, D. R. Implementing landscape indices to predict stream water quality in an agricultural setting: an assessment of the Lake and River Enhancement (LARE) protocol in the Mississinewa River watershed, East-Central Indiana. **Ecological Indicators**, Coimbra, v.10, n.6, p.1102-1110, 2010.

STREETER, H. W.; PHELPS, E. B. **A study of the pollution and natural purification of the Ohio River**. Newark: US Department of Health, Education, & Welfare, 1958

TUFAIL, M.; ORMSBEE, L. Optimal water quality management strategies for urban watersheds using macro level simulation and optimization models. **Journal of Water Resources Planning and Management**, New York, v.135, n.4, p.276-285, 2009.

WALSH, C. J.; FLETCHER, T. D.; LADSON, A. R. Stream restoration in urban catchments through redesigning storm water systems: looking to the catchment to save the stream. **Journal of the North American Benthological Society**, Saskatoon, v.24, n.3, p.690-705, 2005.

WALSH, C. J. et al. Riverine invertebrate assemblages are degraded more by catchment urbanization than by riparian deforestation. **Freshwater Biology**, Oxford, v.52, n.3, p.574-587, 2007.

WENGRAT, S.; BICUDO, D. D. C. Spatial evaluation of water quality in an urban reservoir (Billings Complex, southeastern Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, São Carlos, v.23, n.2, p.200-216, 2011.

XU, J.; GRUMBINE, R. E.; BECKSCHÄFER, P. Landscape transformation through the use of ecological and socioeconomic indicators in Xishuangbanna, Southwest China, Mekong Region. **Ecological Indicators**, Oxford, v.36, p.749-756, 2014.

YU, D. et al. Detecting land use-water quality relationships from the viewpoint of ecological restoration in an urban area. **Ecological Engineering**, Oxford, v.53, p.205-216, 2013.

ZHANG, G. et al. The control of land-use patterns for storm water management at multiple spatial scales. **Environmental Management**, New York, v.51, n.3, p.555-570, 2013.

**SEGUNDA PARTE**

## ARTIGO 1

### **Relação entre os padrões de uso e ocupação do solo e a qualidade da água em uma bacia hidrográfica urbana**

João Paulo Cunha de Menezes<sup>1</sup>, Ricardo Parreira Bittencourt<sup>2</sup>, Matheus de Sá Farias<sup>2</sup>, Italoema Pinheiro Bello<sup>2</sup>, Ronaldo Fia<sup>3</sup>, Luiz Fernando Coutinho de Oliveira<sup>3</sup>

Normas da Revista Engenharia Sanitária e Ambiental submetido em 29 de janeiro de 2015, aceito para publicação em 10 de junho de 2015.

---

<sup>1</sup> Doutorando em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas, na Universidade Federal de Lavras, Departamento de Engenharia Agrícola (DEG-UFLA), Caixa Postal 3037, CEP 37200-000 Lavras (MG). Bolsista FAPEMIG. E-mail: [jpaulo\\_bio@hotmail.com](mailto:jpaulo_bio@hotmail.com)

<sup>2</sup> Graduando (a) em Engenharia Ambiental e Sanitária na Universidade Federal de Lavras (UFLA).

<sup>3</sup> Professor, DEG-UFLA

## RESUMO

O uso e a ocupação do solo alteram sensivelmente os processos físico-químicos e biológicos dos sistemas naturais aquáticos. Desta forma, os mananciais de superfície são integradores dos fenômenos ocorrentes sobre a superfície da bacia hidrográfica. Assim, o objetivo do trabalho é explorar a variabilidade temporal e espacial da qualidade da água e avaliar as possíveis relações entre os padrões de uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do Ribeirão Vermelho. Foram coletadas amostras de água em dois períodos (verão e inverno) e em quinze seções ao longo do curso d'água. Verificou-se uma forte influência temporal e espacial na qualidade das águas, sendo que, no período de inverno apresentaram as maiores concentrações de nutrientes ( $\text{Cl}^-$ , P,  $\text{NO}_3^-$ ), condutividade elétrica e matéria orgânica. Estes valores influenciaram os valores do Índice de Qualidade da Água que variaram entre 84 e 9 no período do verão e de 66 a 6 no inverno. Em relação ao nível de trofia do manancial, foram verificados valores médios do Índice de Estado Trófico de 30 no período chuvoso e de 93 no inverno. Com relação aos padrões de uso do solo, foram observadas fortes relações na qualidade da água nos dois períodos avaliados, sendo a principal fonte de contaminação são as áreas urbanas. O Ribeirão Vermelho e seus afluentes são fortemente influenciados pelas formas de uso e ocupação do solo constatada pela entrada de matéria orgânica e de nutrientes nos sistemas hídricos por meio do lançamento de esgoto doméstico sem tratamento e pela presença de atividade agropecuária na área de drenagem da bacia.

**PALAVRAS-CHAVE:** córregos urbanos, qualidade da água, nível de trofia.

**ABSTRACT**

Land use significantly alters the physic chemical and biological processes of natural systems. Thus, surface water sources are integrators of phenomena occurring on the catchment area. Thus, the study aims to explore the spatial and temporal variability of water quality and assess the possible relationships between patterns of land use of the Ribeirão Vermelho watershed. Water samples were collected in two periods (summer and winter) and fifteen sections along the watercourse. There has been strong temporal and spatial influence on water quality, and in winter period showed the highest nutrient concentrations ( $\text{Cl}^-$ , P,  $\text{NO}_3^-$ ), electrical conductivity and organic matter. These values influence the values of the Water Quality Index ranging from 84 to 9 in the summer period and 66-6 in the winter. With respect to trophic conditions of water sources, average values were verified Trophic State Index 30 during the rainy season and 93 in winter. Regarding land use patterns were observed strong relationships in water quality in both periods, the main source of contamination are urban areas. The Ribeirão Vermelho and its effluent's show strong influence of the forms of land use and occupation evidenced by the input organic matter and nutrients in water systems through domestic sewage release untreated and by agriculture in the drainage system of the basin.

**KEYWORDS:** Urban streams, tropical streams, water quality.

## INTRODUÇÃO

A contaminação dos ecossistemas aquáticos resultante das atividades antropogênicas constitui uma das grandes preocupações ecológicas dos últimos anos. Em particular, a má gestão do uso do solo, aliada ao crescimento da população e a expansão industrial observada nas últimas décadas tem resultado no decréscimo da qualidade da água de rios, lagos e reservatórios (ALLAN, 2004; MENEZES et al., 2014; DUPASA et al., 2015; FIA et al., 2015).

Os padrões de uso do solo têm importante influência sobre a qualidade da água (superficial e subterrânea) e nos ecossistemas aquáticos dentro de uma bacia hidrográfica (LEE et al., 2009; TRAN et al., 2010; ROTHWELL et al., 2010; BU et al., 2014, MENEZES et al., 2014; DUPASA et al., 2015; FIA et al., 2015). Inúmeros problemas relacionados com a qualidade da água são causados pelo mau uso do solo, tais como, a urbanização, atividades industriais e agrícolas (NGOYE; MACHIWA, 2004; KANG et al., 2010; DUPASA et al., 2015). Geralmente, o uso e manejo das terras agrícolas têm forte influência sobre as concentrações de nutrientes na água, tais como o nitrogênio e o fósforo (NGOYE; MACHIWA, 2004; WOLI et al., 2004; BU et al., 2014). Enquanto em áreas urbanas e industriais o uso e a ocupação do solo têm sido associados com a poluição orgânica, bem como metais pesados e nutrientes (LI et al., 2009 e KANG et al., 2010).

Desta forma, os rios são particularmente vulneráveis às transformações nos ecossistemas uma vez que integram a paisagem e suas características físico-químicas refletem tanto a configuração geológica que drenam, quanto aos insumos da bacia circundante (ALLAN, 2004). Deste modo, a avaliação físico-química das águas pode ser usada para medir os efeitos que as atividades humanas têm sobre o ambiente (LIMBURG; SCHMIDT, 1990; JONES et

al.,1999; BIS et al., 2000; RIVA-MURRAY et al., 2002; WOODCOCK et al., 2006; ALVES et al., 2013).

Embora os impactos negativos das transformações da paisagem na qualidade da água e nos ecossistemas aquáticos sejam bem documentados (LIMBURG; SCHMIDT, 1990; WOODCOCK et al., 2006; CHRISTOPHER et al., 2010; ALI et al., 2012; PURANDARA et al., 2012; ALVES et al., 2013, KOÇER; SEVGILI, 2014), a importância da urbanização e da agricultura para corpos hídricos continua sendo um tópico a ser discutido a fim de prever o potencial poluidor de um determinado uso e desenvolver práticas de gestão de bacias hidrográficas.

O trabalho teve como objetivos: caracterizar a variabilidade temporal e espacial da qualidade da água em uma bacia hidrográfica fortemente afetada pela urbanização e avaliar a relação entre a qualidade da água e o uso do solo.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

A área de estudo está localizada na Mesorregião Sul do estado de Minas Gerais, entre as coordenadas geográficas 21°11' a 21°16' de latitude Sul e 44°57' a 45°03' de longitude Oeste, pertencente à bacia hidrográfica do rio Ribeirão Vermelho, Lavras, MG. A nascente do Ribeirão Vermelho, bem como seus principais afluentes, encontra-se na zona urbana da cidade de Lavras que, pelo censo de 2010, apresentou cerca de 90.000 habitantes (IBGE, 2010). Após percorrer aproximadamente 15 km, o Ribeirão Vermelho deságua no Rio Grande, um dos principais formadores da bacia hidrográfica do Paraná. Embora a coleta de esgoto seja realizada em uma grande percentagem da área, algumas áreas contam com sistemas séptico ou ligações clandestinas.

Segundo a classificação de Köppen, o clima da região é classificado como Cwb, temperado chuvoso (mesotérmico) com inverno seco e verão



chuvoso, subtropical. A temperatura anual varia de 19,3°C, tendo nos meses mais quente e mais frio, temperaturas médias de 21,3 e 15,1°C, respectivamente, e a precipitação total anual média de 1530 mm (ALVARES et al., 2013).

Para a análise da água, foram coletadas amostras em 15 pontos, sendo nove no curso de água principal (Ribeirão Vermelho) que compõem a rede de drenagem da bacia (P1-P9), e seis nos principais tributários (T1-T6) conforme observado na Figura 1 (A-B).

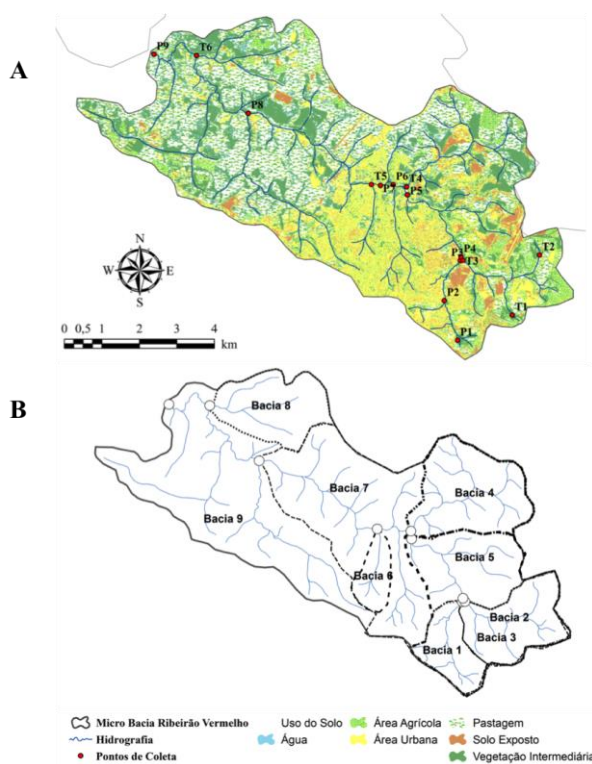


Figura 1. Bacia hidrográfica do Ribeirão Vermelho e identificação dos pontos de coleta de água e sedimento, e avaliação do uso e ocupação do solo (A); e divisão das sub-bacias (B).

Os pontos P1, T1 e T2, representam as principais nascente do Ribeirão Vermelho, os pontos P2-P7 e T3-T5 estão localizados dentro do perímetro urbano do município de Lavras sobre forte impacto antropogênico e os pontos

P8, P9 e T6 estão localizados na zona rural do município. No período do inverno, não foi realizada coleta no ponto P5, pois o referido trecho estava passando por adequações em sua seção transversal e revestimento com estruturas de gabião, causando modificações de suas características hidráulicas. Os pontos de amostragem foram escolhidos de acordo com o posicionamento dos tributários do córrego e da distribuição das possíveis fontes de poluição na paisagem. Nesses pontos foram coletadas amostras em cinco períodos diferentes entre os meses de fevereiro e outubro (21/02, 02/05, 09/07, 12/09, 17/10) de 2014, representando duas épocas amostrais (verão, inverno).

A amostragem da água nos diferentes pontos foi do tipo manual e próximo à superfície, devido a pouca profundidade dos mananciais, utilizando para tal, recipientes plásticos com volume de 1,0 L. Após a coleta, as amostras de água foram acondicionadas em uma caixa térmica e posteriormente encaminhadas ao Laboratório de Qualidade de Água do Núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária do Departamento de Engenharia da Universidade Federal de Lavras para a determinação das seguintes características físicas, químicas e biológicas: cloretos ( $\text{Cl}^-$ , método titulométrico do nitrato de prata), coliformes termotolerantes (CT, método dos tubos múltiplos), condutividade elétrica (CE, condutivímetro), demanda bioquímica de oxigênio ( $\text{DBO}_5$ , método iodométrico), potencial hidrogeniônico (pH, potenciometria), fósforo total (PT) e fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) por colorimetria pelo método do vanado-molibdato, nitrato ( $\text{N-NO}_3^-$ , método do salicilato), oxigênio dissolvido (OD, método iodométrico), série de sólidos (sólidos totais-ST, sólidos totais fixos-STF, sólidos totais voláteis-STV, sólidos suspensos-SS e sólidos dissolvidos-SD, método gravimétrico), temperatura (T) e turbidez (Turb., método nefelométrico). Todas as análises físico-químicas foram baseadas no *Standard Methods* (APHA et al., 2005).

Além das coletas de água nos pontos amostrais, fez-se a amostragem do sedimento do fundo dos mananciais com a finalidade de analisar a distribuição

granulométrica do sedimento e a quantidade de matéria orgânica (MO). Após secagem das amostras ao ar, determinou-se a granulometria do sedimento, por tamizamento em uma bateria de peneiras com aberturas de 2,0 mm, 0,50 mm, 0,25 mm e 0,063 mm de malha, segundo metodologia proposta por Blott e Pye (2001). Na determinação da quantidade de matéria orgânica presente nos sedimentos, empregou-se o método colorimétrico pela digestão a frio com dicromato de sódio associado ao ácido sulfúrico (RAIJ; QUAGGIO, 1983).

As medições de temperatura da água foram feitas no momento das amostragens, utilizando-se um termômetro digital. Para a determinação da vazão nos diferentes trechos do curso de água avaliados, utilizou-se o método hidrométrico, em que, em cada ponto de início e final de trecho, foi levantada a área molhada da seção transversal (A) do canal por batimetria, e a velocidade média (V) do escoamento da água foi medida com o auxílio de medidor de fluxo tipo molinete, e a vazão (Q) obtida pelo emprego da equação da continuidade, ou seja:  $Q = V \times A$ .

Para o cálculo do Índice de Qualidade de Água (IQA), utilizou nove atributos tal como proposto pelo IGAM (2005). Para cada atributo da Equação 1, que define o IQA, foi utilizado o peso de sua importância na determinação do índice de qualidade de água. Os pesos utilizados para cada variável avaliada foram: para OD (% saturação) 0,17; coliformes termotolerantes (NMP 100 mL<sup>-1</sup>) 0,15; pH, 0,12; DBO<sub>5</sub> (mg L<sup>-1</sup>) 0,10; NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (mg L<sup>-1</sup>) 0,10; PO<sub>4</sub><sup>-3</sup> (mg L<sup>-1</sup>) 0,10; turbidez (UNT) 0,08; ST (mg L<sup>-1</sup>) 0,08 e T (°C) 0,10.

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

em que: IQA= Índice de Qualidade de Água (0-100); W<sub>i</sub> = peso relativo do i-ésimo parâmetro; q<sub>i</sub> = valor do subíndice relativo ao i-ésimo parâmetro.

A partir dos valores de IQA foram utilizados os seguintes indicadores de qualidade da água, segundo a classificação IGAM (2005): excelente (90 < IQA

< 100), bom ( $70 < IQA < 90$ ), médio ( $50 < IQA < 70$ ), ruim ( $25 < IQA < 50$ ) e muito ruim ( $25 < IQA < 0$ ). De forma complementar foi avaliado o Índice de Estado Trófico (IET) do Ribeirão Vermelho. Para o cálculo médio do IET, utilizou-se do modelo matemático modificado por Toledo Jr. (1990) ( $IET_T$ ) (Equação 2) e do  $IET_L$  proposto por Lampareli (2004) ( $IET_L$ ) para ambientes lóticos (Equação 3).

$$IET_T = 10 \times \left[ 6 - \left( \frac{\ln\left(\frac{80,32}{P}\right)}{\ln 2} \right) \right] \quad (2)$$

$$IET_L = 10 \times \left[ 6 - \left( \frac{0,42 - 0,36 \times \ln(P)}{\ln 2} \right) \right] - 20 \quad (3)$$

em que:  $IET_T$  = Índice de Estado Trófico proposto por Toledo Jr.;  $IET_L$  = Índice de Estado Trófico proposto por Lampareli; e P = concentração de fósforo total ( $\mu\text{gL}^{-1}$ ).

Para a interpretação do estado trófico dos corpos aquáticos utilizaram os seguintes limites: ultraoligotrófico ( $IET \leq 47$ ), oligotrófico ( $47 < IET \leq 52$ ), mesotrófico ( $52 < IET \leq 59$ ), eutrófico ( $59 < IET \leq 63$ ), supereutrófico ( $63 < IET \leq 67$ ) e hipereutrófico ( $IET > 67$ ).

Para a avaliação da influência do uso do solo na qualidade da água, a bacia hidrográfica do Ribeirão Vermelho foi fragmentada em nove sub-bacias (Figura 1.B), delimitadas a partir de seus divisores topográficos, considerando alguns dos pontos de coleta de água pré-estabelecidos.

As classes de uso do solo foram obtidas a partir da interpretação visual por meio de técnicas de fotointerpretação das ortofotos, visualizações com as imagens do GeoEye do aplicativo Google Earth e também por intermédio da inspeção de campo seguindo os fatores de fotointerpretação sugeridos por Loch (1993). As classes definidas foram: água (AG), área agrícola (AA), área urbana (AU), mata secundária (MS), pastagem (PS) e solo exposto (SE). Para realização da foto interpretação criou-se um arquivo tipo shapefile no aplicativo ArcGis® 10 do tipo polígono, digitalizado em tela na escala de 1:3.000.

Concomitantemente, as classes de uso da terra dentro da área de influência dos pontos foram inseridas no banco de dados do ArcGis® 10.

O conjunto de dados de qualidade da água do Ribeirão Vermelho foi submetido à avaliação por meio de análises multivariadas, empregando as técnicas de análises de agrupamento (análise de cluster), fatorial (AF) e dos componentes principais ACP (WUNDERLIN et al., 2001; SIMEONOV et al., 2003). As análises de agrupamento, AF e ACP foram aplicadas em dados experimentais padronizados pela transformação dos dados a fim de se evitar erros de classificação devido às grandes diferenças de dimensionamento dos dados (LIU et al., 2003).

A padronização tende a aumentar a influência de variáveis cuja variância é pequena e reduzir a influência das variáveis cuja variância é grande. Além disso, o procedimento de normalização elimina a influência de medida e torna adimensional os dados. Para avaliação da influência do uso do solo, primeiramente realizou uma análise descritiva e exploratória dos dados (mínimo, média, máximo, desvio padrão), e posteriormente aplicou o teste correlação de Person (TIMM, 2002).

