

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO
CAMPUS UNIVERSITÁRIO DE SINOP
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais – PPGCAM

**MONITORAMENTO AMBIENTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CAIABI,
MT**

GRASIANE ANDRIETTI

Sinop, Mato Grosso

2014

GRASIANE ANDRIETTI

**MONITORAMENTO AMBIENTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CAIABI,
MT**

ORIENTADOR: ROSELENE MARIA SCHNEIDER

Co-Orientador: Frederico Terra De Almeida

Dissertação apresentada ao PPGCAM
como parte dos requisitos para a
obtenção do título de Mestre em
Ciências Ambientais.

Sinop, Mato Grosso

Fevereiro, 2014

Dados Internacionais de Catalogação na Fonte.

A573m Andrietti, Grasiene.
MONITORAMENTO AMBIENTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO
CAIABI, MT / Grasiene Andrietti. -- 2014
90 f. : il. ; 30 cm.

Orientadora: Roselene Maria Schneider.
Co-orientadora: Frederico Terra de Almeida.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Mato Grosso, Instituto de
Ciências Naturais, Humanas e Sociais, Programa de Pós-Graduação em Ciências
Ambientais, Sinop, 2014.
Inclui bibliografia.

1. IQA. 2. IET. 3. Bacia Hidrográfica Amazônica. 4. Qualidade da Água. 5.
Recursos Hídricos. I. Título.

Sinopse:

Estudou-se a qualidade da água superficial de uma bacia hidrográfica rural localizada na região norte de Mato Grosso. A área da bacia pertence à Amazônia Legal. Foram analisados parâmetros físico-químicos e microbiológicos. Os resultados foram analisados estatisticamente e foram determinados os índices IQA e IET.

Palavras-chave:

IQA, IET, Monitoramento, Qualidade da água, Recursos Hídricos.

Dedico esse trabalho à Maria Elena Salvador, Janaina I. Corrêa e Richard Luiz Melo Neto

AGRADECIMENTOS

Acima de tudo, agradeço a Deus, inteligência suprema, causa primária de todas as coisas, pela dádiva da vida.

À minha orientadora Roselene por todo o conhecimento, dedicação, apoio e amizade concedidos. Também pela oportunidade e pela confiança. Pelos bons momentos de conversa e pelos puxões de orelha, foram essenciais.

Ao meu co-orientador Fred, pelos ensinamentos e pela oportunidade de desenvolver esse trabalho enriquecedor.

À minha mãe Maria Elena por incentivar e possibilitar a realização do projeto. Por estar presente em todos os momentos enquanto estive ausente. À minha “vózinha” Gertrudes Pahl Salvador, que já se tornou uma estrelinha e, mesmo assim, foi fundamental para essa realização.

Ao meu filho Richard, pela compreensão e motivação que me deram forças para continuar até o fim. Devo desculpas pela ausência.

À Janaina I. Corrêa, por tudo! Tolerância, incentivo, ajuda e companheirismo... Que me contribuíram muito para superar todas as dificuldades. Obrigada por estar comigo em todos os momentos, principalmente nos mais decisivos.

Às minhas irmãs, cunhados e sobrinhos pelo apoio e incentivo, mesmo à distância.

Aos amigos: Roni Jacson Melo, Muryel de Carvalho Gonçalves, Ernando Paulo Tonello, Evandro Delmonte, Adriana Hahn, Jean Hahn, Cristina Jeremias Braga e Marcelo Roberto Schmitt que mesmo longe, estiveram por perto todos os dias. E à Celiane Gomes Dourado e Milton José Francisco por todos os momentos e pela amizade verdadeira.

Às bolsistas do laboratório Quélimis Jemiles Aleixo Luna Guide, Daiane Rúbia Gonçalves e Maira Luísa Câmara pelo auxílio na execução das coletas e análises, pelas risadas, pelos momentos de descontração em campo e no laboratório e, por terem contribuído de maneira decisiva para a realização desse sonho.

Aos colegas de classe pela troca de experiências e conhecimentos, especialmente ao Francisco, ou Moacir.

Aos motoristas da Universidade: Sr. Cleuton e Sr. Rodrigues pelo auxílio no trabalho de campo e nas coletas.

Aos professores pelo auxílio e aprendizado, especialmente à professora Adriana Garcia do Amaral, por toda a ajuda despendida com a estatística e pelas contribuições da banca de

qualificação e defesa. Ao professor Edgar Nogueira Demarqui, por todas as cartas e mapas elaborados e, à professora Tânia Carvalho Fontes, pelo acompanhamento nas coletas e auxílio com o geoprocessamento. À professora Milene Carvalho Bongiovani pelas contribuições e correções nas bancas de qualificação e defesa.

À professora Rosane Freire pela participação na banca de defesa e pela cooperação com o trabalho final.

À Universidade Federal de Mato Grosso, pela oportunidade de realizar essa pesquisa.

Finalmente, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, CAPES pela bolsa de mestrado e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico pelo apoio financeiro.