## **RESULTADOS E DISCUSSÃO**

Os atributos físico-químicos da água durante os dois períodos avaliados estão apresentados nas Figuras 2 e 3. Os maiores valores de OD foram observados nos pontos P1, P2, P3 e T1, nos quais representam as áreas pouco afetadas pela urbanização. Em contraste, os maiores valores de  $\text{Cl}^-$ , CE e  $\text{DBO}_5$  foram observados nos pontos P6, P7, P8 e T5, os quais estão situados à jusante da cidade de Lavras. Quanto à presença de nutrientes, maiores cargas de PT foram encontradas no ponto T6 e de  $\text{N-NO}_3^-$  no ponto T5. Quanto à carga de sólidos na água (ST e Turbidez), observou os maiores valores no ponto T4. As

seções T6 e T5 são seções com forte ocupação agrícola e urbana, conforme observado na Figura 1.

A variação na vazão observada reflete diretamente na qualidade da água, principalmente na diluição de alguns poluentes que podem torna-se tóxicos em uma determinada concentração, além de poder levar à eutrofização e à acidificação dos rios (NILSSON; RENÖFÄLT, 2008).

A temperatura da água apresentou um acréscimo em direção à foz do Ribeirão Vermelho (Figura 2). Os corpos de água naturais apresentam variações de temperaturas sazonais devido ao regime climático normal (OLIVEIRA et al., 2008). Os fatores como latitude, altitude, estação do ano, período do dia e profundidade, influenciam a temperatura superficial. Como os cursos de água avaliados são pouco profundos, verificou-se forte influência da temperatura ambiente na temperatura da água durante o verão, entretanto, no inverno, os tributários do Ribeirão Vermelho influenciaram mais a temperatura da água do que o ambiente (Figura 2). Em locais que recebem despejos orgânicos decorrentes de esgoto sanitário apresentaram uma tendência de aumento da temperatura devido ao fato de que as águas servidas apresentam normalmente temperaturas superiores às dos mananciais. Além disso, o aumento do canal do ribeirão ao longo do percurso provocou a maior exposição à radiação solar e, conseqüentemente, aumento da temperatura da água.

As altas concentrações de OD encontradas nos pontos da cabeceira da rede de drenagem da bacia hidrográfica em contraste aos maiores valores de DBO<sub>5</sub> na foz do Ribeirão Vermelho estão relacionadas ao grau de preservação e perturbação das áreas próximas às seções monitoradas.

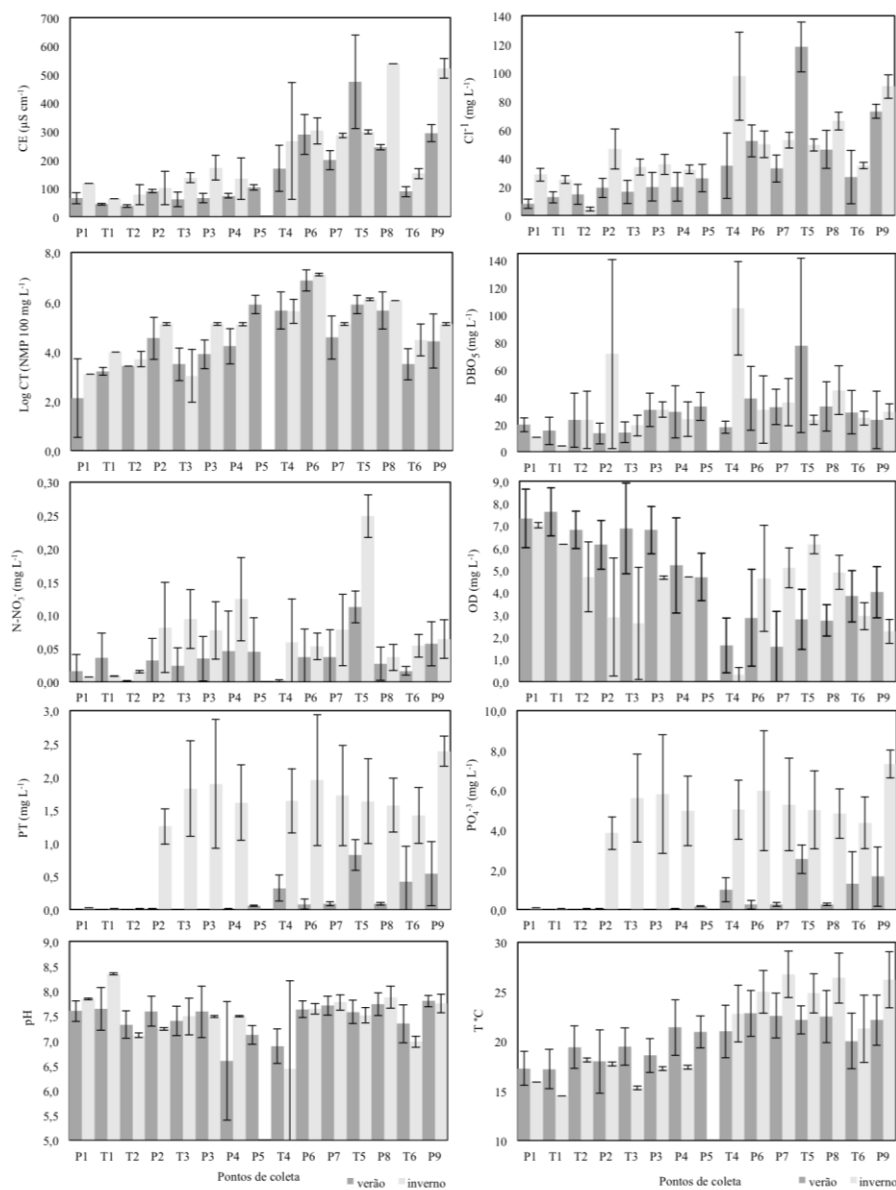


Figura 2. Avaliação espaço-temporal dos atributos químicos da água (médias  $\pm$  desvio padrão) na bacia hidrográfica do Ribeirão Vermelho.

Apesar de a bacia hidrográfica possuir na sua totalidade da área ocupada pela área urbana, em menores ou maiores taxas, as nascentes ainda apresentam áreas florestais que permitem uma manutenção da qualidade da água em função

do efeito que vegetação proporciona na retenção dos sedimentos transportados pelo escoamento superficial. Esse comportamento também é observado nos pontos onde existe área de pastagem. Porém, esses fragmentos não garantem uma total preservação dos mananciais hídricos. Conforme observado na Figura 3, todas as seções monitoradas, mesmo as mais preservadas (nascentes) apresentaram contaminação por CT. A presença de CT nas nascentes provavelmente esta relacionada com o livre acesso de animais bovinos, no qual circulam livremente dentro dessas áreas, trazendo prejuízo na qualidade nas águas (FIA et al., 2015). Para as seções de monitoramento dentro da área urbana, o lançamento de esgotos domésticos, provavelmente, foi à principal contribuição para o aumento dos CT ao longo do Ribeirão Vermelho e seus afluentes, impedindo o uso desses mananciais para a prática esportiva de contato primário.

Os maiores valores de  $DBO_5$  encontrados foram observados dentro (P1, T1 e T2) e após o percurso do ribeirão na área urbana do município de Lavras (P8, P9 e T6). Apesar de o município apresentar uma estação de tratamento de esgoto, ainda é possível observar lançamentos clandestinos de esgoto e resíduos sólidos urbanos no canal principal do ribeirão.

Com relação ao pH e aos atributos PT,  $N-NO_3^-$ , Cl<sup>-</sup>, ST e condutividade elétrica, observou-se um incremento nos valores após a passagem do ribeirão pela área urbana. O aumento dos nutrientes reflete a influência da área urbana na qualidade da água, conforme já mencionada por Walsh et al. (2005), no que o autor chamou de “síndrome de córregos urbanos”.



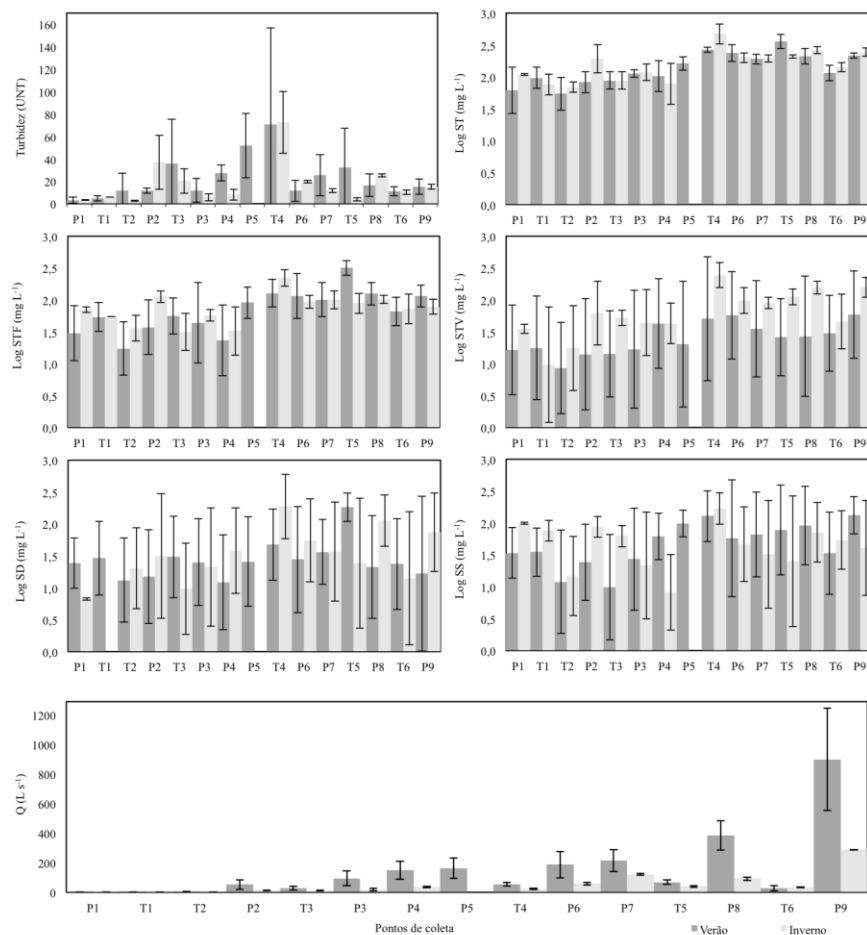


Figura 3. Avaliação espaço-temporal dos atributos físicos da água (médias  $\pm$  desvio padrão) na bacia hidrográfica do Ribeirão Vermelho.

Por meio dos atributos físico-químicos e bacteriológicos, foi possível determinar o IQA para os cursos d'água da bacia do Ribeirão Vermelho. Os índices de qualidade da água determinados nos dois períodos mostram maiores valores de IQA nos pontos P1, T1 e T2 e menores valores nos pontos T3, T4, P6 e P7. Entretanto, os IET apresentaram menores valores nos pontos P1, T1 e T2 e maiores valores nos pontos T4, P6 e P7 (Figura 4).

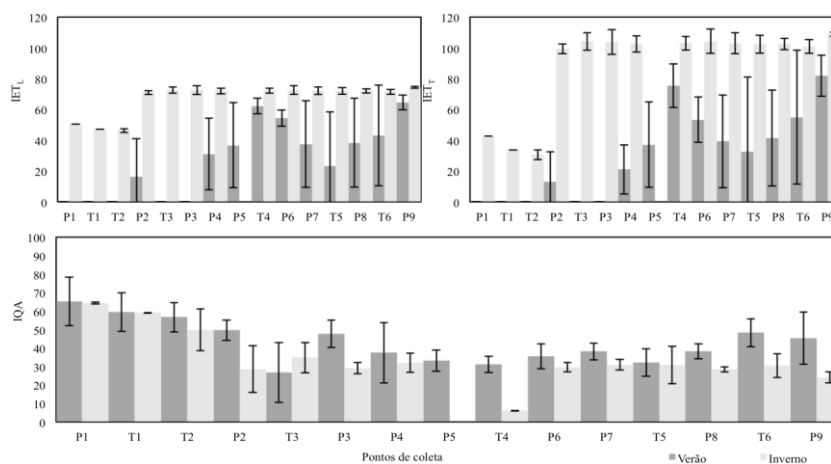


Figura 4. Índice de Estado Trófico (IET<sub>L</sub>-Lampareli; IET<sub>T</sub>-Toledo) e Índice de Qualidade da Água (IQA) da bacia hidrográfica do Ribeirão Vermelho durante período de chuva.

Os valores de IQA variaram no período de verão de 9 (muito ruim) a 84 (bom) e para o inverno de 6 (muito ruim) a 66 (médio). Os maiores valores de IQA estão associados à cabeceira da rede de drenagem da bacia hidrográfica onde se localizam as nascentes e áreas de preservação. Entretanto, por se tratar de nascentes, os valores encontrados de IQA são relativamente baixos. Fia et al. (2015) trabalhando na mesma bacia hidrográfica encontraram valores menores de IQA para a mesma região, mostrando, uma ligeira melhora da qualidade da água ao longo do tempo. Os demais pontos amostrais ao longo do Ribeirão Vermelho e de seus afluentes tiveram suas águas classificadas como de qualidade média a ruim em direção à sua foz. Entretanto, após a passagem do ribeirão pela área urbana do município de Lavras, observou-se um comportamento de depuração da qualidade de suas águas, não chegando a um nível aceitável para preservação de espécies e/ou utilização para consumo (Figura 4).

É importante destacar que, para uma avaliação rigorosa da qualidade de corpos de águas não se deve ficar restrito apenas a um índice de qualidade.

Assim, como forma complementar para o melhor entendimento da qualidade da água do Ribeirão Vermelho foi avaliado o índice de trofia para os diferentes pontos. Pelos resultados obtidos para o índice de estado trófico, verificou-se um ambiente oligotrófico a hipereutrófico, da nascente a foz do Ribeirão Vermelho (Figura 4), indicando uma maior entrada de nutrientes e conseqüentemente uma maior produção primária. Desta forma, as causas acima citadas referentes às variações nas tendências químicas da água estão principalmente associadas às características do aporte de poluentes na bacia.

Com o intuito de avaliar as tendências temporais e espaciais, foi realizada a análise multivariada de agrupamento com os dados de qualidade de água. O procedimento de agrupamento gerou três grupos distintos, com características semelhantes em relação aos tipos de contaminação (Figura 5): Grupo 1 (seção P1, T1, T2 P2 e T3), Grupo 2 (P4, P5 e T4) e Grupo 3 (P6, P7, T5, P8, T6 e P9) no período de verão e, Grupo 1 (P1, T1 e T2), Grupo 2 (P2, T3, P3, P4, P6, P7, T5, P8, T6, P9) e Grupo 3 (T4). Os três grupos correspondem à poluição relativamente baixa, poluição moderada e poluição alta, respectivamente.

O agrupamento das seções implica que, para uma avaliação rápida da qualidade da água na bacia hidrográfica do Ribeirão Vermelho, apenas um local em cada grupo pode servir como uma boa representação da avaliação espacial da qualidade da água em toda rede de drenagem. Desta forma, o número de pontos a serem monitorados dentro de uma bacia pode ser reduzido, e conseqüentemente os custos operacionais, sem perder precisão nos resultados. Na literatura existem vários outros trabalhos que reportam esta abordagem de classificação em programas de qualidade de água (WUNDERLIN et al., 2001; SIMENONOV et al., 2003)

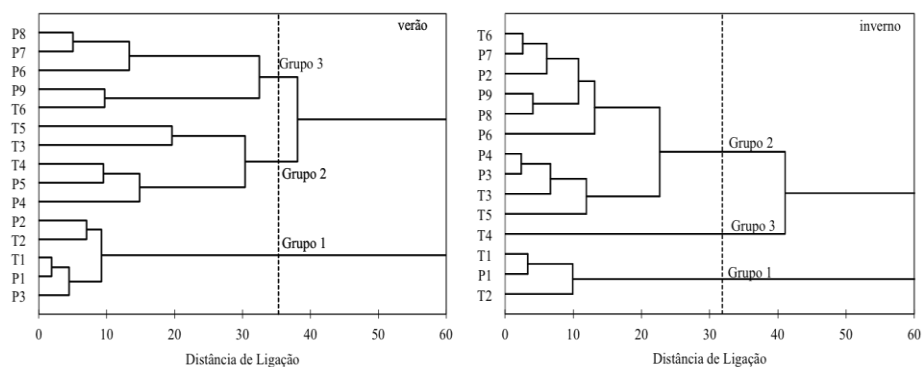


Figura 5. Dendrograma do agrupamento das seções monitoradas nos dois períodos estudados (inverno e verão) na bacia hidrográfica do Ribeirão Vermelho.

A fim de comparar e analisar os atributos de qualidade da água entre as seções monitoradas foi aplicado a Análise Fatorial e Análise de Componentes Principais (AF/ACP) aos dados normalizados. O melhor comportamento das variáveis de qualidade de água no Ribeirão Vermelho foi aquele composto por quatro componentes (C1, C2, C3 e C4) no verão e três (C1, C2 e C3) no período de inverno. A seleção do número de componentes teve como base os princípios sugeridos por Jolliffe (2002), ou seja, a porcentagem acumulada da variância total entre 70 e 90% oferece uma ideia razoável da representação da variância original. Adotou-se, como critério para a seleção dos componentes principais, a porcentagem acumulada da variância total dos dados originais de 70%.

Na Figura 6 observa que as duas componentes (CP1 e CP2), determinadas pela AF/ACP, explicam 52,2 e 62,6% da variância total das variáveis originais nos dois períodos monitorados (verão e inverno, respectivamente). Considerando que, nas componentes CP3 e CP4 (11,2% e 7,6%) no verão e CP3 (11,2%) no inverno, apesar da variação, não correlacionaram com nenhum dos parâmetros. As análises de componentes principais expressam a relação entre fatores e variáveis e permitem identificar as variáveis com maiores inter-relações em cada componente. A primeira

componente nos períodos avaliados está associada às variáveis indicativas de cargas de nutrientes provenientes de esgoto doméstico e uso de compostos nitrogenados.

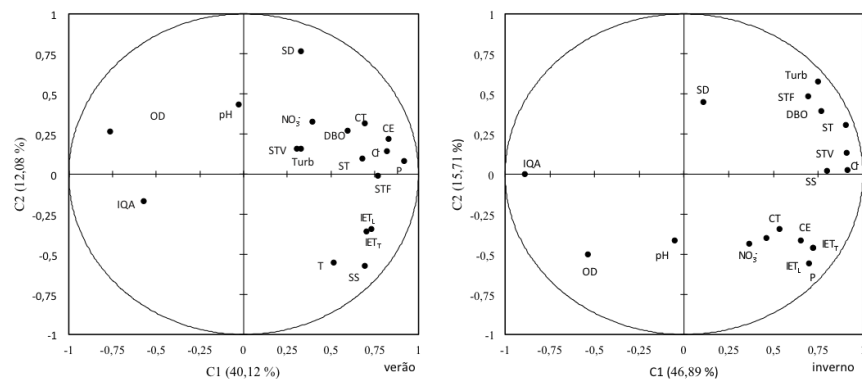


Figura 6. Análise de Componente Principal (ACP) dos atributos de qualidade da água nos dois períodos estudados.

Para maximizar a variância entre os fatores, aplicou-se uma transformação dos eixos pelo emprego do algoritmo Varimax (Figura 6). Este processo maximiza a variância entre os fatores, alterando a raiz característica sem afetar a proporção da variância total explicada pelo conjunto (ANDRADE et al., 2007). Observa-se na Figura 7, uma melhor redistribuição da variância total entre as duas componentes nos períodos avaliados.

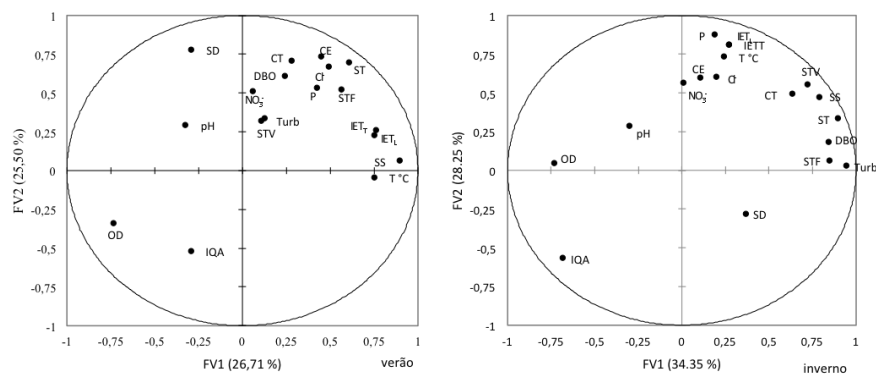


Figura 7. Análise de Componente Principal (ACP) após a aplicação do algoritmo Varimax dos atributos de qualidade da água nos dois períodos estudados.