“Nenhuma atividade no bem é insignificante... As mais altas árvores são oriundas de minúsculas sementes”.

Chico Xavier

RESUMO

Foi realizado o monitoramento da qualidade da água superficial do rio Caiabi em cinco pontos de amostragem durante 12 meses consecutivos. O local de estudo está localizado no estado de Mato Grosso, na área de abrangência da Amazônia Legal. As atividades econômicas desenvolvidas na bacia são predominantemente agrícolas. Os parâmetros determinados foram: temperatura, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, turbidez, demanda bioquímica de oxigênio, coliformes totais, coliformes termotolerantes, nitrito, nitrato, nitrogênio total Kjeldhal, clorofila *a*, fósforo total, sólidos filtráveis, sólidos não-filtráveis e sólidos totais. Todas as metodologias de amostragem, transporte, preservação e análises foram executadas conforme os procedimentos compendiais, preconizados pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Os resultados obtidos foram comparados com os valores de referência estabelecidos pela legislação vigente. Foram determinados o IQA e o IET. E, por meio da análise estatística do IQA foi avaliada a variação sazonal e espacial durante o monitoramento. Em posse desses resultados, foi definida a campanha de amostragem mais adequada para o local de estudo, levando-se em conta as dificuldade e limitações inerentes a programas de monitoramento ambiental. Os resultados indicam a existência de um potencial de degradação da qualidade da água devido à produção de sedimentos na bacia. Os resultados do IQA classificam a água de qualidade boa à ótima, com valores entre 63 e 91. Os resultados do IET apontam que o risco de eutrofização na bacia permanece baixo. A análise estatística comprovou que não houve variação sazonal e espacial significativa nos valores de IQA. Os dados sugerem, portanto, que o programa de monitoramento poderia ser adequado para um único ponto ao longo do trecho do rio, com uma frequência de amostragem reduzida. Não foi evidenciada a presença de fonte pontual de poluição no rio Caiabi. Este monitoramento permitiu levantar informações importantes para futuras ações dentro desta e de outras bacias semelhantes. Ao ser determinado o potencial de deterioração, medidas de controle podem ser definidas, tais como a proposição de melhorias nas práticas de conservação do solo e o maior controle no uso de insumos.

ABSTRACT

Monitoring of surface water quality of the Caiabi River was conducted in five sampling points for 12 consecutive months. The study site is located in the state of Mato Grosso, in the catchment area of the Amazonia Legal. The economic activities in the basin are predominantly agricultural. The parameters determined were: temperature, pH, DO, conductivity, turbidity, BOD, total coliform, fecal coliform, nitrite, nitrate, total nitrogen Kjeldahl, chlorophyll a, total non-filterable solids and total phosphorus, filterable solids, total solids. All sampling methodologies, transportation, preservation and analysis were performed according to the compendial procedures recommended by the Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, manuals of kits and manuals equipments. The results were compared to reference values established by CONAMA 357/2005. The WQI and the IET were determined. And, through statistical analysis, the seasonal and spatial variation during the monitoring was evaluated. Given these results, the most appropriate experimental design for the study site was defined, taking into account the difficulties and limitations inherent in environmental monitoring programs. The results indicate the existence of a potential degradation of water quality due to sediment yield in the basin. The results of the IQA classify water quality to optimal, with values between 63 and 91. The results indicate that the IET the risk of eutrophication in the basin remains low. Statistical analysis confirmed that there was no significant seasonal and spatial variation in the values of WQI. The data therefore suggest that the experimental design could be suitable for a single point along the stretch of the river, with a reduced frequency of sampling. There was no evidence the presence of point source pollution in river Caiabi. This allowed tracking raise important information for future actions in this and other similar basin. In determining the potential for deterioration, control measures can be defined, such as the proposition of improvements in soil conservation practices and greater control in the use of inputs.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL

1. MONITORAMENTO AMBIENTAL DA QUALIDADE DA ÁGUA NA BACIA HIDROGRÁFICA AMAZÔNICA: RIO CAIABI (MT)	15
1.1 INTRODUÇÃO.....	17
1.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	18
1.2.1 Área de Estudo	18
1.2.2 Amostragem, Transporte e Preservação	19
1.2.3 Métodos Analíticos.....	20
1.2.4 Estatística Descritiva	21
1.3 Resultados e Discussão.....	22
1.4 CONCLUSÃO.....	38
1.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	39
2. ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA E ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CAIABI (MT).....	44
2.1 INTRODUÇÃO.....	46
2.2 METODOLOGIA.....	48
2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	53
2.4 CONCLUSÕES	57
2.5 REFERÊNCIAS	58
3. VARIAÇÃO SAZONAL E ESPACIAL DOS PARÂMETROS FÍSICOS-QUÍMICOS DA ÁGUA: SUB-BACIA AMAZÔNICA (MT).....	60
3.1 INTRODUÇÃO.....	62
3.2 METODOLOGIA.....	64
3.2.1 Local de Estudo e Seleção dos Pontos de Amostragem	64
3.2.2 Coleta, Transporte e Preservação das Amostras.....	64
3.2.3 Análises Físico-Químicas e Microbiológicas	65
3.2.4 Estatística e Índice da Qualidade Da Água	65
3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	68
3.4 CONCLUSÃO.....	74
3.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	75
CONCLUSÃO GERAL	78