Comparando-se as Figuras 6 e 7, verificou-se uma redução do percentual da variância total explicada pelas componentes CP1 e CP2 além de um conseqüente aumento do percentual da variância, explicado pela componente CP2 no período do inverno, sem ocorrer variação do total explicado pelas variáveis.

No primeiro fator, no período do verão, as variáveis: SS, T e IET apresentaram peso superior a 0,5, indicando que essas variáveis são as mais significativas na definição da qualidade da água do Ribeirão Vermelho. Este agrupamento representa uma origem comum para esses atributos, basicamente, o primeiro fator é um indicativo de poluição difusa, por material oriundo de áreas agrícolas e urbanas na bacia do Ribeirão Vermelho.

Liu et al. (2003) classificaram as cargas fatoriais como "forte", "moderado" e "fraco" que corresponde a valores absolutos de cargas  $>0,75$ ,  $0,75-0,50$  e  $0,50-0,30$ , respectivamente. No segundo fator as variáveis Cl<sup>-</sup>, DBO<sub>5</sub>, PT, NO<sub>3</sub>, CT e SD foram as mais significativas (carga  $0,75-0,50$ ). Este agrupamento representa as fontes de poluição antropogênica e pode ser explicado devido aos altos níveis de matéria orgânica dissolvida que consomem grandes quantidades de oxigênio, que passa por processos de fermentação anaeróbia levando à formação de amônia e ácidos orgânicos.

No inverno, há uma inversão das variáveis, sendo que no primeiro fator, as variáveis Cl<sup>-</sup>, DBO<sub>5</sub>, turbidez, ST, STV e IQA apresentaram peso superior a 0,75, indicando que essas variáveis são as mais significativas na definição da qualidade da água do Ribeirão Vermelho. Enquanto que, no segundo fator, as variáveis P, CT, CE e IET's foram as mais significativas (carga  $> 0,75$ ), estando relacionadas às fontes difusas de contaminação, oriundas de áreas urbanas e agrícolas.

O comportamento das variáveis mostrou que existe uma distinção em relação às fontes de contaminação nos dois períodos avaliados. Na bacia do

Ribeirão Vermelho, a principal forma de contaminação no verão está ligada ao escoamento superficial enquanto no inverno, as fontes antropogênicas contribuem de forma mais expressiva.

Os resultados da análise da granulometria do sedimento para o período de verão e inverno estão apresentados na Tabela 1, juntamente com as concentrações de matéria orgânica (MO) das amostras.

Tabela 1. Caracterização espaço-temporal da granulometria e concentração de matéria orgânica (MO) do sedimento do Ribeirão Vermelho e tributários

Seções	Argila (%)	Silte (%)	Areia (%)		Pedregulho (%)	MO (dag kg <sup>-1</sup> )
			Fina	Grossa		
Verão						
P1	17,00	10,00	15,00	58,00	0,00	0,97
T1	13,00	67,00	4,00	16,00	0,00	0,97
T2	62,00	18,00	9,00	11,00	0,00	1,41
P2	2,70	0,27	3,50	20,48	73,05	0,75
T3	23,85	11,92	11,01	44,94	8,28	1,07
P3	6,21	0,00	9,31	62,09	22,39	0,54
P4	11,00	1,00	9,00	79,00	0,00	0,54
P5	13,00	3,00	6,00	78,00	0,00	0,65
T4	15,00	5,00	17,00	63,00	0,00	0,97
P6	*	*	*	*	*	*
P7	*	*	*	*	*	*
T5	*	*	*	*	*	*
P8	7,00	0,00	10,00	83,00	0,00	0,44
T6	29,00	51,00	16,00	4,00	0,00	3,14
P9	3,36	0,00	1,68	78,97	15,99	0,54
Inverno						
P1	16,00	4,00	10,00	70,00	0,00	0,97
T1	16,00	83,00	1,00	0,00	0,00	0,97
T2	31,00	55,00	11,00	3,00	0,00	1,41
P2	6,00	1,00	4,00	29,00	60,00	0,75
T3	19,00	6,00	7,00	57,00	11,00	1,07
P3	12,00	0,00	7,00	73,00	8,00	0,54
P4	10,00	0,00	6,00	83,66	0,34	0,00
P5	*	*	*	*	*	*
T4	9,00	3,00	12,00	75,00	1,00	0,00
P6	*	*	*	*	*	*
P7	*	*	*	*	*	*
T5	*	*	*	*	*	*
P8	4,00	1,00	2,00	93,00	0,00	0,44
T6	30,00	34,00	18,00	18,00	0,00	3,14
P9	3,36	0,00	1,68	78,97	15,99	0,54

\* Os trechos monitorados referentes aos pontos P6, P7 e T5 estão canalizados, não sendo possível a coleta do sedimento.

A granulometria dos sedimentos dos ambientes lóticos nos pontos avaliados na bacia hidrográfica do Ribeirão Vermelho foi, de modo geral, bastante heterogênea, apresentando diferenças nas frações granulométricas que compõem o sedimento (Tabela 1). Entretanto não foram observadas grandes variações entre os períodos avaliados.

A porcentagem de matéria orgânica presente no sedimento foi maior nos pontos T6, T2 e T3 e os maiores valores de MO foram observados nas áreas de nascentes como também em áreas ocupadas por pastagens. As maiores concentrações de MO podem estar relacionadas com as entradas dos materiais autóctone, nos casos das nascentes e alóctone, no caso das áreas de pastagens. Devido à baixa precipitação pluvial na bacia durante o ano estudado provavelmente ocorreu um acúmulo de MO advindo do material autóctone nas regiões das nascentes.

A bacia hidrográfica do Ribeirão Vermelho apresenta uma área urbanizada, com influências antropogênicas no padrão de uso do solo sobre toda sua extensão (Menezes et al., 2015). O predomínio do uso do solo da bacia é a pastagem (32,6%) e áreas urbanas (21,4%). De forma menos expressiva, ainda aparecem nas cabeceiras da bacia alguns fragmentos florestais (19,3%), sendo que o restante de sua área é ocupado por atividades agropastoris (área agrícola, 16,7%), conforme pode ser observado na Figura 1A.

Para avaliar a relação do uso do solo na qualidade da água, a bacia do Ribeirão Vermelho foi subdivida em 8 sub-bacias, como também foi considerado na análise a bacia por completo, somando 9 bacias (Figura 1B). A composição do uso e ocupação do solo em cada sub-bacia está apresentados na Figura 8.



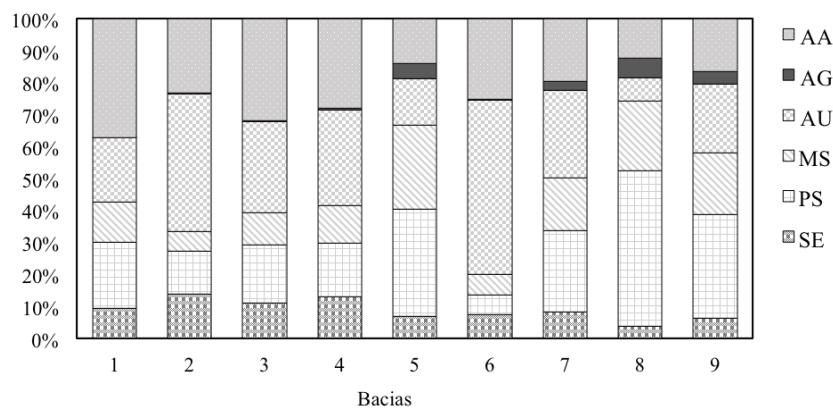


Figura 8. Composição (%) dos diferentes tipos de uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do Ribeirão Vermelho (AG = água; AA = área agrícola; AU = área urbana; MS = mata seca; PS = pastagem; SE = solo exposto).

As áreas urbanas correlacionaram com as maiores concentrações de CE, Cl<sup>-</sup>, DBO<sub>5</sub>, logCT, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e ST, e negativamente com IET's. De forma oposta, as áreas vegetadas e pastagem apresentaram correlações positivas com os índices de estado trófico (IET's), e negativamente com as concentrações de DBO<sub>5</sub>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e OD, com exceção as concentrações de OD para áreas de pastagens.

As regiões com solo descoberto apresentaram correlações positivas com as concentrações de OD e negativamente com as concentrações de CE, Cl<sup>-</sup>, PT e IET's. Para o período de baixas precipitações pluviais, as proporções de áreas agrícolas correlacionaram positivamente com o IQA e negativamente com as concentrações de Cl<sup>-</sup>, DBO<sub>5</sub>, CT e com os sólidos na água (ST, turbidez). As áreas urbanas correlacionaram com as maiores concentrações de CT, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e OD e de forma negativa com a turbidez. De forma oposta, áreas vegetadas apresentaram correlações positivas com as concentrações de Cl<sup>-</sup>, DBO<sub>5</sub>, ST e turbidez, e de forma negativa com as concentrações de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, OD e do IQA. As áreas de pastagens apresentaram relações negativas nas concentrações de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e OD.

Tabela 2. Coeficiente de correlação de Pearson entre o uso da terra e atributos de qualidade da água durante período do verão na bacia hidrográfica do Ribeirão Vermelho.

Atributos	AA		AG		AU		MS		PS		SE	
	r	valor p	r	valor p	r	valor p	r	valor p	r	valor p	r	valor p
CE	-0,23	0,04	0,06	0,61	0,46	1,9E-05	-0,07	0,52	-0,24	0,03	-0,36	1,1E-03
Cl	-0,20	0,08	0,02	0,84	0,49	2,7E-06	-0,14	0,22	-0,26	0,02	-0,35	1,4E-03
DBO <sub>5</sub>	0,02	0,87	-0,17	0,12	0,46	1,8E-05	-0,31	4,6E-03	-0,32	3,7E-03	-0,02	0,89
log CT	-0,12	0,27	-0,04	0,69	0,31	4,2E-03	0,02	0,87	-0,29	0,01	0,06	0,62
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,17	0,13	-0,31	4,4E-03	0,54	2,1E-07	-0,43	5,5E-05	-0,44	4,4E-05	0,05	0,65
OD	0,53	3,8E-07	-0,48	5,1E-06	0,10	0,36	-0,46	1,4E-05	-0,25	0,02	0,49	3,7E-06
P	-0,35	1,2E-03	0,28	0,01	0,15	0,19	0,12	0,28	0,08	0,50	-0,50	2,5E-06
pH	-0,16	0,16	0,06	0,58	0,16	0,16	-0,07	0,52	-0,01	0,91	-0,13	0,26
ST	-0,28	0,01	0,11	0,32	0,37	6,1E-04	0,06	0,60	-0,21	0,07	-0,30	0,01
T	-0,11	0,35	0,09	0,42	0,06	0,60	0,09	0,40	-0,02	0,89	-0,19	0,10
Turbidez.	0,05	0,64	-0,01	0,90	-0,06	0,62	0,14	0,21	-0,06	0,61	0,05	0,67
IQA	-0,33	2,2E-03	0,23	0,03	-0,07	0,55	0,05	0,69	0,25	0,03	-0,08	0,49
IETT	-0,57	2,2E-08	0,60	3,5E-09	-0,35	1,6E-03	0,59	7,7E-09	0,46	1,3E-05	-0,50	2,1E-06
IETL	-0,51	1,4E-06	0,54	1,6E-07	-0,35	1,2E-03	0,56	4,5E-08	0,43	5,4E-05	-0,42	8,5E-05

AG = água; AA = área agrícola; AU = área urbana; MS = mata seca; PS = pastagem; SE = solo exposto; r = coeficiente de correlação de Pearson, p = valor de significância.

Tabela 3 Coeficiente de correlação de Pearson entre o uso da terra e atributos de qualidade da água durante período de inverno na bacia hidrográfica do Ribeirão Vermelho, Brasil.

Atributo	AA		AG		AU		MS		PS		SE	
	r	valor p	r	valor p	r	valor p	r	valor p	r	valor p	r	valor p
CE	-0,38	0,01	0,27	0,06	0,05	0,74	0,24	0,10	0,08	0,61	-0,27	0,06
Cl	-0,54	7,9E-05	0,49	3,7E-04	-0,22	0,13	0,60	6,8E-06	0,27	0,06	-0,37	0,01
DBO <sub>5</sub>	-0,44	1,7E-03	0,41	4,1E-03	-0,27	0,06	0,57	1,9E-05	0,25	0,09	-0,16	0,28
log CT	-0,43	2,3E-03	0,11	0,46	0,41	3,5E-03	-0,01	0,95	-0,20	0,18	-0,04	0,77
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,35	0,01	-0,47	7,2E-04	0,63	1,3E-06	-0,54	7,6E-05	-0,60	7,7E-06	0,09	0,53
OD	0,33	0,02	-0,55	5,2E-05	0,70	3,0E-08	-0,74	2,3E-09	-0,60	7,9E-06	0,36	0,01
P	0,02	0,91	-0,04	0,77	0,04	0,81	-0,02	0,88	-0,05	0,75	0,07	0,64
pH	0,24	0,10	-0,30	0,04	0,27	0,07	-0,35	0,02	-0,27	0,07	0,20	0,18
ST	-0,55	4,4E-05	0,49	3,6E-04	-0,20	0,17	0,61	5,1E-06	0,25	0,08	-0,35	0,01
T	-0,59	8,4E-06	0,46	9,3E-04	0,05	0,75	0,34	0,02	0,19	0,21	-0,52	1,3E-04
Turb.	-0,33	0,02	0,42	3,1E-03	-0,42	2,8E-03	0,66	4,2E-07	0,32	0,03	-0,23	0,11
IQA	0,51	2,2E-04	-0,46	1,0E-03	0,26	0,07	-0,58	1,3E-05	-0,28	0,05	0,23	0,12
IETT	0,00	0,98	0,00	0,98	0,00	0,98	0,03	0,86	-0,01	0,94	0,02	0,90
IETL	0,00	0,98	0,00	0,98	0,00	0,98	0,03	0,86	-0,01	0,94	0,02	0,90

AG = água; AA = área agrícola; AU = área urbana; MS = mata seca; PS = pastagem; SE = solo exposto; r = coeficiente de correlação de Pearson, p = valor de significância.

A influência das atividades humanas dentro da bacia hidrográfica é claramente refletida nos atributos físico-químicos e biológicos na água. Vários estudos têm registrado que bacias hidrográficas altamente urbanizadas e bacias que possuem áreas agrícolas têm, de forma geral, degradado os mananciais hídricos e os ecossistemas aquáticos adjacentes, devido à alteração das condições dos diversos tipos de uso e ocupação do solo, incrementando as concentrações de atributos de qualidade das águas, tais como os nutrientes (TONG; CHEN, 2002; BAKER, 2003; WALSH et al., 2005; LEE et al., 2009; LI et al., 2009; WALKER et al., 2009; FIA et al., 2014; RAMIREZ et al., 2014).

As áreas com vegetação estão associadas com a maioria das variáveis de qualidade da água durante o período de baixa precipitação pluvial na bacia. Além disso, a proporção de áreas verdes tem sido relacionada com a redução das concentrações de alguns nutrientes, tais como concentrações de  $\text{N-NO}_3^-$  durante os dois períodos monitorados, o que sugere a fixação e absorção deste nutriente em função da presença das florestas e das áreas de pastagens (PIATEK et al., 2009; BU et al., 2014) em oposição aos maiores valores de  $\text{DBO}_5$ , CT e  $\text{N-NO}_3^-$  foram encontrados em áreas urbanas.

Entretanto, para alguns elementos, tais como P e OD ocorreram relações opostas ao esperado. Devido às baixas precipitações pluviais em comparação com as normais hidrológicas, as nascentes avaliadas, na maioria das campanhas, apresentaram baixa vazão, chegando a secar por completo em alguns pontos, alterando e influenciando de forma direta a concentração de oxigênio dissolvido. As baixas vazões registradas, aliadas a um maior aporte de material autóctone na área, proporcionou um aumento da carga orgânica nas nascentes no período de baixas precipitações pluviais. Conforme observado na Tabela 2, as áreas de mata apresentaram uma forte relação com as concentrações de sólidos, turbidez, refletindo a decomposição do material autóctone. Aliado às baixas vazões houve

um maior consumo do oxigênio para a estabilização deste material, refletindo em uma redução da qualidade da água.

Com relação às áreas agrícolas, não foram observados incrementos de nutrientes durante a estação chuvosa como citado por outros autores (LI et al., 2009; TRAN et al., 2010). Provavelmente, a baixa precipitação ocorrida de forma anormal durante o ano avaliado não proporcionou escoamento superficial suficiente para que ocorresse o transporte de nutrientes. Durante a estação chuvosa, a utilizações de terras agrícolas disponibilizaram mais nutrientes para a água do que durante a estação seca, em função do escoamento superficial de terras agrícolas (LI et al., 2009 e TRAN et al., 2010).

## **CONCLUSÃO**

A qualidade da água na bacia do Ribeirão Vermelho apresentou tendências divergentes para os atributos de qualidade da água.

As variações espaciais e temporais na qualidade da água estão associadas com diferentes fontes de contaminação ao longo da bacia, sendo que para o período de verão, as principais fontes de contaminação estão relacionadas com o escoamento superficial, principalmente de áreas agrícolas e rurais, e no período de inverno as principais fontes de contaminação estão relacionadas aos lançamentos de esgoto na área urbana.

A análise de correlação entre a qualidade da água e os diferentes tipos de uso e ocupação do solo mostra uma significativa relação entre os dois grupos de variáveis durante os dois períodos avaliados. Tendo a urbanização como a principal fonte de contaminação do manancial.

## REFERÊNCIAS

ALI, H.; ABUSTAN, I.; RAHMAN, A.; HAQUE, A.A.M. Sustainability of groundwater resources in the North-Eastern Region of Bangladesh. *Water Resources Management*, v.26, p.623–641, 2012.

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

ALVARES, C.A., STAPE, J.L., SENTELHAS, P.C., GONÇALVES, J.L.M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v.22, n. 6, p.711-728, 2013.

ALVES, R.I.S.; CARDOSO, O.O.; TONANI, K.A.A.; JULIÃO, F.C.;TREVILATO, T.M.B SEGURA-MUÑOZ, S.I. Water quality of the Ribeirão Preto Stream, a water course under anthropogenic influence in the southeast of Brazil. *Environmental Monitoring Assessment*, v.185, p.1151–1161, 2013.

AMERICAN PUBLIC HEATH ASSOCIATION – APHA. (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Washington DC, 21th. ed., 2005.

ANDRADE, E.M.; ARAÚJO, L.F.P.; ROSA, M.F.; DISNEY, W.; ALVES, A.B. Seleção dos indicadores da qualidade das águas superficiais pelo emprego da análise multivariada. *Engenharia Agrícola*, v.27, p.683-690, 2007.

APHA - American Public Health Association; AWWA - American Water Works Association; WEF - Water Environment Federation. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21<sup>th</sup> ed. Washington: APHA/AWWA/WEF, 2005, [s.n.].

BAKER, A. Land use and water quality. *Hidrology Process*, v. 17, pp. 2499-2501, 2003.  
BIS, B.; ZDANOWICZ, A.; ZALEWSKI M. Effects of catchment properties on hydrochemistry, habitat complexity and invertebrate community structure in a Lowland River. *Hydrobiology*, v.422, n.423, p. 369–387, 2000.

BLOTT, S.J.; PYE, K. GRADISTAT: a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. *Earth Surf Proc Land*, v.26, p. 1237–1248, 2001.

BU, H.; MENG, W.; ZHANG, Y.; WAN, J. Relationships between land use patterns and water quality in the Taizi River basin, China. *Ecological Indicators*, v.41, p.187-197, 2014.

CHRISTOPHER, P.; TRAN, R.W.B.; ALEXANDER, J.; GARY, S.K. Land-use proximity as a basis for assessing stream water quality in New York State (USA). *Ecological Indicators*, v.10, n.3, 2010.

DUPASA, R.; DELMASC, M.; DORIOZD, J.M.; GARNIERE, J.; MOATARF, F.; GASCUEL-ODOUXA, C. Assessing the impact of agricultural pressures on N and P loads and eutrophication risk. *Ecological Indicators*, v.48, p.396–407, 2015.

FIA, R.; TADEU, H.C.; MENEZES, J.P.C.; FIA, F.R.L.; OLIVEIRA, L.F.C. Qualidade da água de um ecossistema lótico urbano. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 2015.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Demográfico 2010. Brasília: Imprensa Nacional/Diário Oficial da União, nº 211, Seção 1, p.110, 2010.

IGAM - Instituto Mineiro de Gestão das Águas. Sistema de cálculo da qualidade da água (SCQA): Estabelecimento das Equações do índice de Qualidade das Águas (IQA). Relatório 1. 2005. Disponível em: <[http://aguas.igam.mg.gov.br/aguas/downloads/SCQA\\_final.pdf](http://aguas.igam.mg.gov.br/aguas/downloads/SCQA_final.pdf)>. Acesso em: 10 Out 2013.

JOLLIFFE, L.T. *Principal component analysis*. 2.ed. New York: Springer, 487p., 2002.  
JONES, E.B.D.; HELFMAN, G.S.; HARPER, J.O.; BOLSTAD P.V. Effects of riparian forest removal on fish assemblages in Southern Appalachian streams. *Conservation Biology*, v.13, n.6, p.1454–1465, 1999.

KANG, J.-H.; LEE, S.W.; CHO, K.H.; KI, S.J.; CHA, S.M.; KIM, J.H. Linking land-use type and stream water quality using spatial data of fecal indicator bacteria and heavy metals in the Yeongsan river basin. *Water Research*, v.44, p.4143-4157, 2010.

KOÇER, M.A.T.; SEVGILI, H. Parameters selection for water quality index in the assessment of the environmental impacts of land-based trout farms. *Ecological Indicators*, v.36, p.672-681, 2014.

LAMPARELI, M.C. Graus de trofia em corpos de água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. 2004. 207 f. Tese (Doutorado em Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) - Universidade de São Paulo, Instituto de Biociências, São Paulo, 2004.

LEE, S.-W.; HWANGS, S.-J.; LEE, S.-B.; HWANGS, H.-S. SUNG, H.-C. Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality characteristics. *Landscape and Urban Planning*, v.92, p.80-89, 2009.

LI, S.; GU, S.; TAN, X.; ZHANG, Q. Water quality in the upper Han River basin, China: the impacts of land use/land cover in riparian buffer zone. *Journal of Hazardous Materials*, v.165, p.317-324, 2009.

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

LIU, C.W.; LIN, K.H.; KUO Y.M. Application of factor analysis in the assessment of groundwater quality in a black foot disease area in Taiwan. *Science of the Total Environment*, v.313, p.77–89, 2003.

LOCH, C. Noções básicas para interpretação de imagens aéreas, bem como algumas de suas aplicações nos campos profissionais. Florianópolis, UFSC, 3º ed ver. e ampl., 120p.1993.

MENEZES, J.P.C.; BERTOSSI, A.P.A.; SANTOS, A.R.; NEVES, M.A. Correlation between land use and groundwater quality. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.19, p.173-186, 2014.

NGOYE, E.; MACHIWA, J.F.; The influence of land use patterns in the Ruvu river watershed on water quality in the river system. *Physics and Chemistry of the Earth*, v.29, p.1161-1166, 2004.

NILSSON, C.; RENÖFÄLT, B.M. Linking flow regime and water quality in rivers: a challenge to adaptive catchment management. *Ecology and Society*, v.13, n.2, p.18, 2008.

OLIVEIRA, L.C.; GOMES, B.M.; BAUMGARTNER, G.; SEBASTIEN, N.Y. Variação espacial e temporal dos fatores limnológicos em riachos da microbacia do Rio São Francisco Verdadeiro. *Engenharia Agrícola*, v.28, n.4, p.770-781, 2008.

PIATEK, K.B.; CHRISTOPHER, S.F.; MITCHELL, M.J. Spatial and temporal dynamics of stream in a forested watershed. *Hydrology and Earth System Sciences*, v.13, p.423-439, 2009.

PURANDARA, B.K.; VARADARAJAN, N.; VENKATESH, B.; CHOUBEY, V.K. Surface water quality evaluation and modeling of Ghataprabha River, Karnataka, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, v.184, p.1371–1378, 2012.

RAIJ, B. VAN.; QUAGGIO, J.A. Métodos de solo para fins de fertilidade. Campinas: Instituto Agrônômico, 1983.

RAMIREZ, A.; ROSAS, K.G.; LUGO, A.E.; RAMOS-GONZÁLEZ, O.M.R. Spatio-temporal variation in stream water chemistry in a tropical urban watershed. *Ecology and Society*, v.19, p.1-11, 2014.

RIVA-MURRAY, K.; BODE, R.W.; PHILLIPS, P.J.; WALL G.L. Impact source determination with biomonitoring data in New York State: concordance with environmental data. *Northeastern Naturalist*, v.9, n.2, p.127–162, 2002.



ROTHWELL, J.J.; DISE, N.B.; TAYLOR, K.G.; ALLOTT, T.E.H.; SHCOLEFIELD, P.; DAVIES, H.; NEAL, C. A special and seasonal assessment of river water chemistry across North West England. *Sciences of the Total Environment*, v.408, p.841-855, 2010.

SIMEONOV, V.; STRATIS, J.A.; SAMARA, C.; ZACHARIADIS, G.; VOUTSA, D.; ANTHEMIDIS, A.; SOFONIOU, M.; KOUIMTZIS TH. Assessment of the surface water quality in Northern Greece. *Water Research*, v.37, p. 4119–4124, 2003.

TIMM, N.H. *Applied multivariate analysis*. Springer, 693 p., 2002.

TOLEDO Jr., A.P. Informe preliminar sobre os estudos para obtenção de um índice para avaliação simplificada do estado trófico de reservatórios de regiões quentes tropicais. São Paulo: CETESB, 1990. 11p. (Relatório técnico).

TONG, S.T.Y.; CHEN, W. Modeling the relationship between land use and surface water quality. *Journal of Environmental Management*, v.66, p.377-393, 2002.

TRAN, C.P.; BODE, R.W.; SMITH, A.J.; KLEPPEL, G.S. Land-use proximity as a basis for assessing stream water quality in New York State (USA). *Ecological Indicators*, v.10, p.727-733, 2010.

WALKER, T.R.; CRITTENDER, P.D.; DAUVALTER, V.A. JONES, V.; KUHR, P.; LOSKUTOVA, O.; MIKKOLA, K.; NIKULA, A.; PATOVA, E.; PONOMAREV, V.I.; PYSTINA, T.; RATTI, O.; SOLOVIERA, N.; STENINA, A.; VIRTANEN, T.; YOUNG, S.D. Multiple indicators of human impacts on the environment in the Pechova Basin, north-eastern European Russia. *Ecological Indicators*, v. 9, p.765-779, 2009.

WALSH, C.J.; ROY, A.H.; FEMINELLA, J.W.; COTTINGHAM, P.D.; GROFFMAN, P.M.; MORNAN, R.P. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, v.24, p.706-723, 2005.

WOLI, K.P.; NAGUMO, T.; KURAMOCHI, K.; HATANO, R. Evaluating river water quality through land use analysis and N budget approaches in livestock farming areas. *Sciences of the Total Environment*, v.329, p.61-74, 2004.

WOODCOCK, T.; MIHUC, T.; ROMANOWICZ, E.; ALLEN, E. Land-use effects on catchment – and patch – scale habitat and macroinvertebrate response in the Adirondack Uplands American. *Fisheries Society Symposium*, v.48, p.395–411, 2006.

WUNDERLIN, D.A.; DIAZ, M.P.; AME, M.V.; PESCE, S.F.; HUED, A.C.; BISTONI M.A. Pattern recognition techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality. A case study: Suquia river basin (Cordoba-Argentina). *Water Research*, v.35, p.2881–2894, 2001.

**ARTIGO 2****Deoxygenation rate, reaeration and potential for self-purification of small tropical urban stream**

João Paulo Cunha de Menezes<sup>1,2</sup>, Ricardo Parreira Bittencourt<sup>3</sup>, Matheus de Sá Farias<sup>3</sup>, Italoema Pinheiro Bello<sup>3</sup>, Luiz Fernando Coutinho de Oliveira<sup>4</sup>, Ronaldo Fia<sup>4</sup>, Samantha Jane Hughes<sup>5</sup>

Normas da revista *Ambiente & Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, submetido em 2 de fevereiro de 2015, aceito para publicação em 1 de julho de 2015.

<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1599>

---

<sup>1</sup>The paper is from part of the research of doctoral dissertation of the first author. Financed by FAPEMIG.

<sup>2</sup>Graduate Program in Water Resources in Agricultural System, Federal University of Lavras, Brazil; corresponding author: jpaulo\_bio@hotmail.com

<sup>3</sup>Degree in Environmental Engineering, Federal University of Lavras, Brazil.

<sup>4</sup>Engineering Department, Federal University of Lavras, Brazil.

<sup>5</sup>Fluvial Ecology Laboratory, Centre for Research and Technology of Agro-Environmental and Biological Sciences, University of Trás-os-Montes e Alto Douro, 5000-801 Vila Real, Portugal

**ABSTRACT**

Mathematical models used to simulate the water quality and the processes of self-purification of water bodies are important tools to support effective water resource management. The objective of this study was to evaluate the impact of organic pollution on water quality and the assimilative capacity of organic matter in the Ribeirão Vermelho stream situated in the city of Lavras in Minas Gerais. The deoxygenation rate ( $K_1$ ) and reaeration ( $K_2$ ) were determined and tested in three segments of the Ribeirão Vermelho over two seasons (summer and winter). The purification process simulation was performed using the Streeter- Phelps model. The highest  $K_1$  and  $K_2$  values occurred during the winter period which was characterized by lower flows. Simulation of the dissolved oxygen profile and biological oxygen demand fitted the model well, indicating the prevalence of carbonaceous deoxygenation due to nitrification and also demonstrating the importance of natural reaeration as part of the purification process. Different response was observed during the winter, in which the high primary productivity values stood in the reaeration process stream. Biological oxygen demand values did not meet the limits recommended by the Resolution of the Ministry of the Environment 430/2011 throughout the river system and the entire study period. In conclusion, the Ribeirão Vermelho is unable to self-purify along its entire length, and water quality is influenced by effluent discharge which intensifies degradation.

**KEYWORDS:** effluent release, Streeter Phelps models, water quality.

## RESUMO

Os modelos matemáticos utilizados para simular a qualidade da água e o processo de autodepuração de corpos d'água são importantes ferramentas de auxílio à gestão dos recursos hídricos. Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar o impacto da poluição orgânica na qualidade da água e a capacidade de assimilação da matéria orgânica no Ribeirão Vermelho. Para essa finalidade, foram desenvolvidos e testados os coeficientes de desoxigenação ( $K_1$ ) e reaeração ( $K_2$ ), em três trechos e em dois períodos distintos (verão e inverno). Os maiores valores de  $K_1$  e  $K_2$  foram obtidos durante o inverno, onde foram registradas as menores vazões. A simulação do processo de autodepuração foi realizada com o uso do modelo de Streeter-Phelps. A simulação do perfil de OD e  $DBO_5$  no verão apresentou calibração aceitável, tendo em vista a otimização dos coeficientes, evidenciando a prevalência da desoxigenação por demanda carbonácea sobre a nitrificação e a importância da reaeração natural no processo de autodepuração. Comportamento diferente foi observado no inverno, no qual os altos valores de produtividades sobressaíram no processo de reaeração no ribeirão. Apenas o atributo demanda bioquímica de oxigênio não respeitou os limites preconizados pela Resolução do Ministério do Meio Ambiente 430/2011, tendo ficado em toda a extensão do rio e, em ambos os períodos, fora da regulamentação. Desta forma, conclui-se que o Ribeirão Vermelho não consegue se autodepurar ao longo de sua extensão até a foz, tendo a qualidade de suas águas influenciadas por lançamentos de efluentes que intensifica o processo de degradação do rio.

**PALAVRAS-CHAVE:** lançamento de efluentes, StreeterPhelps, qualidade da água.

## INTRODUCTION

Rivers play an important role in the uptake and transport of industrial, municipal effluents and organic loading caused by runoff from agricultural fields, roads, and streets. Leaching and direct effluent discharge are primary sources of water pollution (Shrestha and Kazama, 2007). This problem is exacerbated when the purifying capacity of river systems is low in relation to the received contaminants.

Water self-purification is a complex process involving physical, chemical and biological processes that occur simultaneously, allowing a river can recover its natural state over a certain distance (Vagnetti et al., 2003; Demars and Manson, 2013). Depuration comprises different mechanisms such as dilution, sedimentation, reaeration, adsorption, absorption, and chemical and biological reactions, and can be evaluated by the same mathematical model (Bahadur et al., 2013, González et al., 2014). Water quality models are essential tools for the development of planning and management measures for water resources in river basins (Panagopoulos et al., 2012).

The precursor of more contemporary water quality models was proposed by Streeter and Phelps (1925), and was applied in a study on the Ohio River to increase the efficiency of actions to control pollution. The Streeter-Phelps model has resulted in the subsequent development of numerous numerical models used in computer applications, such as: QUAL-I, II and E (Fischer, 1995), QUAL-2K (Chapra et al., 2006), among others (Bahadur et al., 2013). These models, derived from classical Streeter-Phelps equations, have been widely used not only in to assess water quality, but also to predict damage resulting from the implementation of water resources management measures.

The Streeter-Phelps model describes “as oxygen demand decreases in a river or stream along a certain distance by degradation of biochemical oxygen

demand. Changes in the oxygen content of polluted waters over time can be studied by using the dissolved oxygen sag curve” (von Sperling, 2014). “This differential equation states that the total change in oxygen deficit is equal to the difference between the two rates of oxygenation ( $K_1$ ) and reaeration ( $K_2$ ) at any time” (Streeter and Phelps; 1925, von Sperling, 2014).

Estimation of  $K_1$  and  $K_2$  parameters is important for selecting a solution curve that best represents a real system. However, there is no method available to determine values that fit precisely to the reality of a given water body. Reaeration coefficients vary widely due to their dependence on air-water interface turbulence making them complex and difficult to accurately measure. Several studies give methods to estimate  $K_1$  and  $K_2$  that provide reasonable approximations within predefined limits. However, due to the non-linearity nature of these coefficients, there is no formula for generic cases (Raymond et al., 2012; Cox, 2003; Haider et al., 2013 Benson et al., 2014).

Nowadays there is a strong interest in integrated approaches to the management of urban basins, since these systems are subject to a wide range of environmental problems. The primary objective of this study was to assess the impact of organic pollution on river water quality and the water self-purification capacity in the Ribeirão Vermelho watershed.

## **MATERIAL AND METHODS**

Located in the Greater Region South of Minas Gerais, the Ribeirão Vermelho watershed, a tributary of the Rio Grande, includes the city of Lavras (Figure 1). Both the source and main tributaries of the Ribeirão Vermelho are situated in the urban area of the city of Lavras which has a population of approximately 90,000 inhabitants (IBGE, 2010). After flowing for approximately 15 km, the Ribeirão Vermelho flows into the Rio Grande, one of

the main tributaries in the Rio Paraná watershed. Although most of the area of the Ribeirão Vermelho watershed has sewerage, some areas have septic tank systems and also illegal sewerage that discharges directly into the watercourse.

According to the Köppen classification, the climate where the city of Lavras is situated is classified as Cwb, which describes a rainy temperate (mesothermal) climate with a dry winter and a rainy summer. The region is subtropical with an annual temperature of approx. 19.3°C (maximum of 21.3°C 15.1°C). The normal annual rainfall is approximately 1,530 mm (Alvares et al., 2013).

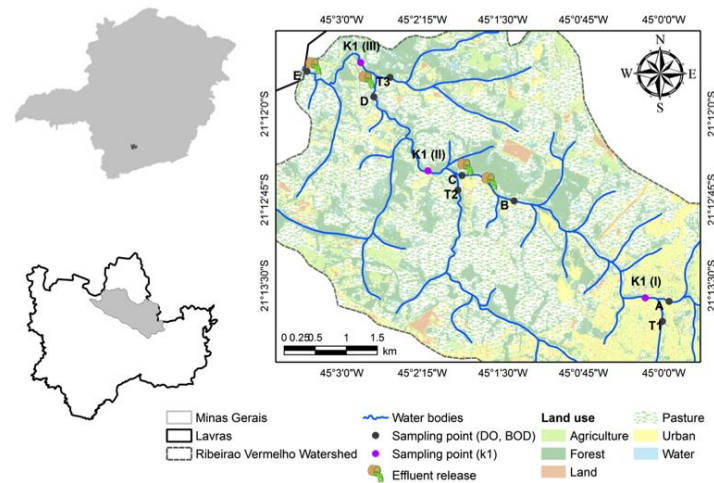


Figure 1. Location of the Ribeirão Vermelho watershed, with detail of land use and the sampling points for the Streeter-Phelps model input parameters and effluent discharges.

The Ribeirão Vermelho stream was divided into three sections for the simulation study of the purification process, namely: section I, from 0 to 4.76 km; II, from 4.76 to 7.19 km and III, from 7.19 to 8.65 km (Figure 1). The criterion for defining and creating each section was based on the hydraulic characteristics of the river, the location of polluting sources and confluence to the stream.

Four field campaigns (April-October, 2014), in two periods (summer and winter) were carried out to determine the input variables of the self-purification model at 11 sampling stations with different degrees of anthropogenic impact and potential sources of pollution (Figure 2). Dissolved oxygen (DO) levels and biochemical oxygen demand ( $BOD_5$ ) were measured at eight sampling stations and the remaining three sampling stations after each mixture of affluent). Water samples were collected at 3 points after mixing with the main river affluent (Figure 2) to determine the deoxygenation coefficient ( $K_1$ ). Sampling was carried out manually by collecting near the water surface, due to the shallow water depth in the study area. Analyses were carried out in Water Analysis Laboratory of the Environmental Engineering and Sanitary Engineering at Department of the Federal University of Lavras.

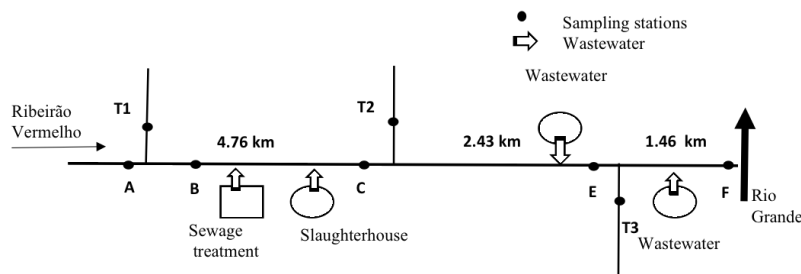


Figure 2. Diagram single line of Ribeirão Vermelho stretches of the main tributaries and effluent discharges.

Water temperature was measured in situ using a mercury thermometer, and the altitude of each point was obtained using a handheld GPS (Global Positioning System). Both DO and  $BOD_5$  were determined using the iodometric method (APHA et al., 2005). The BOD was determined on 20 consecutive days in order to estimate the rate of deoxygenation and calculate  $K_1$  values as described by von Sperling (2014). After evaluating the BOD, a theoretical curve was constructed using the non-linear regression method to set multiple values of



sampling time points and BOD. Therefore, estimated  $K_1$  values were obtained from the deoxygenation rate. The reaeration coefficient ( $K_2$ ) was obtained using the Microsoft Excel Solver® tool in replacing Equation 4, the input data (temperature, altitude location, the mixing point DO,  $BOD_5$ , speed,  $K_1$ , and the distance DO concentration at the end of excerpt).

Water flow was estimated using the hydrometric method. Depth and average flow velocity was measured with the aid of a flow meter at cross sections situated at the upstream and downstream end of each designated stretch; flow was assessed using a continuity equation. The input data was used to model the dissolved oxygen using the classic version proposed by Streeter and Phelps (1925).

$$C(t) = S_C - \left[ \frac{K_1 \cdot L_0}{K_2 \cdot K_1} \cdot \left( e^{\frac{-K_1}{v} \cdot t} - e^{\frac{-K_2}{v} \cdot t} \right) + (S_C - C_0) \cdot e^{\frac{-K_2}{v} \cdot t} \right] \quad (1)$$

where:  $L_0$  = final BOD ( $\text{mg L}^{-1}$ );  $C_0$  = initial concentration of the river DO ( $\text{mg L}^{-1}$ );  $v$  = mean velocity of water flow ( $\text{m s}^{-1}$ );  $t$  = time (days);  $K_1$  and  $K_2$  = coefficients of reaeration and deoxygenation, respectively ( $\text{day}^{-1}$ );  $C(t)$  = concentration of dissolved oxygen (DO) in time ( $\text{mg L}^{-1}$ );  $S_C$  = DO saturation concentration ( $\text{mg L}^{-1}$ ).