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	80
ANEXOS.....	88

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Metodologias analíticas utilizadas na determinação dos parâmetros	21
Tabela 2. Estatística descritiva básica dos resultados obtidos (DP: Desvio-padrão; CV: Coeficiente de variação; NMP: Número mais provável; NTU: Unidade nefelométrica de turbidez).....	23
Tabela 3. Peso de cada parâmetro para o cálculo do IQA.....	50
Tabela 4. Classificação da amostra de acordo com os resultados obtidos no cálculo de IQA.	51
Tabela 5. Classificação do Estado Trófico proposta por Lamparelli (2004).....	52
Tabela 6. Resultados do IQA nos cinco pontos analisados durante os doze meses	53
Tabela 7. Resultados do IET nos cinco pontos monitorados durante os doze meses.....	55
Tabela 8. Peso de cada parâmetro para o cálculo do IQA	66
Tabela 9. Classificação da amostra de acordo com os resultados obtidos no cálculo de IQA	67
Tabela 10. Resultados comparativos dos parâmetros que apresentaram diferença significativa nas estações seca e chuvosa e valor F.....	68
Tabela 11. Grupos, tratamentos e médias do Teste de Tukey para os parâmetros condutividade elétrica, DBO, fósforo total e sólidos filtráveis (CE: condutividade elétrica; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; PT: fósforo total; SFIL: sólidos filtráveis).....	70
Tabela 12. Resultado do desdobramento da análise fatorial de pontos dentro da estação	71
Tabela 13. Resultado do desdobramento da análise fatorial de estação dentro de pontos	72
Tabela 14. Resultados do IQA nos cinco pontos analisados durante os doze meses	72
Tabela 15. Resultados da ANOVA obtidas no programa R, indicando o efeito dos fatores: bloco (mês de coleta), ponto (ponto de coleta), estação (seca ou chuva), e interação dos fatores nas variáveis-resposta sobre IQA (NS: não significativo).....	73

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização da bacia hidrográfica do rio Caiabi e dos pontos de amostragem	19
Figura 2. Boxplot demonstrando os resultados de sólidos não-filtráveis	24
Figura 3. a) Ponto 01 na primeira coleta. b) Ponto 01 após a segunda coleta	25
Figura 4. Gráfico demonstrando os resultados obtidos na análise de sólidos filtráveis	25
Figura 5. Gráfico demonstrando os resultados de sólidos totais	26
Figura 6. Gráfico demonstrando os resultados de temperatura	27
Figura 7. Gráfico demonstrando os resultados obtidos na análise de clorofila a	27
Figura 8. Gráfico demonstrando os resultados obtidos na análise de fósforo total	28
Figura 9. Gráfico demonstrando os resultados de nitrato	29
Figura 10. Gráfico demonstrando os resultados de nitrito	30
Figura 11. Gráfico dos resultados coliformes totais	31
Figura 12. Gráfico dos resultados coliformes termotolerantes	32
Figura 13. Gráfico dos resultados de condutividade elétrica	33
Figura 14. Gráfico demonstrando os resultados de DBO	34
Figura 15. Gráfico dos resultados de pH	35
Figura 16. Gráfico dos resultados obtidos na análise de oxigênio dissolvido	35
Figura 17. Gráfico dos resultados de turbidez	36
Figura 18. a) Local de coleta na ausência de eventos de precipitação. b) Local de coleta durante evento de precipitação	37
Figura 19. Localização regional da bacia hidrográfica do rio Caiabi no estado de Mato Grosso, com a ampliação da área da bacia e identificação dos pontos de amostragem	48
Figura 20. Mapa de uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio Caiabi. Sistema de projeção UTM DATUM SAD 69. Agosto/2011	49
Figura 21. Gráfico dos resultados de IQA nos cinco pontos analisados	53
Figura 22. Gráfico dos resultados de IET	56

INTRODUÇÃO GERAL

A água é um elemento vital para a sobrevivência dos organismos vivos. Entretanto, nas últimas décadas houve um agravamento nos problemas relacionados à preservação dos recursos hídricos (Blume *et al.*, 2010). A problemática da escassez qualitativa e quantitativa da água tem sido atribuída, principalmente, a fatores como o aumento da demanda, crescimento populacional e taxa de urbanização, agricultura, desenvolvimento urbano desordenado, e ao lançamento indiscriminado de efluentes industriais e domésticos (Tucci, 2003; Tundisi e Tundisi, 2010; Chiba *et al.*, 2011; Alvarenga *et al.*, 2012; Queiroz *et al.*, 2013; Zamberlan *et al.*, 2013; Bem *et al.*, 2013;). De acordo com a Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO, 2013), no ano de 2025, 1,8 bilhão de pessoas viverão em países ou regiões com falta de água, e 2/3 da população poderá enfrentar a escassez total.