Water quality standards were drawn from CONAMA, Resolution No. 430/2011 (CONAMA, 2011) to assess compliance with environmental legislation for the Ribeirão Vermelho (class 2).

## RESULTS AND DISCUSSION

The average flow of the Ribeirão Vermelho increased along the river over the study period, ranging from 0.26 to 0.43  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$  during the summer and from 0.09 to 0.25  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$  during the winter. DO levels increased along with the values of biological oxygen demand ( $BOD_5$ ) (Figure 3).

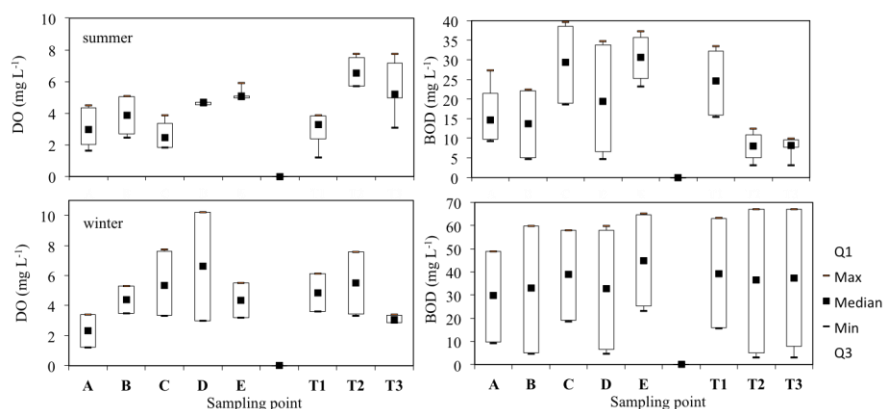


Figure 3. Spatial temporal variation of Dissolved Oxygen and Biological Oxygen Demand along the Ribeirão Vermelho.

The higher winter DO levels reflect higher primary productivity levels and eutrophication of the river. Although Figure 3 shows a purification trend, BOD<sub>5</sub> concentrations did not fall along the river, possibly due to agro-industrial waste discharge senescence of algae in the water column of the river. Other sources of organic matter also influenced the process due to the water quality of the Ribeirão Vermelho during the winter period (Figure 3).

According to the River Continuum Theory, various processes and patterns of the river ecosystem are changing along the river as conditions change (Vannote et al., 1980; Bowes et al., 2003). Biogeochemical processes that occur throughout the river basin and hydrological pulses affect water quality along the river continuously (Magnuszewski et al., 2007; Kiedrzyńska et al., 2008). Although sewerage infrastructures serve a large percentage of the rural enterprises, some areas have septic tank systems and illegal piping connections discharging untreated sewage directly into the stream, changing the river purifications patterns.

The deoxygenation rate constant ( $K_1$ ) was calculated from BOD data and adjusted in accordance with the corresponding curves using the method proposed by Thomas (1950), as well as temperature adjustment proposed by

Tebbut (1998). The  $R_2$  coefficients were very close to unity, indicating a close association of estimated and observed data (Table 1). Sections I and III of the study area showed a higher  $K_1$  values in summer and winter period (Table 1).

The highest summer  $K_1$  values may be due to the higher concentration of organic matter carried from the river because of runoff while maintaining a contribution of gross organic matter in the stream. According to Almeida (2006),  $K_1$  varies with temperature, influencing microbial metabolism, the composition and concentration of the organic material from the source of pollution. In order to quantify the  $K_1$  coefficient at different times of the year on the river Turvo Sujo in Minas Gerais, Barros et al. (2011) observed average summer  $K_1$  values of  $0.14 \text{ d}^{-1}$ , which was slightly higher than the average  $K_1$  value for the winter period ( $0.12 \text{ d}^{-1}$ ) which, according to the author, was due to the organic load of the rainfall runoff into the watercourse, corroborating the results obtained in this work. The Ribeirão Vermelho  $K_1$  values were similar to values found in the technical literature, and they were classified as clean water or secondary effluent (Fair et al., 1973; Arceivala, 1981; Thomann and Mueler, 1987; Tebbut, 1988; Chapra, 1997; Almeida, 2006; von Sperling, 2007; Formentini, 2010; Santos et al., 2011; von Sperling, 2014).

Table 1. Mean and standard deviation values of the deoxygenation coefficient ( $K_1$ ) and coefficient of reaeration ( $K_2$ ) at each sampling section, with its  $BOD_5$  and the last oxygen demand ( $L_0$ )

Section	Q ( $\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$ )	$BOD_5$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	$K_1$ ( $\text{d}^{-1}$ )	$R^2$	$L_0$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	$K_2$ ( $\text{d}^{-1}$ )
Summer						
I	0.26	$24.5 \pm 3.11$	$0.13 \pm 0.01$	0.99	$72.1 \pm 4.5$	4.0
II	0.39	$23.9 \pm 5.26$	$0.08 \pm 0.04$	0.98	$100.7 \pm 8.1$	2.5
III	0.43	$24.9 \pm 6.92$	$0.12 \pm 0.01$	0.98	$84.5 \pm 15.7$	7.4
Winter						
I	0.09	$24.9 \pm 2.71$	$0.09 \pm 0.04$	0.99	$90.4 \pm 17.7$	5.3
II	0.18	$30.4 \pm 3.45$	$0.07 \pm 0.05$	0.98	$171.8 \pm 68.7$	14.58
III	0.25	$41.6 \pm 4.20$	$0.15 \pm 0.05$	0.98	$101.5 \pm 3.7$	*

\* in the section III in the winter period, it was not possible to determine the methodology used by  $K_2$  due to excess oxygen present in the liquid mass due to the high primary productivity of the river.

The last oxygen demand was higher in periods of low flow, when the concentration of pollutants was higher. Barros et al. (2011) evaluating the oxygen balance in the river Turvo Sujo in different seasons. In their study, they also observed this pattern, noting that the water samples had lower  $K_1$  values and a slower stabilization rate of organic matter, resulting in a high  $L_0$ . In contrast, samples with higher values of deoxygenation degraded organic matter more rapidly.

According to von Sperling (2014), the importance of the coefficient  $K_1$  and BOD a relativity concept may be considered when two different samples have the same value as  $BOD_5$ , which apparently could lead to the conclusion that the impact in terms of dissolved oxygen uptake is the same in both situations. However, BOD values varied daily over the sampling periods in the Ribeirão Vermelho (Figure 4) with the exception of the fifth day. This is due to different deoxygenation rates in the two samples, emphasizing that the interpretation of BOD data must always be linked to the concept of deoxygenation ratio and therefore the oxidation rate of the organic matter (von Sperling, 2014).

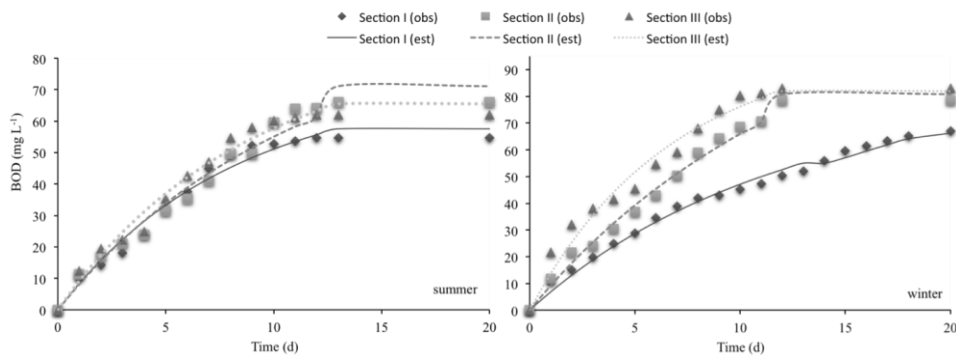


Figure 4. Curve progression of the BOD over time in water samples collected in three different stretches in Ribeirão Vermelho in two periods (summer and winter).

Estimated values of the reaeration coefficient for the three segments of the Ribeirão Vermelho, with different hydrodynamic conditions in both periods evaluated are shown in Table 1.  $K_2$  values are normally obtained using empirical models. However, this study used an inverse method using Equation 1 to obtain  $K_2$  values by inserting the input data and the oxygen concentration at a certain time in order to minimize the sum of squares of deviation.

The highest  $K_2$  values were recorded during the low flow winter period when the shallower depth was possibly an influential factor. According to von Sperling (2014) bodies of shallower water tend to have higher coefficient of reaeration, due to ease of mixing across the depth profile and greater surface turbulence. Haider et al. (2013) evaluated predictive models of reaeration coefficients in a river in Pakistan and observed that  $K_2$  may vary significantly based on the hydrodynamic conditions of the river and the applied model.

The Ribeirão Vermelho purification capacity, considering the real contribution of its tributaries and seasonal patterns, was analyzed using the Streeter and Phelps Model (1925) and quantitative and qualitative data measured on site (Figure 3 and Table 1). The results show a good fit of the data to the model in both periods (Figure 5).

With the exception of the summer, the evolution of the DO concentration as a function of distance along the study site shows a tendency for the Ribeirão Vermelho to meet the proposed level for bodies of water in Class 2 condition, as determined by CONAMA Resolution No. 430/2011 (CONAMA, 2011). However, in the winter, the majority of sampling sites had high dissolved oxygen levels due to excess oxygen produced by the high productivity of algae present rather than the river's capacity to assimilate organic matter. Pollution from agropastoral activities resulted in  $BOD_{5,20^{\circ}C}$  exceeding the regulatory maximum value of  $5.0 \text{ mg L}^{-1}$ . This trend is due to frequent interruptions in the

river purification process as a result of direct discharge which makes the prediction of system recovery a difficult task.

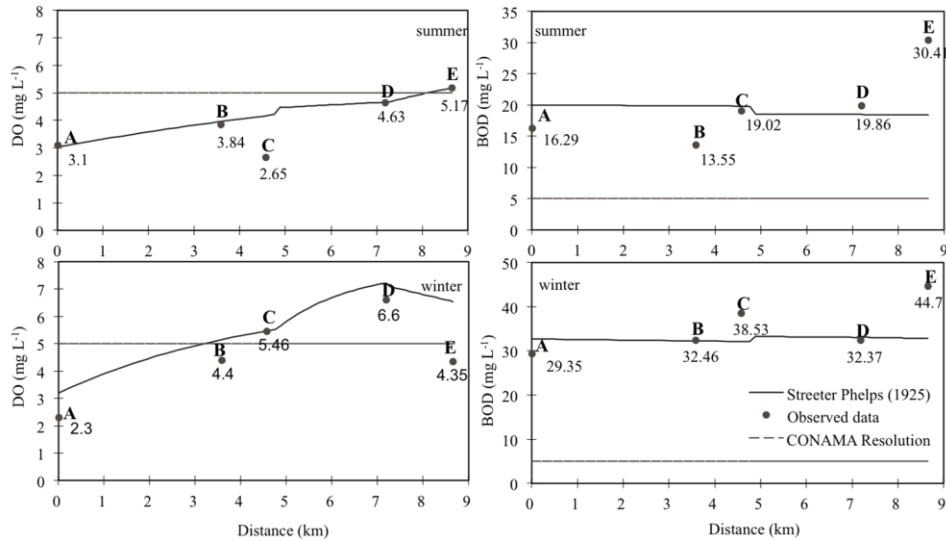


Figure 5. Spatial variation of average concentrations of dissolved oxygen (DO) and biological oxygen demand (BOD) observed and modeled by the equation proposed by Streeter and Phelps (1925) in Ribeirão Vermelho.

## CONCLUSION

The highest values found for the  $K_1$  parameter occurred during the winter when flow levels were low in the studied sections and organic loading was greater.

The estimation of  $K_2$  by means of the inverse solution equation, proposed by Streeter-Phelps, fits well to the data obtained in this study of the Ribeirão Vermelho sections.

The use of the Streeter-Phelps purification model was consistent with the experimental samples taken from stream. The observed concordance between the model and the experimental data is due to the fact that the point

source and the kinetic coefficients of deoxygenation ( $K_1$ ) and reoxygenation ( $K_2$ ) were obtained in the field and used as calibration parameters.

Analysis of timeline concentrations of DO and BOD<sub>5</sub> revealed a significant negative environmental impact in Ribeirão Vermelho, caused by the release of organic matter from agro-industrial effluents and municipal wastewater.

This study contributes towards a better understanding of pollution dynamics in the Ribeirão Vermelho and draws attention to potential environmental problems that may occur. Also it warns about the problems caused by effluent discharges into the Ribeirão Vermelho, since from this study it was possible to support reliable models and improve the management of water resources.

## REFERENCES

ALMEIDA, T.V.D. **Índice de qualidade da água e coeficientes de autodepuração de trechos do rio Pomba**. 2006, 68f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.

ALVARES, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.C.; GONÇALVES, J.L.M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v.22, n.6, p.711-728, 2013.

ARCEIVALA, S.J. **Wastewater treatment and disposal**. Engineering and ecology in pollution control. New York, Marcel Dekker, 892 p., 1981.

BAHADUR, R.; AMSTUTZ, D.E.; SAMUELS, W.B. Water contamination modeling - a review of the state of the science. **Journal of Water Resource and Protection**, v.5, p.142-155, 2013.

BARROS, F.M.; MARTINEZ, M.A.; MATOS, A.T.; CECON, P.R.; MOREIRA, D.A. Balanço de oxigênio no rio Turvo Tujo-MG em diferentes épocas do ano. **Revista Engenharia na Agricultura**, v.19, n.1, p.72-80, 2011.

BENSON, A.; ZANE, M.; BECKER, T.E.; VISSER, A.; URIOSTEGUI, S.H.; DERUBEIS, E.; MORAN, J.E.; ESSER, B.K.; CLARK, J.F. Quantifying reaeration

rates in alpine streams using deliberate gas tracer experiments. **Water**, v.6, p.1013-1027, 2014.

BOWES, M.J.; HOUSE, W.A.; HODGKINSON, R.A. Phosphorus dynamics along a river continuum. **Science of the Total Environment**, v.313, p.199–212, 2013.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Complementa e altera a Resolução nº 357/2005. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 2011.

CHAPRA, S. C. et al. **A modeling framework for simulating river and stream water quality. QUAL-2K, version 2.04**: documentation and user's manual. Washington: Environmental Protection Agency, Tufts University, the Washington Dept. of Ecology, 2006.

CHAPRA, S.C. **Surface water quality modeling**. New York: McGraw-Hill, 1997, 844p.

COX, B.A. A review of dissolved oxygen modelling techniques for lowland rivers. **Science of Total Environment**, v.314, p.303–334, 2003.

DEMARS, B.O.L.; MANSON, J.R. Temperature dependence of stream aeration coefficients and the effect of water turbulence: a critical review. **Water Research**, v.47, p.1–15, 2013.

FAIR, G.M.; GEYER, J.C.; OKUN, D.A. **Purificación de aguas y tratamiento y remoción de aguas residuales (Water and wastewater engineering)**. Trad. Salvador Ayanegui j. México, Editorial Limusa, v.2, 1973, 764 p.

FISCHER, E.G. **Determinação de contaminação do ribeirão do Feijó através de levantamento de dados e modelo matemático de qualidade da água**. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, 1995.

FORMENTINI, T.A. **Coefficientes de desoxigenação e de reaeração superficial em trechos do rio Vacacaí Mirim**. 2010. 91f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul, 2010.

GONZÁLEZ, S.O.; ALMEIDA, C.A.; CALDERÓN, M.; MALLEA, M.A. GONZÁLEZ, P. Assessment of the water self-purification capacity on a river affected by organic pollution: application of chemometrics in spatial and temporal variations. **Environmental Processes**, v.21, p.10583-10593, 2014.

HAIDER, H.; ALI, W.; HAYDAR, S. Evaluation of various relationships of reaeration rate coefficient for modeling dissolved oxygen in a river with extreme flow variations in Pakistan. **Hydrological Processes**, v.27, p.3949–3963, 2013.



IBGE – **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. Censo Demográfico 2010. Brasília: Imprensa Nacional/Diário Oficial da União, nº 211, Seção 1, p.110, 2010.

KIEDRZYŃSKA, E.; KIEDRZYŃSKI, M.; ZALEWSKI, M. Flood sediment deposition and phosphorus retention in a lowland river floodplain: impact on water quality of a reservoir, Sulejów, Poland. **Ecohydrology and Hydrobiology**, v.8, p.281–289, 2008.

MAGNUSZEWSKI, A.; KIEDRZYŃSKA, E.; WAGNER-LOTKOWSKA, I.; ZALEWSKI, M. **Numerical modelling of material fluxes on the floodplain wetland of the Pilica River, Poland**. OKRUSZKO, T.; SZATYLOWICZ, J.; MIROSLAW-SWIATEK, D.; KOTOWSKI, W.; MALTBY E. (Eds.), *Wetlands: Monitoring, Modelling and Management*, A.A. Balkema Publishers – Taylor and Francis Group, The Netherlands, p. 205–210, 2007.

PANAGOPOULOS, Y.; MAKROPOULOS, C.; MIMIKOU, M. Decision support for diffuse pollution management. **Environmental Modelling Software**, v.30, p.57–70, 2012.

RAYMOND, P.A.; ZAPPA, C.J.; BUTMAN, D.; BOTT, T.L.; POTTER, J.; MULHOLLAND, P.; LAURSEN, A.E.; MCDOWELL, W.H.; and NEWBOLD, D. Scaling the gas transfer velocity and hydraulic geometry in streams and small rivers. **Limnology and Oceanography. Fluidsand Environments**, v.2, p.41–53, 2012.

SANTOS, A.R.; EUGENIO, F.C.; SAITO, N.S.; PELUZIO, T.M.O.; SEDIYANA, G.C. Caracterização química, física e bioquímica dos três principais cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Turvo Sujo-MG. **Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal**, v.8, n.3, p.71-084, 2011.

SHRESTHA, S.; KAZAMA, F. Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: a case study of the Fuji river basin, Japan. **Environmental Modelling & Software**, v.22, p.464–475, 2007.

STREETER, H.W.; and PHELPS, E.B. A study of the natural purification of the Ohio River. **Public Health Bulletin**, v.146, U.S. Washington: Public Health Service, 1925, 75 p.

TEBBUT, T.H.Y. **Principles of water quality control**. London: Butterworth – Heinemann, Linacre House, Jordan Hill, Oxford, 1988, 289 p.

THOMANN, R.V.; MÜELLER, J.A. **Principles of surface water quality modeling and control**. New York: Harper & Row, Publishers, 1987, 644p.

THOMAS, H.A. Graphical determination of BOD rate constants. **Water sewage works**, v.97, p.123-124, 1950.

VAGNETTI, R.; MIANA, P.; FABRIS, M.; PAVONI, B. Self-purification ability of a resurgence stream. **Chemosphere**, v.52, p.1781–1795, 2003.

VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINGS, K.W.; SEDELL, J.R.; CUSHING, C.E. The River continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v.37, p.130–137, 1980.

VON SPERLING, M., **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2007, 588 p..

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto**. 4. Ed. - Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2014, 472 p..

**ARTIGO 3****Integrated assessment of macroinvertebrate communities in response to different levels of anthropogenic pressure in an urban basin**

João Paulo Cunha de Menezes<sup>1,2</sup>, Samantha Jane Hughes<sup>3</sup>, Rui Manuel Vitor Cortes<sup>3</sup>, Vitor Pereira<sup>3</sup>, Wander Ribeiro Ferreira<sup>4</sup>, Ronaldo Fia<sup>5</sup>, Luiz Fernando Coutinho de Oliveira<sup>5</sup>

Normas da revista *Limnetica*, submetido em 9 de julho de 2015.

---

<sup>1</sup>The paper is from part of the research of doctoral dissertation of the first author. Financed by FAPEMIG.