As condições naturais, como o escoamento superficial e a infiltração, podem afetar a qualidade da água. A modificação da paisagem dada pela incorporação das atividades humanas, como por exemplo, as práticas agrícolas, causa alterações significativas no ambiente, principalmente nos recursos hídricos (Tauil *et al.*, 2009). Portanto, a qualidade é resultante da interação dos fenômenos naturais e de ação antrópica. Entre outros fatores antrópicos estão o uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica (Koepf, 1968; Berka *et al.*, 2001; Alves *et al.*, 2008; Ragosta *et al.*, 2010; Schneider *et al.*, 2011; Karadavut *et al.*, 2012).

As atividades antrópicas afetam a qualidade da água de duas formas: diretamente, por meio do despejo de esgoto e outras águas residuais; ou indiretamente, como consequência do uso e ocupação do solo. (Sener *et al.*, 2013). De acordo com Von Sperling (2005), as fontes de poluição direta e indireta podem ser classificadas como pontuais e difusas, respectivamente.

Segundo Merten e Minella (2002), as alterações ocorridas em uma bacia hidrográfica podem ser avaliadas por meio do monitoramento da qualidade da água, que consiste na observação ou medição de variáveis de qualidade da água de forma contínua. O monitoramento permite observar como o meio aquático é afetado por contaminantes ou atividades antrópicas (Schneider, 2010), além de constituir uma importante ferramenta para a verificação de comportamentos e tendências na qualidade da água, levando em conta aspectos temporais e espaciais. Para tanto, são utilizados atributos físico-químicos e microbiológicos (Chapman, 1996; Berka *et al.*, 2001; Freire, 2010; Chiba *et al.*, 2011; Schneider *et al.*, 2011; Karadavut *et al.*, 2012; Zan *et al.*, 2012; Zamberlan *et al.*, 2013).

O monitoramento dos recursos hídricos em locais de intensa atividade agrícola constitui um fator de extrema importância para a disponibilidade quantitativa e qualitativa da água. Pesquisas realizadas nesse âmbito tem demonstrado o potencial de degradação da qualidade da água em bacias hidrográficas rurais (Toledo e Nicolella, 2002; Donadio *Et al.*, 2005; Chaves & Santos, 2009; Rajankar *Et al.* 2011; Bateni *Et al.* 2013; Wittman *Et al.* 2013).

Apesar da dificuldade de se estabelecer procedimentos de avaliação de impactos causados por fontes difusas, muitas pesquisas têm se dedicado à avaliação dos processos de transporte de nutrientes e outros poluentes para os recursos hídricos (Berka *et al.*, 2000; Toledo e Nicolella, 2002; Mansor *et al.*, 2006; Anami *et al.*, 2007; Vanzela *et al.*, 2010; Ragosta *et al.*, 2010; Macintosh *et al.*, 2011; Karadavut *et al.*, 2012).

O desenvolvimento de índices de qualidade tem auxiliado na observação de comportamentos e tendências, além de possibilitar a modelagem da qualidade da água. Um dos índices mais utilizados em todo o mundo é o Índice de Qualidade da Água (IQA), desenvolvido em 1970 nos Estados Unidos pela *National Sanitation Foundation* (NSF). Foi realizada uma pesquisa de opinião, pelo método Delphi, junto a 142 especialistas da área para a indicação dos parâmetros e sua importância relativa na qualidade da água. Dentre as trinta e cinco variáveis propostas, foram selecionadas as nove mais significativas, às quais foi atribuído um peso de acordo com sua relevância. Segundo Yisa *et al.* (2012), o IQA é definido como uma classificação que reflete a influência de diferentes parâmetros físico-químicos e microbiológicos sobre a qualidade de água.

Outro indicador muito utilizado é o Índice de Estado Trófico (IET). O objetivo do IET é classificar o corpo hídrico em diferentes graus de trofia, avaliando a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas ou macrófitas aquáticas (ANA, 2014). O IET foi originalmente proposto por Carlson em 1977 e posteriormente modificado por Toledo Jr. em 1983 para adequá-lo a ambientes tropicais (Lamparelli, 2004). Os parâmetros utilizados na determinação do índice são a clorofila *a* e o fósforo total. Esse índice é muito utilizado em ambientes lóticos situados nas regiões onde há possibilidade de carreamento de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, proveniente das terras agricultáveis (Mansor *et al.*, 2006; Cunha *et al.*, 2008; Rech *et al.*, 2008). Segundo Fia *et al.* (2009), o aporte desses nutrientes associado a boas condições de luminosidade favorece o crescimento de algas e outras plantas aquáticas.

Como o fósforo é o agente causador do processo de eutrofização, os resultados do IET correspondentes ao fósforo IET (PT) devem ser entendidos como uma medida do potencial de

eutrofização, enquanto a avaliação correspondente à clorofila *a*, IET (CL), deve ser considerada como uma medida da resposta do corpo hídrico ao agente causador, indicando o nível de crescimento de algas (Bem *et al.*, 2013).

O uso e ocupação do solo da bacia do rio Caiabi aliado ao regime hídrico da região proporciona um potencial de degradação ainda mais acentuado, considerando-se os eventos de intensa precipitação. O transporte de sedimentos, o carreamento de nutrientes e matéria orgânica para o leito do rio traz agravos que podem se tornar irreversíveis, superando a capacidade de autodepuração do rio (Wittman *et al.* 2013).

Foi realizado o monitoramento da água superficial do rio Caiabi, com o objetivo de verificar possíveis alterações na bacia. Os resultados obtidos foram comparados aos valores de referência estabelecidos pela legislação vigente. Foram determinados o IQA e o IET. E, por meio da análise estatística, foi avaliada a variação sazonal e espacial durante o monitoramento. Em posse desses resultados, foi possível definir o programa de monitoramento mais adequado para o local de estudo, levando-se em conta as dificuldades e limitações inerentes a esse tipo de estudos.

1. MONITORAMENTO AMBIENTAL DA QUALIDADE DA ÁGUA NA BACIA HIDROGRÁFICA AMAZÔNICA: RIO CAIABI (MT)

RESUMO

A bacia hidrográfica do rio Caiabi está localizada no estado de Mato Grosso, na área de abrangência da Amazônia Legal. As atividades econômicas desenvolvidas no local são predominantemente agrícolas. O objetivo dessa pesquisa foi monitorar os impactos causados pela agricultura e pecuária na qualidade da água superficial desta bacia. Durante 12 meses, cinco pontos do rio Caiabi foram monitorados. As variáveis determinadas foram as seguintes: temperatura, pH, OD, condutividade, turbidez, DBO, coliformes totais, coliformes termotolerantes, nitrito, nitrato, nitrogênio total Kjeldhal, clorofila *a*, fósforo total, sólidos filtráveis, sólidos não-filtráveis e sólidos totais. Todas as metodologias de amostragem, transporte, preservação e análises foram executadas conforme os procedimentos compendiais preconizados pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* e manuais de equipamentos e kits. Após a obtenção dos resultados, foi testada a normalidade da distribuição dos dados e, após a normalização, foram determinadas as médias, desvios-padrão, valores mínimo e máximo e coeficiente de variação. Os parâmetros nitrito, fósforo, pH, turbidez, DBO e OD apresentaram resultados discordantes com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº. 357/2005. Os resultados indicam a existência de um potencial de degradação da qualidade da água devido à produção de sedimentos na bacia.

PALAVRAS-CHAVE: Qualidade da água, recursos hídricos, bacia hidrográfica rural, água superficial.

ENVIRONMENTAL MONITORING OF WATER QUALITY IN THE AMAZON WATERSHED: CAIABI RIVER (MT)

ABSTRACT

The basin of the Caiabi River is located in the state of Mato Grosso, in the catchment area of the Amazônia Legal. Economic activities undertaken at the site are predominantly agricultural. The objective of this research was to monitor the impacts caused by agriculture and livestock in surface water quality of the basin. During 12 months, five points behind Caiabi River were monitored. The parameters determined were as follows: temperature, pH, OD, conductivity, turbidity, DBO, total coliforms, fecal coliforms, nitrite, nitrate, total Kjeldahl nitrogen, chlorophyll *a*, total phosphorus, filterable solids, non-filterable solids and total solids. All methodologies of sampling, transport, preservation and analysis were executed according to the procedures compendial preconized by the *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* and manuals of equipments and kits. After the obtaining of the results, the normality of the data distribution was tested and, after the normalization, the means, standard deviations, minimum and maximum values and coefficient of variation were determined. The parameters nitrite, phosphorus, pH, turbidity, DBO and OD presented results discordant with the limits established by the CONAMA Resolution nº. 357/2005. The results indicate the existence of a potential of degradation of the water quality due to the production of sediments in the basin.

DO, conductivity, turbidity, BOD, total coliform, fecal coliform, nitrite, nitrate, chlorophyll, total phosphorus, filterable solids, non- filterable solids and total solids. Sampling methodologies, transportation, preservation and analysis were performed according to the compendial procedures recommended by the Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater and equipment manuals and kits. After obtaining the results, we tested the normality of data distribution and, after normalization we determine the mean, standard deviation, minimum and maximum values and coefficient of variation. The parameters nitrite, nitrogen, phosphorus, pH, turbidity, BOD and OD showed discordant results with the limits established by Resolution CONAMA 357/2005. The results indicate the existence of a potential degradation of water quality due to sediment yield in the basin.

KEY WORDS: Water quality, water resources, rural watershed, surface water.