<sup>2</sup>Graduate Program in Water Resources in Agricultural System, Federal University of Lavras, Brazil; corresponding author: jpaulo\_bio@hotmail.com

<sup>3</sup>Fluvial Ecology Laboratory, Centre for Research and Technology of Agro-Environmental and Biological Sciences, University of Trás-os-Montes e Alto Douro, 5000-801 Vila Real, Portugal

<sup>4</sup>Benthos Ecology Laboratory, Federal University of Minas Gerais, Belo Horizonte, Brazil

<sup>5</sup>Engineering Department, Federal University of Lavras, Brazil.

## **ABSTRACT**

Degradation caused by agriculture and urban and industrial discharges seriously affect aquatic ecosystems; measurable biotic change caused by these impacts can be used to assess system health. We tested an integrated approach based on change in macroinvertebrate taxonomic composition, metrics, and traits in relation to environmental gradients in a partially urbanised river basin in the Minas Gerais region of Brazil. Principal Components Analysis revealed an environmental quality gradient comprising distinct natural sites, moderate and degraded sites. SIMPER analyses of biotic data revealed greater levels of taxonomic dissimilarity across the perceived quality gradient compared to metrics and traits. Using the Akaike Information Criterion to select environmental predictors, distance-based linear models were generated that best explained change in macroinvertebrate taxonomy, metrics and traits across the environmental quality gradient. Based on the selected environmental predictors and indicator tolerance and optima, a Principal Components Analysis derived quality gradient for each macroinvertebrate data type was used to select potential tolerant and intolerant indicators). In the absence of an independent validation data set, General Discriminant Analysis was used to assess the association of indicators with sites describing the quality gradient. Results did not reveal any notable difference in the response of the macroinvertebrate data types to the different spatial levels of environmental data. This may be due to the limited nature of data set and compressed quality gradient in the study area, revealing the need to improve the potential of an integrated approach by augmenting the scope of the data set to include true reference and highly degraded conditions. We propose to implement an integrated approach to assessing the health of urban aquatic ecosystems involving the analysis of the processes the ecosystem level, as well as structural and functional biological indicators

**KEYWORDS:** urban stream, biomonitoring, indicator tolerance and optima, traits.

## RESUMEN

La degradación causada por la agricultura y los vertidos urbanos e industriales afectan gravemente a los ecosistemas acuáticos; el cambio biótico mensurable causado por estos impactos puede consistir en evaluar la salud del sistema. Se ha testado un enfoque integrado basado en el cambio en la composición taxonómica de macroinvertebrados, medidas, y características en relación con gradientes ambientales en una cuenca hidrográfica parcialmente urbanizada en la región de Minas Gerais de Brasil. El Análisis de Componentes Principales reveló un gradiente de calidad ambiental que comprende distintos sitios naturales, moderados y degradados. El análisis SIMPER de los datos bióticos reveló mayores niveles de disimilitud taxonómica a través del gradiente de la calidad percibido en comparación con las medidas y las características. Usando el Criterio de Información de Akaike para seleccionar predictores ambientales, se generaron los modelos lineales basados en la distancia que mejor explican el cambio en la taxonomía de macroinvertebrados, las medidas y las características a lo largo del gradiente de la calidad ambiental. Basado en los predictores ambientales seleccionados y el indicador de tolerancia y óptimo, se utilizó un Análisis de Componentes Principales derivado del gradiente de calidad para cada tipo de datos de macroinvertebrados para seleccionar indicadores potencialmente tolerantes e intolerantes. En ausencia de una validación independiente del conjunto de datos, se utilizó un Análisis General Discriminante para evaluar la asociación de indicadores con los sitios que describen el gradiente de calidad. Los resultados no revelaron ninguna diferencia notable en la respuesta de los tipos de datos de macroinvertebrados a los diferentes niveles espaciales de datos ambientales. Esto puede ser debido a la naturaleza limitada del conjunto de datos y el comprimido gradiente de calidad en el área de estudio, revelando la necesidad de mejorar el potencial de un enfoque integrado por medio del incremento del alcance del conjunto de datos para incluir una verdadera referencia y condiciones altamente degradadas. Para implementar un enfoque integrado proponemos evaluar la salud de los ecosistemas acuáticos urbanos englobando el análisis de los procesos a nivel ecosistema, así como indicadores biológicos estructurales y funcionales.

**PALABRAS CLAVE:** corriente urbana, biomonitoreo, tolerancia indicador y optima, rasgos.

## INTRODUCTION

Human activity causes change in land use and land cover, influencing freshwater ecosystem integrity and the communities that inhabit them (Dolédec et al., 2011). Land use patterns in river basins influence fundamental processes over hierarchically distributed spatiotemporal scales (Allan, 2004). For example, agricultural activities can provoke erosion and runoff of sediments, nutrients, and pesticides (Dupas et al., 2015). Urbanization causes increased runoff, channel erosion, and threatens water quality from diverse pollutants such as metals, oils, and road salts (Walsh et al., 2005; Parr et al., 2015). Riparian clearance and subsequent increased solar radiation increases water temperature and alters fundamental physicochemical processes (Booth et al., 2014). Together, these factors can increase primary production and alter the trophic structure of aquatic communities (Parr et al., 2015).

Many studies focus on identifying and quantifying biological response signatures to specific anthropogenic stressors in river basins through biomonitoring (Tupinambás et al., 2014). Benthic macroinvertebrate assemblages are frequently used as bioindicators since they are fundamentally linked to in stream processes and the environmental factors and pressures that influence them (Walsh et al., 2005; Cortes et al., 2011; Feio & Dolédec, 2012). However, identifying factors that influence stream biota, particularly in urban streams, can be difficult due to complex interactions and scales previously described (Hughes & Dunham, 2014).

Metrics and traits synthesise biological and ecological information of macroinvertebrate assemblages (Haybach et al., 2004) and are frequently used to identify change in relation to natural and anthropogenic gradients (Varandas & Cortes, 2010; Feio & Dolédec, 2012; Tupinambás et al., 2014). Violle et al. (2007) define traits “as any morphological, physiological or phenological feature

measurable at the individual level, from the cell to the whole-organism level”. Traits comprise ‘functional’ information that can be compared between different ecosystem types and eco-regions (Haybach et al., 2004).

Developing biomonitoring tools requires evaluation and definition of the efficient ways to detect human impacts. This study assesses integrated response patterns in benthic macroinvertebrate assemblages to different levels of anthropogenic pressure in a partly urban river basin in the Minas Gerais region of Brazil. We compared taxonomic, metrics and trait based responses to land-use, habitat diversity and water quality gradients (i) to assess changes in macroinvertebrate community structure and function in relation to land use in the river basin; and (ii) to identify the most suitable potential bioindicators. We hypothesize that the relation between taxonomic composition and functional attributes of macroinvertebrates and environmental variables differs with the spatial scale.

## **MATERIAL AND METHODS**

### **Study area**

Located in the south of Minas Gerais region, the Ribeirão Vermelho river basin, a tributary of the Rio Grande, crosses the city of Lavras (Fig. 1). Urban occupation the basin comprises 21.4% of the total area. Soil management practise are poor, with 49.3% of its area occupied by unmanaged pasture and agriculture (Menezes et al., 2014). The region is subtropical (Köppen classification–Cwb) with an annual average temperature of approx. 19.3°C (maximum of 21.3°C 15.1°C).

A total of 15 sampling stations with different degrees of anthropogenic impact and potential sources of pollution (urban area, pasture and agriculture) were selected along the Ribeirão Vermelho (Fig. 1). A total of four seasonal

sampling campaigns were conducted over 1 year; two during the rainy season period in February/May and two during the dry season period in September/October in 2014.

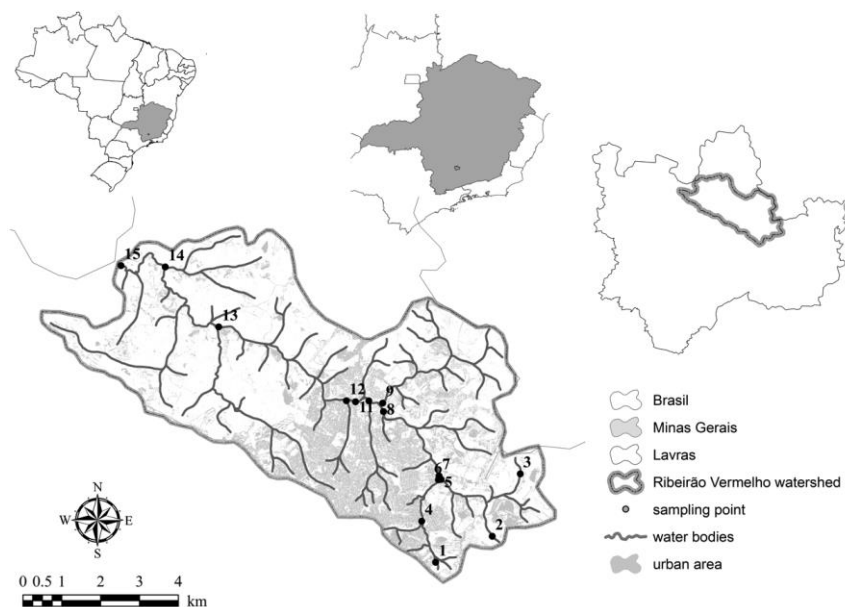


Figure 1 Location of the 15 sampling stations along the Ribeirão Vermelho watershed in southeast Brazil.

## Environmental characterization

### Physicochemical and hydrological parameters

Electrical conductivity, pH, temperature and turbidity were measured in situ using a multiparameter sond (HI 98280, Hanna®). The following physicochemical and biological parameters were analysed in the lab following Standard Methods (APHA 2007): chloride ( $\text{Cl}^-$ ;  $\text{mgL}^{-1}$ ), electrical conductivity (EC;  $\mu\text{Scm}^{-1}$ ), biochemical oxygen demand (BOD;  $\text{mgL}^{-1}$ ), phosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ ;  $\text{mgL}^{-1}$ ), nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ;  $\text{mgL}^{-1}$ ), dissolved oxygen (OD;  $\text{mgL}^{-1}$ ) range of solids (total solids, TS; total solids fixed, TSF; total volatile solids, TVS; suspended



solids, SS; and dissolved solids DS;  $\text{mgL}^{-1}$ ), temperature ( $t; ^\circ\text{C}$ ), turbidity (Tur.; NTU) and thermotolerant coliforms (TC;  $\text{MPN100mL}^{-1}$ ).

Water quality was assessed using the Water Quality Index (WQI) (Brown et al., 1970) which comprises nine water quality parameters, namely temperature, pH, turbidity, thermotolerant coliforms, dissolved oxygen, biochemical oxygen demand, total phosphates, nitrates and total solids (see Ferreira & Almeida, (2005)). The mathematical expression for WQI is given by:

$$\text{WQI} = \sum_{i=1}^n Q_i W_i \quad (1)$$

$Q_i$  = sub-index for the water quality parameter;  $W_i$  weight associated with the water quality parameter;  $n$  = number of water quality parameters.

Water velocity was measured with a jctm-hidromet® portable flow meter. Inorganic substrate was collected at each site with a corer (a composite sample comprising 4 cores per site) to approximately 10 cm depth; only materials <64 mm were retained. Granulometric composition (%) was determined after drying by sieving through a set of U.S. standard sieves (Blott & Pye, 2001). Organic content (%) was determined using the gravimetric ash-free dry weight method. Aliquots ( $0.3 \pm 0.1\text{g}$ ) were ashed ( $550 ^\circ\text{C}$  for 4h) then weighed; the difference between initial and final sample weight gave the organic content (%) of samples.

#### Land-use

Environmental variables were taken from landscape and reach level. Land-use data were obtained from Google Earth satellite images. Screen scanning of features was made at the scale of 1:1500 (ArcGIS 10, ESRI enterprise) using image interpretation techniques (supervised classification) to obtain information of proximal land use type, occupation and distribution at each sample station. A land use classification scheme (agriculture, forest, pasture, soil, urban area and water body) was developed based on current land use

condition classification for Lavras (Menezes et al., 2014), based on IBGE (2006) methodology.

A buffer with a radius of 250 m was defined around each site (Fig. 2) based on the findings of Cortes et al. (2011) on the association of aquatic communities and environmental descriptors at different spatial scales. The “Protocol for the Rapid Characterization and Habitat Diversity” (Callisto et al., 2002) was used to calculate a value from the sum of partial values independently attributed to twenty-two individual parameters (Annex 1).

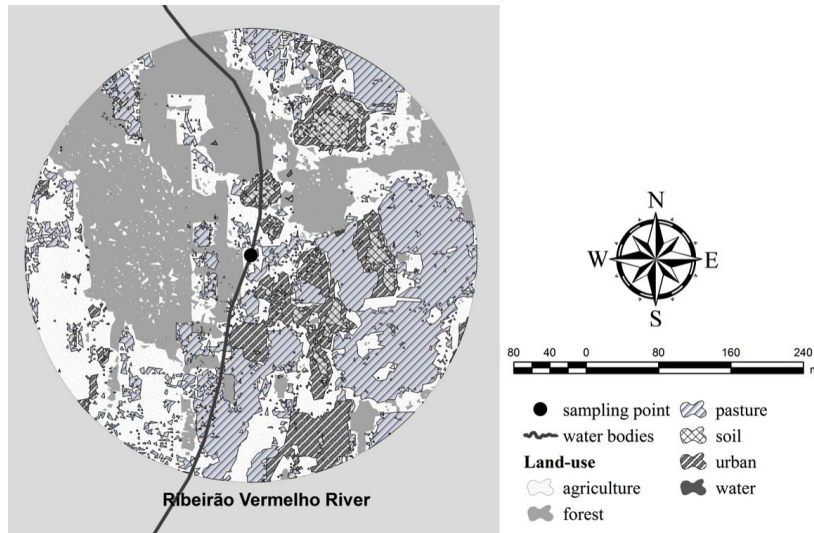


Figure 2. Characterisation of the different river sites for land-use variables. A circle with a radius of 250m was defined around each sampling site to characterise and quantify the land-use variables.

### Benthic macroinvertebrates

Three replicates samples of macroinvertebrates were taken in riffle/run sections at each sampling site (total of 180 samples) on each sampling occasion (pools comprised <10% of total stream channel area at all sites) using a Surber sampler (250  $\mu$ m mesh, 0.1 m<sup>2</sup>). Organisms were preserved in 70% ethanol then identified to family level using specialized literature (Tachet et al., 2000, Mugnai et al., 2010).

### **Data treatment and statistical analyses**

Redundant modalities and environmental data were removed using Spearman Rank Correlation (threshold value  $r \geq$  or  $r \leq |0.65|$ ) and draftsman plots (Hughes et al., 2009) to avoid multicollinearity. Results of ecological conditions and habitat diversity protocol identified natural, altered and impacted sites to which statistical analyses were applied.

We derived three biotic data sets to compare the effect of ecological conditions, water quality, habitat diversity and land-use on taxonomic composition (family level identification, relative abundance  $\log_{10}(x+1)$  transformed), metrics describing community structure and composition (standardized) and biological and ecological traits (percentage of individuals). A total of 48 metrics describing community composition and structure were calculated using the ASTERICS software, version 3.3.1 (AQEM Assessment System, Essen, Germany, <http://aqem.de>)

Biological and ecological traits were selected following Usseglio-Polatera et al. (2000). Each trait was divided into modalities (trait categories; total of 118 modalities) distributed across the broader set ( $n=22$ ) of invertebrate traits. We selected eleven traits that we considered as those best describing anthropogenic degradation gradients that were easy to interpret and that reflected different aspects of stream conditions, e.g. trophic status and oxygen availability. Missing information on invertebrate traits or modalities was taken from Varandas & Cortes (2010). We used the ‘fuzzy coding’ approach described in Feio & Dolédec (2012) and Tachet et al. (2000); an affinity score of each taxon was assigned to each category for a given trait. Original genus and species level affinity scores Usseglio-Polatera et al. (2000) were adapted for family level identification based on Tupinambás et al. (2014).

A Principal Components Analysis (PCA) was carried out on environmental data to reduce the dimensionality, identify principal environmental

gradients and construct orthogonal stressor gradients. Similarity percentage analyses (SIMPER-species contributions) quantified the difference between communities in the identified environmental classes and identified potential bioindicators (species, metrics and functional measures).

We applied the method developed by Cortes et al. (2013) to select and assess potential bioindicators along the quality gradient. Distance based linear models (DISTLM) were derived for each biological data set to assess and compare links environmental variables from different spatial scales ( $\leq 4$  individuals of the same family sampling sites or metrics exhibiting low variance were excluded). A priori step-wise regressions based on the Akaike Information Criterion (AIC) (Anderson et al., 2008) extracted the most significant environmental variables describing the response of each invertebrate data set. Distance-based redundancy analysis DISTLM output.

A PCA was carried out using the DISTLM selected environmental variables for each biological data set. The scores from the 1<sup>st</sup> PCA axis (where most explained variation resides) comprised the disturbance gradient. The niche breadth (Segurado et al., 2011) of individual biological data types was calculated along each environmental gradient as a surrogate of species tolerance to human induced pressures, based on the hypothesis that generalist species are more tolerant to pressures than specialist species (the specialization-disturbance hypothesis; Jongman et al. (1995). “Species” optima and tolerance were calculated along the environmental gradient by taking the average values of PCA scores ( $x_i$ ) weighted by absolute abundances ( $y_{ik}$ ) at sites where a given taxonomic family or absolute value (metrics/traits) occurred (Jongman et al., 1995). Optimum and tolerances were expressed as follows:

$$\text{Optimum: } u = \frac{\sum_{i=1}^n Y_{ik} X_i}{\sum_{i=1}^n Y_{ik}} \quad (2)$$

$$\text{Tolerance: } t = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n Y_{ik} (X_i - u)^2}{\sum_{i=1}^n Y_{ik}}} \quad (3)$$

The most tolerant and intolerant potential indicators were then extracted from the relative position of the optimum along the PCA axis describing minimally disturbed to highly degraded sites. This also allowed assessment of the relative tolerance of each macroinvertebrate data type to be assessed, according to the method described by Cortes et al. (2013). Finally, a General Discriminant Analysis (GDA) assessed the degree of association of each biological data type with sites describing the quality gradient. All analyses were carried out using PRIMER 6 software (PRIMER-E Ltd) (Clarke & Primer, 2006) PERMANOVA + for PRIMER software (Anderson et al., 2008) and Statistica 10.0 (StatSoft 2011).

## **RESULTS**

The protocol for characterization of ecological conditions indicated advanced environmental degradation in the Ribeirão Vermelho (Annex 1), with impacts on habitat diversity, margin erosion, and clearance of riparian vegetation, channel modification and water body siltation. Upstream sampling stations (stations 1-3), situated in sections where springs, protected areas and riparian vegetation are present, were classified as natural (scores ranging from 71 to 90). Sampling stations 5, 14 and 15 was classified as altered (scores between 44 and 51) and sampling stations 4, 8 to 13 were classified as impacted (scores between 12 and 40).

The PCA plot (Fig. 3) revealed a clear quality gradient along the first axis. “Natural” sites were clearly from remaining sites. The first two PCA axes explained 47.2% of the total variance based on selected environmental parameters (Fig. 3). PCA1 explained 30.5 % of the total variance with positive loadings for WQI (0.39), DO (0.34), Forest (0.25) and Agriculture (0.21) and

negative loadings for BOD<sub>5</sub>(-0.36), Log DS (-0.34), Turb. (-0.31), EC (0.29) and Urban (0.24).

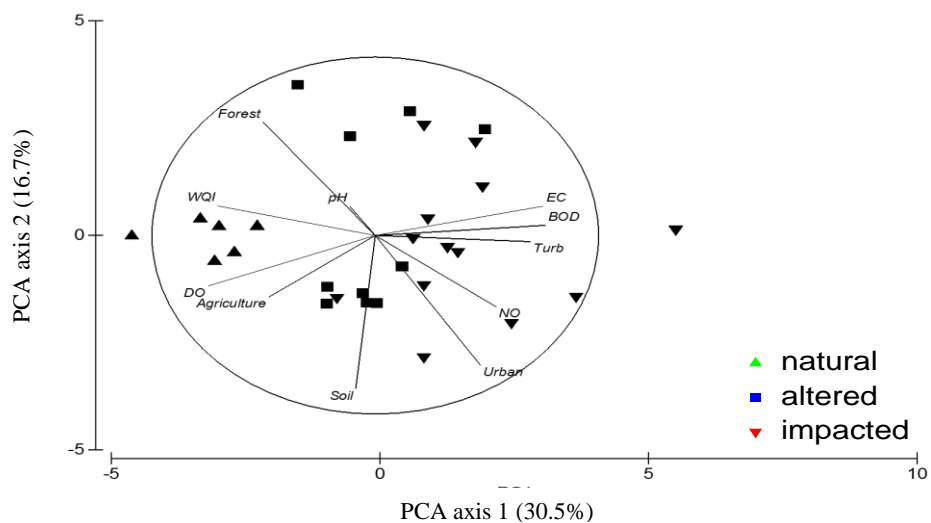


Figure 3. Principal Components Analysis (PCA) of the Ribeirão Vermelho sampling sites based on environmental and habitat diversity protocol variable. Full descriptions of the abbreviations are given in Annex 2.