1.1 INTRODUÇÃO

A água é um elemento vital para a sobrevivência dos organismos vivos. Entretanto, nas últimas décadas houve um agravamento nos problemas relacionados à preservação dos recursos hídricos (Blume *et al.*, 2010). A problemática da escassez qualitativa e quantitativa da água tem sido atribuída, principalmente, a fatores como o aumento da demanda, crescimento populacional e taxa de urbanização, agricultura, desenvolvimento urbano desordenado, e ao lançamento indiscriminado de efluentes industriais e domésticos (Tucci, 2003; Chiba *et al.*, 2011; Queiroz *et al.*, 2013; Zamberlan *et al.*, 2013;). De acordo com a Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO, 2013), no ano de 2025, 1,8 bilhão de pessoas viverão em países ou regiões com falta de água, e 2/3 da população poderá enfrentar a escassez total.

Condições naturais como o escoamento superficial e a infiltração podem afetar a qualidade da água. A modificação da paisagem dada pela incorporação das atividades agrícolas causa alterações significativas no ambiente, principalmente nos recursos hídricos. Portanto, a qualidade é resultante da interação dos fenômenos naturais e de ação antrópica. Entre os fatores antrópicos estão o uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica (Koepf, 1968; Berka *et al.*, 2001; Alves *et al.*, 2008; Ragosta *et al.*, 2010; Schneider *et al.*, 2011; Karadavut *et al.*, 2012).

Segundo Merten e Minella (2002), as alterações ocorridas em uma bacia hidrográfica podem ser avaliadas por meio do monitoramento da qualidade da água, que consiste na observação ou medição de indicadores de qualidade de forma contínua. O monitoramento permite observar como o meio aquático é afetado por contaminantes ou atividades antrópicas (Schneider, 2010), além de constituir uma importante ferramenta para a verificação de comportamentos e tendências na qualidade da água, levando em conta aspectos temporais e espaciais. Para tanto, são utilizadas variáveis físico-químicas e microbiológicas (Chapman, 1996; Berka *et al.*, 2001; Freire, 2010; Chiba *et al.*, 2011; Schneider *et al.*, 2011; Karadavut *et al.*, 2012; Zan *et al.*, 2012; Zamberlan *et al.*, 2013).

Considerando que as atividades antrópicas e naturais podem alterar a qualidade da água, foi realizado o monitoramento da água superficial do rio Caiabi, com o objetivo de verificar possíveis alterações na bacia. Os resultados obtidos foram comparados aos valores de referência estabelecidos pela legislação vigente.

1.2 MATERIAL E MÉTODOS

1.2.1 ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica do rio Caiabi está localizada na região Médio Norte do Estado de Mato Grosso. Está situada no território de abrangência da Amazônia Legal, em uma região de transição entre os biomas Amazônia e Cerrado (Marimon *et al.*, 2006). Drena uma área de 499 km², abrangendo os municípios de Sinop e Vera. A atividade econômica predominante na região é o agronegócio. O principal corpo hídrico dessa bacia é o rio Caiabi, com aproximadamente 70 km de extensão. Considerando a classificação de Strahler, é um rio perene, de 3ª ordem, possuindo 20 tributários. É um afluente do rio Teles Pires, rio de grande importância social, econômica e ambiental para a bacia hidrográfica Amazônica. A nascente do rio Caiabi está localizada em Vera, um município com aproximadamente 11.000 habitantes. A maior parte do percurso do rio Caiabi drena as terras do município de Vera. A confluência do rio Caiabi com o rio Teles Pires dá-se na região limítrofe entre os municípios de Sinop (MT) e Sorriso (MT).

Segundo a classificação climática Köppen-Geiger, o clima da região é tropical e apresenta sazonalidade característica com seis meses de seca e seis meses de chuva (Sanches *et al.*, 2009). A precipitação média anual atinge níveis superiores a 2.000 mm.ano⁻¹ (Fabris, 2011). A vegetação local é constituída por formação secundária e floresta remanescente (Teixeira, 2006). O rio apresenta mata ciliar ao longo de todo o seu percurso, exceto um pequeno trecho próximo à nascente.

O tipo de solo preponderante na região é o Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (SEPLAN, 2002). A região apresenta terras com boa aptidão para lavouras. O uso e ocupação do solo são voltados principalmente para o plantio de grãos como soja e milho, além de criação de gado. O uso exaustivo do solo nessa região requer suplementação constante, portanto, o uso de insumos agroquímicos é essencial para a continuidade do plantio, bem como para o controle de pragas.

Na Figura 1 observa-se a localização da área de estudo e a indicação dos pontos de coleta de água.

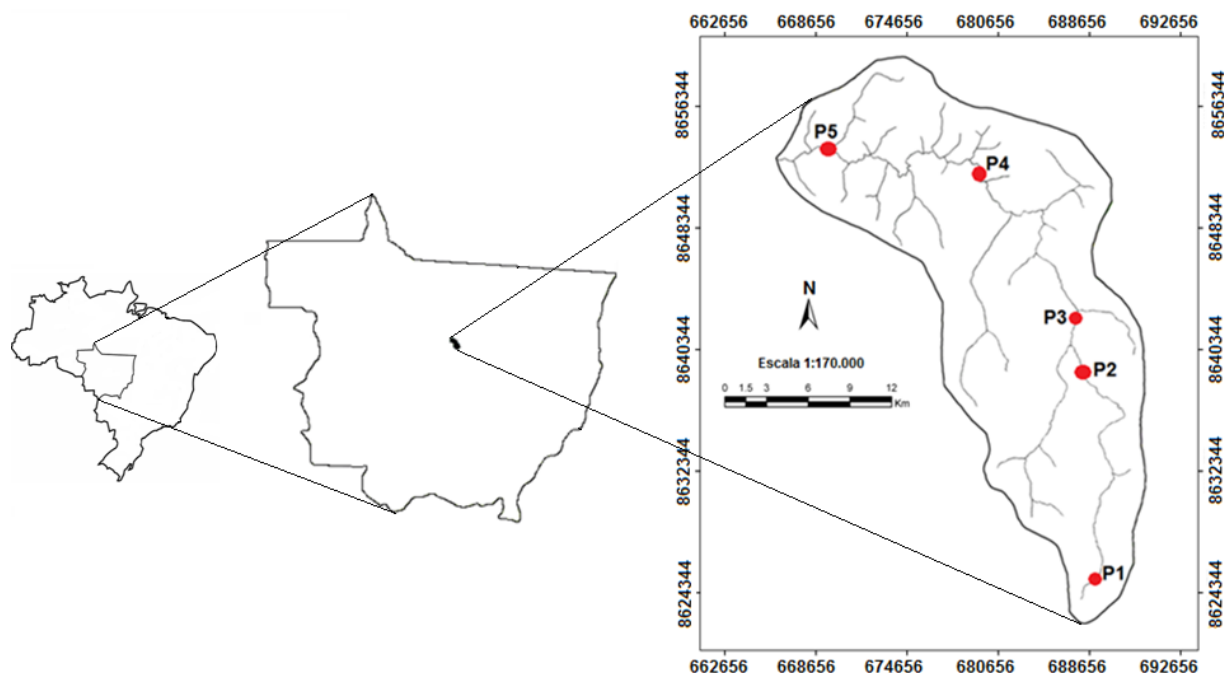


Figura 1. Localização da bacia hidrográfica do rio Caiabi e dos pontos de amostragem

1.2.2 AMOSTRAGEM, TRANSPORTE E PRESERVAÇÃO

As amostras foram coletadas de forma pontual com amostragem simples, sempre no período matutino. As campanhas de coleta foram realizadas em 12 meses consecutivos, entre Julho/2012 e Junho/2013, em cinco pontos previamente definidos ao longo do curso do rio Caiabi. Os pontos de coleta foram denominados P1, P2, P3, P4 e P5. O P1 está localizado próximo a nascente, o P5, próximo ao exutório. Na etapa de seleção dos pontos de amostragem, levou-se em consideração a logística e a possibilidade de acesso aos locais nos períodos de estiagem e chuva.

As coletas, transporte e preservação das amostras foram realizados segundo o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1995). A água superficial foi coletada com o auxílio de um recipiente adaptado a uma corda, lançado manualmente no ponto central da seção transversal do rio, a uma profundidade aproximada de 10 cm. Após a coleta, as amostras foram armazenadas em frascos de vidro ou de polietileno. As amostras coletadas para análise bacteriológica foram acondicionadas em frascos de Schott, previamente autoclavados.

Após a coleta, as amostras foram encaminhadas para o laboratório da Universidade Federal de Mato Grosso, *campus* Sinop, respeitando-se as especificações de estabilidade dos analitos. Para garantir a representatividade, a quantidade de amostras coletadas excedeu a

quantidade necessária para a realização dos ensaios. Durante o transporte, os frascos foram mantidos refrigerados, em caixa de isopor contendo gelo. Para análise de fósforo, as amostras foram acidificadas com ácido sulfúrico, até pH menor que 2.

1.2.3 MÉTODOS ANALÍTICOS

As análises iniciavam-se imediatamente após a chegada das amostras no laboratório, respeitando-se o prazo para a determinação de cada parâmetro, sendo a maior parte das amostras analisadas no período entre 24 e 48 horas. No laboratório as amostras foram armazenadas em temperatura controlada, entre 2 °C e 8 °C em geladeira. As determinações foram executadas de acordo com os métodos compendiais, preconizados pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Os parâmetros temperatura, pH, condutividade, turbidez e oxigênio dissolvido, foram determinados *in situ*, no momento da coleta. Essas análises foram executadas com auxílio de uma sonda multiparâmetros da marca Horiba, modelo U22. A sonda foi calibrada imediatamente antes do uso em todas as campanhas de coleta. A Tabela 1 apresenta os métodos analíticos utilizados nas análises.