"Natural" sampling stations sensu Callisto et al. (2002) were strongly correlated with the water quality index results and forest and agriculture (i.e. non-urban) land use categories (Fig. 3). "Altered" sampling stations were situated in tributaries and the final downstream sampling site, characterised by bank erosion and channel siltation. Water quality parameters indicated organic enrichment (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, BOD<sub>5</sub>) and land use was predominantly urban. "Impacted" sampling stations, located within the city of Lavras, had no vegetation, reinforced river channels, high levels of organic pollution (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Log DS, EC and BOD<sub>5</sub>) and urban occupation.

SIMPER results (Table 1) revealed higher levels of dissimilarity across the habitat classes based on taxonomic composition compared to metrics and traits. Chironomidae, Oligochaeta and Psychodidae abundance were the principal “indicator” organisms separating "natural" from "altered" and "impacted" sites. Dissimilarity levels between "altered" and "impacted" were lower. Abundance metric separated natural sites from remaining sites. The dbRDA ordination plots of DistLM output revealed distinct associations between different benthic macroinvertebrate data sets and environmental characteristics (Table 2).

Table 1. SIMPER results for macroinvertebrates abundance, metrics and traits and sampling sites (explanation of acronyms given in Annex 2). For clarity, only the first three largest contributors to dissimilarity levels are given for each data type

Groups	Abundance			Metrics			Traits		
	Average dissimilarity	Individual contribution (%)		Average dissimilarity	Individual contribution (%)		Average dissimilarity	Individual contribution (%)	
natural & altered	67,64	CHIR	9,3	52,70	N	41,2	20,67	pi_teg	7,1
		OLIG	8,4		BMWP	12,0		pi_clfix	6,5
		PSYC	5,38		nColeopter,	6,1		pi_clfree	6,0
natural & impacted	72,50	CHIR	13,9	66,90	N	48,7	22,20	pi_teg	7,1
		OLIG	8,7		BMWP	11,3		pi_clfix	6,7
		PSYC	7,5		nColeopter,	4,9		pi_clfree	6,5
impacted & altered	44,61	PSYC	10,8	26,52	N	48,9	7,43	pi_clfree	5,9
		CHIR	9,5		nDiptera	11,7		pi_nome	4,8
		OLIG	8,6		Potamon d	10,8		pi_coc	4,0

CHIR: Chironomidae; OLIG: Oligochaeta; PSYC: Psychodidae



Table 2. Distance-based linear model summary data for the macroinvertebrate abundance, metrics and traits. Environmental variables, ranked by spatial hierarchy (catchment to local level) describing higher variation in DISTLM for each of the 3 defined groups of biological data

	AIC	r <sup>2</sup>	Number of variables	Variables		Cumulative variance of first 2 axes (%) out of fitted model
Abundance	198,1	0,65	8	WQI Speed height Turb	Urban Soil BOD <sub>5</sub> Agriculture	75,93
Metrics	154,7	0,89	9	WQI speed Agriculture Height	Log DS NO Urban DO	99,68
Traits	117,5	0,63	5	WQI Urban Speed	Agriculture BOD <sub>5</sub>	98,67

Urban: urban areas; Agriculture= agricultural areas; Soil= area with bare soil; BOD<sub>5</sub>= biochemical oxygen demand; Turb.= turbidity; WQI= Water Quality Index; NO= nitrate; DO; dissolved oxygen; Log DS; dissolved solids; speed=water velocity.

Ordination plots of traits revealed a strong association with water quality parameters related to eutrophication and organic contamination. All dbRDA plots showed a stronger association with local physicochemical gradients than land use categories (Fig. 4; Table 2) and separation of “natural” sites based on land use and water quality index variables but poor separation of "altered" and "impacted" sites. The taxonomic dbRDA plot showed a association with the hydrological variables (Fig. 4): WQI ( $p=0,001$ ), velocity ( $p=0,001$ ), depth ( $p=0,006$ ) and Turb. ( $p=0,063$ ), (AIC=198,1,  $r^2=0,65$ , 49.68% of total variation explained in the first two axes).

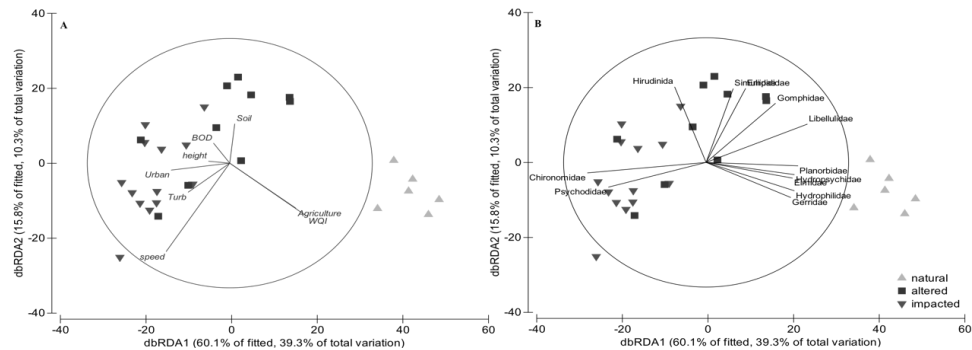


Figure 4. Distance-based redundancy plot (dbRDA) of DISTLM selected environmental parameters and macroinvertebrate taxonomic groups (only taxa with Spearman Rank Correlation,  $r \geq 0.6$  are displayed).

There was also a strong association between metrics and the disturbance gradient present along the 1<sup>st</sup>dbRDAaxis (Fig. 5). Metrics showed a strong association with WQI ( $p=0,001$ ), speed ( $p=0,001$ ) and agriculture ( $p=0,039$ ), (AIC=154,7,  $r^2=0,89$ ; 8 selected variables, 88,7% of total variation explained in the first two axes of dbRDA plot).

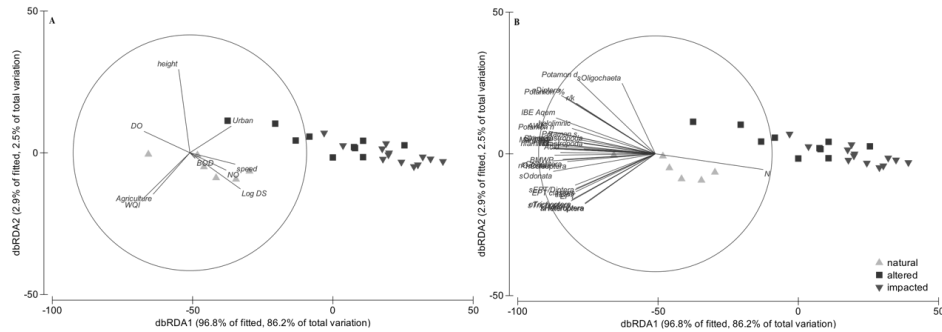


Figure 5. Distance-based redundancy plot (dbRDA) of DISTLM selected environmental parameters and macroinvertebrate metrics (only metrics with a Spearman Rank Correlation  $r \geq 0.6$  are displayed). Full descriptions of the abbreviations for metrics are given in Annex 2.

The trait based dbRDA explained 61,85% of total variation (AIC=117,5,  $r^2=0,63$  (first two axes of dbRDA); with: WQI ( $p=0,001$ ), urban area ( $p=0,003$ ), and agriculture ( $p=0,009$ ) The first axis of the dbRDA metrics plot described 56,45% of total variation and the first axis of the dbRDA traits plot described 90,07% (Fig.6).

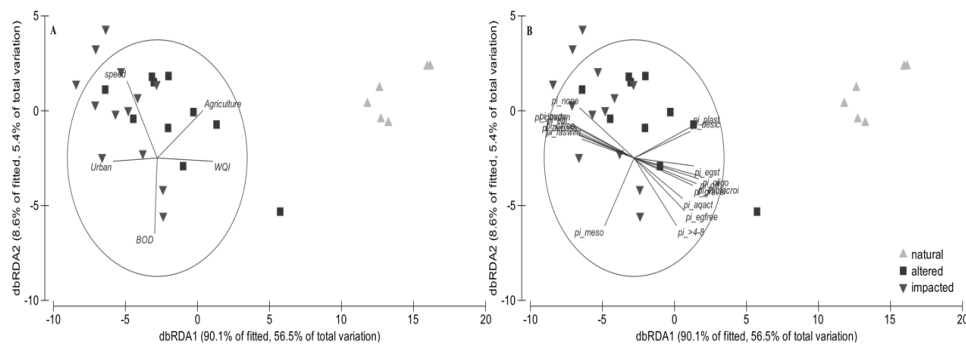


Figure 6. Distance-based redundancy plot (dbRDA) of DISTLM selected environmental parameters and macroinvertebrate traits (only traits with a Spearman Rank Correlation  $r \geq 0,6$  are displayed). Full descriptions of the abbreviations for traits are given in Annex 2.

The 1<sup>st</sup> axis of the DISTLM derived PCAs (Table 2) was used to calculate optima and tolerance values in the bioindicator selection process and

extract 12 indicators (6 from each end of the quality gradient) from each data set (Fig.7; Table 3). Rare families (smaller bars) and cosmopolitan biotic groups (higher bars) obtained in the ranking were not used in the analysis due to their low explanatory character as bioindicators.

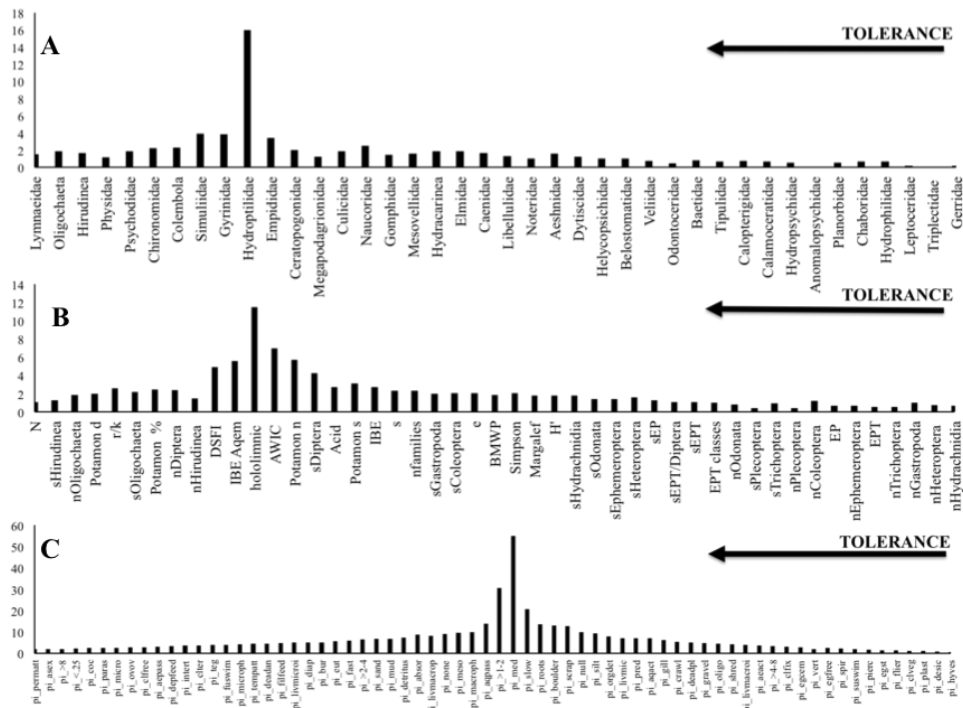


Figure 7. Distribution of the different sets of indicators of A) macroinvertebrate taxonomic groups B) metrics and (C) macroinvertebrate traits along the gradient of disturbance defined by the PCA. The bars are located in the optimum for each macroinvertebrate family biological variable and the respective range represents the tolerance and the arrows the direction of increasing degradation. The most cosmopolitan biotic groups exhibit higher tolerances (=higher bars).

Table 3 Potential indicators extracted from the individual PCA gradient (minimally disturbed to highly degraded sites) for each data set.

	Tolerant	Intolerant
Taxonomic composition	Lymnaeidae, Oligochaeta, Hirudinea, Physidae, Psychodidae, and Chironomidae	Hydrophilidae, Chaboridae, Planorbidae, Hydropsychidae, Calamoceratidae a Calopterigidae
Metrics	N, sHirudinea, nOligochaeta, Potamon d, r/k andsOligochaeta	nHydrachnidia, nHeteroptera, nGastropoda, nTricoptera, EPT and nEphemeroptera
Traits	pi_permatt, reproduction; pi_asex, maximal potential size; pi_>8 and pi<0,25; resistance forms; pi_coc and feeding habitat; pi_paras	pi_hyves, pi_plast and pi_flier, resistance forms; pi_desic, reproduction: pi_clveg, and dispesal; pi_egst

GDA provided a preliminary assessment of 12 selected (6 from each end of the quality gradient extracted from each data set) bioindicators performance across the sampling sites in the absence of available independent sampling sites to validate selected potential indicators. All data types could be used to successfully identify natural sites but lower correct classification rates were obtained for impacted and altered sites, which were biotically and environmentally similar (Table 4). The squared Mahalanobis distance between the centroids of sites (natural, altered and impacted) in the space of the twelve indicators extracted from each biological data set was significant, indicating aggregate accounted for statistically significant discrimination between the classifications.

Table 4 General Discriminant Analysis models (GDA) analyses on selected macroinvertebrate taxa, metrics and traits and site quality.

	Natural		Impacted		Altered		% correct
	F	p	F	P	F	p	
<b>Taxonomic</b>							
Natural	-	-	58,40	0,00***	32,55	0,00***	100,0
Impacted	58,40	0,00***	-	-	4,79	0,009**	84,6
Altered	32,55	0,00***	4,79	0,009**	-	-	60,0
<b>Metrics</b>							
Natural	-	-	196,84	0,003**	177,24	0,00***	100,0
Impacted	196,84	0,00***	-	-	5,49	0,003**	92,3
Altered	177,24	0,00***	5,85	0,003**	-	-	80,0
<b>Traits</b>							
Natural	-	-	232,69	0,00***	179,01	0,00***	100,0
Impacted	232,69	0,00***	-	-	2,17	0,15	84,3
Altered	179,01	0,00***	2,17	0,15	-	-	30,0

Note: Square Mahalanobis Distances\* =  $P \leq 0,05$ ; \*\* =  $P \leq 0,01$ ; \*\*\* =  $P \leq 0,001$

## DISCUSSION

Urban streams are subject to a “cocktail” of anthropogenic stressors, impacts and contaminants. Macroinvertebrate assemblages respond to combinations of environmental (e.g. abiotic factors such as flow and substratum) and pressure drivers that may act together or in isolation (Wiberg-Larsen et al., 2000). The theory of "habitat template" proposes that the temporal and spatial variability of the physical habitat influence the evolution of physical, behavioural, and physiological species profiles (Southwood, 1977). The results of this study on a partly urban stream show shifts in macroinvertebrates assemblage structure and function expressed via taxonomic groups, metrics and macroinvertebrate traits in response to urban impacts. Our hypothesis that more local parameters linked to water quality drive more evident change in taxonomic composition and that land use and habitat characteristics would drive change in community function was not supported by our results. DISTLM of different macroinvertebrate datasets selected similar suites of water quality and land use parameters. Anthropogenic land use and organic contamination were as

important as natural factors in determining macroinvertebrate distribution patterns.

According to Stewart et al. (2001), multiple and often interacting stressors affect freshwater ecosystems make it difficult to establish direct associations between drivers and change in assemblages. Results from our study on macroinvertebrate assemblage structure and function support this statement. DISTLM, dbRDA and PCA results indicated that the biological indicators groups were strongly associated with environmental descriptors and pressures linked to different types of human disturbance. The dbRDA plots revealed clearly distinct “natural” sites and similar altered and impacted sites in terms of environmental and biotic composition.

The bioindicator selection process included indicative metrics for sites with different levels of impact ranging from semi natural to impacted urban areas. The absence of wider quality gradient with true minimally disturbed reference sites and only slightly degraded sites in this “single shot” study of a single river basin resulted in a rather reduced or compressed quality gradient and a limited set of potential indicators for subsequent assessment. This limitation can be overcome by gathering data from or sampling from other river systems with similar typology to increase the quality gradient and number of potential macroinvertebrate based bioindicators.

We used the methodological framework developed by Cortes et al. (2013) based on niche amplitudes and optimal tolerance (Segurado et al., 2011) along PCA derived quality gradients to select bioindicators. The Ribeirão Vermelho study area quality gradient comprised physicochemical parameters, land use categories and a habitat quality classification method for Brazilian rivers developed by Callisto et al. (2002). The SIMPER, DISTLM and GDA not show clear distinction between altered and impacted sites. This may be due to the compressed gradient, as previously mentioned or a non-linear system

gradient. A non-linear response may be useful to managers of water resources since it suggests a critical region of sensitivity of the ecosystem to stress and therefore helps to define acceptable limits of impact (Allan, 2004).

The methodology used for the selection of the best indicators selects from each end of the quality gradient (metrics indicative of minimally impacted environments (reference sites) and degraded areas (Cortes et al. 2013) better identified indicators associated with anthropogenic disturbances, hence the need to include data to increase the scope of the quality gradient. Subsequent refinement of the response of different indicators has selected larger number of indicators for metric, followed by taxonomy and traits.

Some authors advocate the use of suites of indices to provide complementary information on systems under study (Iliopoulou-Georgudaki et al., 2003; Li et al., 2010). An integrated approach (i.e. taxonomy, metrics and traits) provides more robust and sensitive responses to natural and anthropogenic gradients (Li et al., 2010). According to Gessner & Chauvet (2002), the structure and function of communities describes different but comparable aspects of the same entities that should both should be considered to evaluate ecosystem health.

It is common knowledge that intolerant organisms (e.g., Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) decrease along human impact quality gradients, while tolerant taxa (e.g., Oligochaeta, Chironomidae, Hirudinea) increase (Walsh et al., 2005). Intolerant taxa are present in natural conditions, which support a wide range of organisms; thus the degradation mainly causes a loss of sensitive taxa and a significant change to tolerant organisms.

We detected no clear decrease (for example, of individuals with hydrostatic vesicle respiration, of individuals that stay under housings against desiccation and individuals that stay under eggs or statoblasts form) or increase (e.g., parasite individuals) in certain categories of traits across the quality



gradient. Similar to taxonomic composition, some traits responded to specific pressures the same way as taxonomic composition, reflecting functional and structural synergetic response to anthropogenic disturbances.

The study provided results on a first approach to develop an integrated biomonitoring approach based on change in macroinvertebrate assemblage structure and function using a methodological framework based on potential indicator tolerance and optima. Although carried out on a single system, the results show that a combination of macroinvertebrate assemblage structural and functional data can provide information on assemblage response to anthropogenic drivers of change situated at different spatial levels. However, further development is necessary, based on a larger database of urban river networks.

## **CONCLUSIONS**

The response of the taxonomic composition, metrics and functional attribute of benthic macroinvertebrates assemblages to different stressors varied in the basin of the Ribeirão Vermelho stream. Land use and parameters of water quality were important variables that affect the answers of the data groups (taxonomic composition, metrics and traits) of macroinvertebrates. No clear difference was observed in composition and functional response and environmental variables from the spatial scale. We propose to implement an integrated approach to assessing the health of urban aquatic ecosystems involving the analysis of the processes the ecosystem level, as well as structural and functional biological indicators.

## **REFERENCES**

- ALLAN, J. D. 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 35: 257-284.
- ANDERSON, M. J., R. N. GORLEY & K. R. CLARKE. 2008. PERMANOVA+ for PRIMER: guide to software and statistical methods. *PRIMER-E, Plymouth*.
- APHA, A. 2007. WEF (2005) Standard methods for the examination of water and wastewater. *American Public Health Association, American Water Works Association, and Water Environment Federation*.
- BLOTT, S. J. & K. PYE. 2001. GRADISTAT: a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. *Earth surface processes and Landforms*, 26(11): 1237-1248.
- BOOTH, D. B., K. A. KRASESKI & C. RHETT JACKSON. 2014. Local-scale and watershed-scale determinants of summertime urban stream temperatures. *Hydrological Processes*, 28(4): 2427-2438.
- BROWN, R. M., N. I. MCCLELLAND, R. A. DEININGER & R. G. TOZER. 1970. A Water Quality Index - Do we dare? *Water and Sewage Works*, 117: 339-343.
- CALLISTO, M., W. FERREIRA, P. MORENO, M. D. C. GOULART & M. PETRUCIO. 2002. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). *Acta Limnológica Brasiliensia*, 14(1): 91-98.
- CLARKE, K. R. & G. R. N. PRIMER. 2006. V6: user manual/tutorial. *Primer-E Ltd. Plymouth.-2006*.
- CORTES, R., S. VARANDAS, A. TEIXEIRA, S. J. HUGHES, M. MAGALHAES, J. BARQUÍN, M. A. CABRIA & D. FERNÁNDEZ. 2011. Effects of landscape metrics and land-use variables on macroinvertebrate communities and habitat characteristics. *Limnetica*, 30(2): 347-362.
- CORTES, R. M. V., S. J. HUGHES, V. R. PEREIRA & S. D. G. P. VARANDAS. 2013. Tools for bioindicator assessment in rivers: The importance of spatial scale, land use patterns and biotic integration. *Ecological Indicators*, 34: 460-477.
- DOLEDEC, S., N. PHILLIPS & C. TOWNSEND. 2011. Invertebrate community responses to land use at a broad spatial scale: trait and taxonomic measures compared in New Zealand rivers. *Freshwater Biology*, 56(8): 1670-1688.
- DUPAS, R., M. DELMAS, J.-M. DORIOZ, J. GARNIER, F. MOATAR & C. GASCUEL-ODOUX. 2015. Assessing the impact of agricultural pressures on N and P loads and eutrophication risk. *Ecological Indicators*, 48: 396-407.

- FEIO, M. J. & S. DOLÉDEC. 2012. Integration of invertebrate traits into predictive models for indirect assessment of stream functional integrity: a case study in Portugal. *Ecological Indicators*, 15(1): 236-247.
- FERREIRA, E. C. F. & M. C. ALMEIDA. 2005. Sistema de Cálculo da Qualidade da Água (SCQA) Estabelecimento das Equações do índice de Qualidade das Águas (IQA). *Programa Nacional do Meio Ambiente–PNMA II*.
- GESSNER, M. O. & E. CHAUVET. 2002. A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecological applications*, 12(2): 498-510.
- HAYBACH, A., F. SCHÖLL, B. KÖNIG & F. KOHMANN. 2004. Use of biological traits for interpreting functional relationships in large rivers. *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters*, 34(4): 451-459.
- HUGHES, R. M. & S. DUNHAM. 2014. Aquatic Biota in Urban Areas. Wild Salmonids in the Urbanizing Pacific Northwest, Springer: 155-167.
- HUGHES, S. J., J. SANTOS, M. T. FERREIRA, R. CARACA & A. M. MENDES. 2009. Ecological assessment of an intermittent Mediterranean river using community structure and function: evaluating the role of different organism groups. *Freshwater Biology*, 54(11): 2383-2400.
- IBGE. 2006. "Manual técnico de uso da terra. Manuais técnicos em geociências." Rio de Janeiro( 3 edição).
- ILIOPOULOU-GEORGUDAKI, J., V. KANTZARIS, P. KATHARIOS, P. KASPIRIS, T. GEORGIADIS & B. MONTESANTOU. 2003. An application of different bioindicators for assessing water quality: a case study in the rivers Alfeios and Pineios (Peloponnisos, Greece). *Ecological indicators*, 2(4): 345-360.
- JONGMAN, R. H. G., C. J. F. TER BRAAK & O. F. R. VAN TONGEREN. 1995. *Data analysis in community and landscape ecology*, Cambridge university press.
- LI, L., B. ZHENG & L. LIU. 2010. Biomonitoring and bioindicators used for river ecosystems: definitions, approaches and trends. *Procedia environmental sciences*, 2: 1510-1524.
- MENEZES, J. P. C., C. S. FRANCO, L. F. C. DE OLIVEIRA, R. P. BITTENCOURT, M. DE SÁ FARIAS & R. FIA. 2014. Morphometry and evolution of land use and the maximum flow in urban micro watershed. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, 15(4).
- MUGNAI, R., J. L. NESSIMIAN & D. F. BAPTISTA. 2010. *Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro: para atividades técnicas, de ensino e treinamento em programas de avaliação da qualidade ecológica dos ecossistemas lóticos*, Technical Books Editora.

- PARR, T. B., C. S. CRONAN, T. OHNO, S. E. G. FINDLAY, S. SMITH & K. S. SIMON. 2015. Urbanization changes the composition and bioavailability of dissolved organic matter in headwater streams. *Limnology and Oceanography*.
- SEGURADO, P., J. M. SANTOS, D. PONT, A. H. MELCHER, D. G. JALON, R. M. HUGHES & M. T. FERREIRA. 2011. Estimating species tolerance to human perturbation: expert judgment versus empirical approaches. *Ecological indicators*, 11(6): 1623-1635.
- Southwood, T. R. E. (1977). Habitat, the templet for ecological strategies? *The Journal of Animal Ecology*,: 337-365.
- StatSoft, I. (2011). STATISTICA for Windows (data analysis software), Version 10.0.
- STEWART, J. S., L. WANG, J. LYONS, J. A. HORWATICH & R. BANNERMAN. 2001. Influences of watershed, riparian-corridor, and reach-scale characteristics on aquatic biota in agricultural watersheds1." *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 37(6): 1475-1487.
- TACHET, H., P. RICHOUX, M. BOURNAUD & P. USSEGLIO-POLATERA. 2000. Invertébrés d'eau douce: systématique, biologie, écologie, CNRS éditions Paris.
- TUPINAMBÁS, T. H., R. CORTES, S. G. VARANDAS, S. J. HUGHES, J. S. FRANÇA & M. CALLISTO. 2014. Taxonomy, metrics or traits? Assessing macroinvertebrate community responses to daily flow peaking in a highly regulated Brazilian river system. *Ecohydrology*, 7(2): 828-842.
- USSEGLIO-POLATERA, P., M. BOURNAUD, P. RICHOUX & H. TACHET (2000). Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits. *Freshwater Biology*, 43(2): 175-205.
- VARANDAS, S. G. & R. M. V. CORTES. 2010. Evaluating macroinvertebrate biological metrics for ecological assessment of streams in northern Portugal. *Environmental monitoring and assessment*, 166(1-4): 201-221.
- VIOLLE, C., M. L. NAVAS, D. VILE, E. KAZAKOU, C. FORTUNEL, I. HUMMEL & E. GARNIER. 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116(5): 882-892.
- WALSH, C. J., A. H. ROY, J. W. FEMINELLA, P. D. COTTINGHAM, P. M. GROFFMAN & R. P. MORGAN. 2005. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(3): 706-723.
- WIBERG-LARSEN, P., K. P. BRODERSEN, S. BIRKHOLM, P. N. GRØN & J. SKRIVER 2000. Species richness and assemblage structure of Trichoptera in Danish streams. *Freshwater Biology* 43(4): 633-647.

**TERCEIRA PARTE**

## CONCLUSÕES GERAIS

Em relação as hipótese proposta na tese, observou-se

Hipótese 1. “*Os afluentes do Ribeirão Vermelho diferem quanto à qualidade das águas em decorrência dos diferentes tipos e intensidade de impactos antrópicos*”

- i. A qualidade da água na bacia do Ribeirão Vermelho e seus principais tributários apresentaram forte influencia em relação diferentes tipos de uso e ocupação do solo. Os principais agentes estressores identificados foram: a ausência de vegetação ripária, o descarte de efluente de esgoto tratado e não tratado, o crescimento de áreas urbanas e o crescimento de áreas agrícolas.
- ii. A presença de áreas preservadas (nascentes) proporcionou uma melhor qualidade das águas contrapondo-se às áreas de uso urbano intenso com descarte de esgoto e com as áreas de uso agrícola.
- iii. A qualidade da água no Ribeirão Vermelho, de modo geral, variou entre boa e ruim no período de verão. Mas uma queda na qualidade da água foi verificada no período do inverno, principalmente nas áreas urbanas e áreas agrícolas, ricas em nutrientes(nitrogênio e fósforo) e matéria orgânica.
- iv. De modo geral, verificou-se uma alta correlação entre o uso do solo, a qualidade da água ao longo da bacia do Ribeirão Vermelho. As variáveis físicas e químicas da água analisadas (e.g. CE,  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ , temperatura) foram satisfatórias para identificar variações na qualidade da água decorrentes da influência antrópica. A concentração de oxigênio dissolvido sofreu distinta redução nas áreas com aporte orgânico direto, devido ao descarte de efluentes. A granulometria do sedimento sofreu pouca alteração no período avaliado, como no teor de matéria orgânica retida no sedimento.

Hipótese 2. *“O Ribeirão Vermelho não exerce seu papel autodepurativo em função das baixas vazões e pelos lançamentos pontuais e não pontuais das fontes de contaminação”*

- i. A utilização do modelo de depuração Streeter-Phelps no Ribeirão Vermelho foi consistente com as amostras experimentais obtidas no campo, no entanto observa que as concentrações de DBO<sub>5</sub> não respeitou os limites preconizados pela Resolução do Ministério do Meio Ambiente 430/2011, tendo ficado em toda a extensão do rio e, em ambos os períodos, fora da regulamentação, o que implica que o ribeirão não consegue depurar a carga lançada em suas águas, trazendo consequência no ecossistema.

Hipótese 3. *“A relação entre a composição taxonômica e atributos funcionais de macroinvertebrados e variáveis ambientais difere com a escala espacial. Os atributos físico-químicos e a qualidade do habitat apresentarão maior relação com a taxonomia enquanto que o uso do solo terá maior relação com os atributos funcionais das comunidades de macroinvertebrados*

A comunidade de macroinvertebrados bentônicos na bacia do Ribeirão Vermelho apresentou baixa diversidade, baixa abundância relativa, resultando em muitos táxons raros e poucos dominantes. Larvas de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera foram mais sensíveis às alterações na qualidade da água e do habitat, consideradas sensíveis à poluição. As larvas de Chironomidae, e Physidae (Insecta: Diptera), Oligochaeta e Hirudinea (Annelida) foram dominantes na maioria dos pontos amostrados. De modo geral, a comunidade de macroinvertebrados bentônicos apresentou alterações na composição, riqueza e abundância de táxons devido à pressão antrópica, mas no entanto não foi observado relação com a escala espacial estudada.

Contudo, foi possível propor indicadores para biomonitoramento da bacia hidrográfica do Ribeirão Vermelho a partir da análise da comunidade bentônica,

que respondeu aos diferentes tipos e intensidades de impacto antrópico ao longo deste sistema aquático.



## INFORMAÇÃO SUPLEMENTAR

Annex 1 Results for characterization of stream's ecological conditions using Rapid Protocol by Calisto *et al.* (2002).

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Types of edge occupation	veg.	pasture	urb.	pasture						urban			agriculture		
Erosion		low								High					mod
Anthropic alterations		absent		urb alt		absent				urban alterations			domestic alterations		
Vegetal covering	all		absent			partial					Absent				all
Water odor		absent								Sewage				absent	sewage
Water oil presence				absent						Moderate				absent	moder.
Water transparency				transparency				turbid	opaque			Turbid		transp.	turbid
Sediment odor		absent				sewage				Industrial				absent	sewage
Sediment oil presence									Absent						
Sediment deposition		rocks and gravel				mud and sand		chann	mud/sa	channeled			roc/gr		mud and sand
Instream cover	>50%		10 - 30% of diversified habitats					<10%	10-30%		< 10% of diversified habitats			10-30%	<10%
Extension of riffles			fast not as large								riffles or runs virtually nonexistent		fast nor as large		nonex.
Frequency of riffles		Between 15 and 25				generally all flat water or shallow riffles; distance between riffles divided by the width of the stream is a ratio of >25									
Types of substrate		gravel						mud					gravel		mud
Mud deposition		0 - 25%				25 - 50 %				0 - 25%				25 - 50 %	
Deposit of sedimentary		< 5%				5 - 30 %		30-50 %			> 50%		30-50 %		5 - 30 %
Channel alteration		absent				absent or minimum					> 80%				absent or minimum
Protective stream, bank vegetation			>90%					<50%			70 - 90%				<50%
Bank stability	absence of erosion		unstable; erosion in many areas (between 60 and 100%)			30-60%					absence of erosion		unstable; erosion in many areas (60 and 100%)	30-60%	absence of erosion
Riparian vegetative, zone width			>18m								< 6 meters				6-12 meters
Presence of aquatic vegetation		Small macrophytes along the river bed	Presence of macrophytes			absence					Small macrophytes along the river bed				Presence of macrophytes
Scores	90	71	71	40	51	51	49	17	17	12	12	12	36	44	43
Classification		natural		impacted		altered					impacted				altered

## Annex2 List of families, metrics and traits used in data treatments (54 families/48 metrics/70 traits)

N	Families	Metrics	Acronym	Traits	Modalities	Acronym
1	Aeshnidae	Abundance [ind m <sup>2</sup> ]	N		≤ ,25 cm	pi_<,25
2	Anomalopsychidae	Number of Taxa	s		>,25-,5 cm	pi_<,25-,5
3	Baetidae	BMWP Score	BMWP		>,5-1 cm	pi_<,5-1
4	Belostomatidae	DSFI Diversity Groups	DSFI	Maximal potencial size	> 1-2 cm	pi_>1-2
5	Caenidae	IBE - Systematic Units	IBE		> 2-4 cm	pi_>2-4
6	Calamoceratidae	IBE - IBE Aqem	IBE Aqem		> 4-8 cm	pi_>4-8
7	Calopterigidae	Diversity (Simpson-Index)	Simpson		> 8 cm	pi_>8
8	Ceratopogonidae	Diversity (Shannon-Wiener-Index)	H'		ovoviviparity	pi_ovov
9	Chaboridae	Diversity (Margalef Index)	Margalef		isolated eggs, free	pi_egfree
10	Chironomidae	Evenness	e		isolated eggs, cemented	pi_egcem
11	Coenagrionidae	Acid Index (Hendrikson&Medin)	Acid		clutches, cemented or fixed	pi_clfix
12	Culicidae	PotamonTypie Index - Standard deviation	Potamon s	Reproduction	clutches, free	pi_clfree
13	Dixidae	PotamonTypie Index - Number of scored taxa	Potamon n		clutches, in vegetation	pi_clveg
14	Dytiscidae	PotamonTypie Index - Minimum number of scored taxa	Potamon m		clutches, terrestrial	pi_clter
15	Elmidae	PotamonTypie Index - Abundance of scored taxa/all taxa [%]	Potamon %		asexual reproduction	pi_asex
16	Empididae	PotamonTypie Index - r-Dominance	Potamon d		aquatic passive	pi_aqpass
17	Entomobryidae	r/K relationship	r/k		aquatic active	pi_aqact
18	Gerridae	Taxonomic group [%] - Gastropoda [%]	nGastropoda	Dispersal	aerial passive	pi_aepass
19	Glossosomatidae	Taxonomic group [%] - Oligochaeta [%]	nOligochaeta		aerial active	pi_aeact
20	Gomphidae	Taxonomic group [%] - Hirudinea [%]	nHirudinea	Resistance forms	eggs, statoblasts	pi_egst

## Annex2 Continuation

21	Gripopterygidae	Taxonomic group [%] - Ephemeroptera [%]	nEphemeroptera		cocoons	pi_coc
22	Gyrinidae	Taxonomic group [%] - Odonata [%]	nOdonata		housings against desiccation	pi_desic
23	Hebridae	Taxonomic group [%] - Plecoptera [%]	nPlecoptera		diapause or dormancy	pi_diap
24	Helycopsichidae	Taxonomic group [%] - Heteroptera [%]	nHeteroptera		none	pi_none
25	Hirudinea	Taxonomic group [%] - Trichoptera [%]	nTrichoptera		tegument	pi_teg
26	Hydracarinae	Taxonomic group [%] - Coleoptera [%]	nColeoptera		gill	pi_gill
27	Hydrometridae	Taxonomic group [%] - Diptera [%]	nDiptera	Respiration	plastron	pi_plast
28	Hydrophilidae	Taxonomic group [%] - Hydrachnidia [%]	nHydrachnidia		spiracle	pi_spir
29	Hydropsychidae	Taxonomic group [%] - EPT-Taxa [%]	EPT		hydrostatic vesicle	pi_hyves
30	Hydroptilidae	Taxonomic group [%] - EP [%]	EP		flier	pi_flier
31	Leptoceridae	Taxonomic group [%] - EPT [%] (abundance classes)	EPT classes		surface swimmer	pi_suswim
32	Leptohephidae	Taxonomic group [%] - hololimnic [%]	hololimnic		full water swimmer	pi_fuswim
33	Libellulidae	Taxonomic group (number of taxa) - Gastropoda	sGastropoda	Locomotion and substrate relation	crawler	pi_crawl
34	Limnephilidae	Taxonomic group (number of taxa) - Oligochaeta	sOligochaeta		burrower	pi_bur
35	Lymnaeidae	Taxonomic group (number of taxa) - Hirudinea	sHirudinea		interstitial	pi_intert
36	Megapodagrionidae	Taxonomic group (number of taxa) - Ephemeroptera	sEphemeroptera		temporarily attached	pi_tempatt

## Annex2 Continuation

37	Mesovellidae	Taxonomic group (number of taxa) - Odonata	sOdonata	Locomotion and substrate relation	permanently attached	pi_permatt
38	Naucoridae	Taxonomic group (number of taxa) - Plecoptera	sPlecoptera		microorganisms	pi_micro
39	Nepidae	Taxonomic group (number of taxa) - Heteroptera	sHeteroptera		detritus (< 1mm)	pi_detritus
40	Noteridae	Taxonomic group (number of taxa) - Trichoptera	sTrichoptera		dead plant (>= 1mm)	pi_deadpl
41	Notonectidae	Taxonomic group (number of taxa) - Coleoptera	sColeoptera		living microphytes	pi_livmic
42	Odontoceridae	Taxonomic group (number of taxa) - Diptera	sDiptera	Food	living macrophytes	pi_livmacro op
43	Oligochaeta	Taxonomic group (number of taxa) - Hydrachnidia	sHydrachnidia		dead animal (>= 1mm)	pi_deadan
44	Perlidae	Taxonomic group (number of taxa) - EPT-Taxa	sEPT		living microinvertebrates	pi_livmicro i
45	Physidae	Taxonomic group (number of taxa) - EPT/Dipteral-Taxa	sEPT/Diptera		living macroinvertebrates	pi_livmacro oi
46	Planorbidae	Taxonomic group (number of taxa) - EP-Taxa	sEP		vertebrates	pi_vert
47	Psychodidae	Number of Families	nfamilies		absorber	pi_absor
48	Simuliidae	AWIC Index	AWIC		deposit feeder	pi_depfeed
49	Staphilinidae				shredder	pi_shred
50	Thiaridae			Feeding habits	scraper	pi_scrap
51	Tipulidae				filter-feeder	pi_filfeed
52	Torridicondolidae				piercer	pi_pierc
53	Triplectidae				predator	pi_pred
54	Veliidae				parasite	pi_paras

**Annex2** Continuation

55		flags/boulders/cobl	pi_boulder
56		es/pebbles	pi_gravel
57		gravel	pi_sand
58		sand	pi_silt
59	Substrate (preferendum)	silt	pi_macrop h
60		macrophytes	pi_microph
61		microphytes	pi_roots
62		twigs/roots	pi_orgdet
63		organic	
64		detritus/litter	
65		mud	pi_mud
66		null	pi_null
67	Current velocity	slow (< 25 cm/s)	pi_slow
68		medium (25-50 cm</s)	pi_med
69		fast (> 50 cm/s)	pi_fast
70	Trophic status	oligotrophic	pi_oligo
		mesotrophic	pi_meso
		eutrophic	pi_eut