Tabela 1. Metodologias analíticas utilizadas na determinação dos parâmetros

Parâmetro	Técnica	Compêndio/ Literatura	Equipamento
Temperatura			
pH			
Oxigênio Dissolvido (OD)	Eletrométrico	Manual do Equipamento	Sonda Horiba U22
Condutividade			
Turbidez			
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	5 dias, 20 °C		Estufa BOD
Coliformes Totais	Tubos Múltiplos		Estufa bacteriológica
Coliformes Termotolerantes			
Sólidos Filtráveis		APHA (2005)	
Sólidos Não-Filtráveis	Gravimétrico		Estufa de secagem
Sólidos Totais			
Nitrito	Sulfato Ferroso	Manual do Kit para Determinação de Nitrito e Nitrato	
Nitrato	Redução do Cádmio		UV-VIS Varian Cary 50
Clorofila α	Extração com Acetona e filtração	Golterman, 1978	
Fósforo Total	Ácido Ascórbico Digestão com Persulfato	Manual de Análises de Águas Residuárias	

1.2.4 ESTATÍSTICA DESCRITIVA

O número de amostragens obtidas foi inferior a trinta, portanto, foi necessário testar se os dados apresentaram distribuição aproximadamente normal antes de fazer a estatística descritiva. Para os dados que não apresentaram distribuição normal, utilizou-se o modelo de Lilliefors para normalização (Barbareta, 2004). E as médias, desvio-padrão e coeficiente de variação, para esses dados, foram determinados pelo estimador mínimo de variância, utilizando a função de transformação logaritmo natural de X ($\ln(x)$) (Gilbert, 1987). O teste de normalização, e a normalização, quando necessário, foram executados em Excel.

1.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados do monitoramento ambiental foram discutidos à luz da Resolução nº. 357/05, do Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA. Como o corpo hídrico monitorado não apresenta classificação, foi considerado que o ambiente lótico poderia enquadrar-se na Classe 1 de águas doces. Esta Classe indica que as águas são destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; proteção das comunidades aquáticas; recreação de contato primário; irrigação de hortaliças e frutas e, à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.

Na Tabela 2 estão apresentados os resultados do monitoramento por meio de valores médios dos cinco pontos analisados nos 12 meses de coleta, valores máximos, valores mínimos, desvio padrão e coeficiente de variação. Os parâmetros coliformes totais, coliformes termotolerantes e sólidos sedimentáveis apresentaram distribuição não normal, portanto seus valores de média, desvio padrão e coeficiente de variação foram determinados pelo estimador mínimo de variância. Também estão apresentados os BoxPlots dos cinco pontos amostrados com os resultados média, mediana, 1º e 3º quartis e amplitude dos dados.

Tabela 2. Estatística descritiva básica dos resultados obtidos (DP: Desvio-padrão; CV: Coeficiente de variação; NMP: Número mais provável; NTU: Unidade nefelométrica de turbidez)

Parâmetro	Média	DP	Mínimo	Máximo	CV (%)	CONAMA 357/05	UN.
Clorofila (Cl)	0,43	0,54	0	2,08	1,26	10,0	$\mu\text{g.L}^{-1}$
Coliformes termotolerantes (CF)	3,18	3,68	<3,00	23,00	1,16	200	NMP .100 mL ⁻¹
Coliformes totais (CT)	17,85	32,06	<3,00	150,00	1,80	--	NMP .100 mL ⁻¹
Condutividade elétrica (CE)	3,31	3,61	1,00	19,00	1,09	--	$\mu\text{S.cm}^{-1}$
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)	0,92	0,92	0,10	4,00	0,88	1,0	mg.L ⁻¹
Fósforo total (PT)	0,13	0,15	0,00	0,80	1,18	0,1	mg.L ⁻¹
Nitrato (NO ₃)	3,15	1,79	0,24	8,87	0,57	10,0	mg.L ⁻¹
Nítrito (NO ₂)	2,43	1,50	0,0	5,79	0,61	1,0	mg.L ⁻¹
Oxigênio dissolvido (OD)	6,61	1,38	4,30	10,50	0,21	6	mg.L ⁻¹
pH	*	0,68	3,80	6,50	0,13	6 a 9	
Sólidos filtráveis (SF)	12,03	13,79	0,0	70,00	1,14	--	mg.L ⁻¹
Sólidos não-filtráveis (SNF)	50,43	62,53	1,54	365,00	1,24	500	mg.L ⁻¹
Sólidos totais (ST)	62,40	67,33	4,44	370,00	1,08	--	mg.L ⁻¹
Temperatura (T)	24,83	1,42	22,40	28,50	0,06	40 ± 3	°C
Turbidez (Tu)	9,1	8,1	0	42,00	0,88	40	NTU

* Para a variável pH não é calculada a média.

De acordo com a estatística descritiva dos resultados é possível observar que a variável **sólidos não-filtráveis** ou sólidos dissolvidos apresentou um coeficiente de variação de 1,24. Segundo Toledo e Nicolella (2002), coeficientes de variação relativamente altos indicam inconstância dos valores ao longo do tempo, e do trecho do rio. De acordo com os mesmos autores, principalmente com relação ao teor de sólidos, pode-se esperar uma grande variação em consequência das alterações antrópicas causadas no solo da bacia, tal como ocorre na área de estudo.

O limite estabelecido pela legislação para sólidos dissolvidos em águas superficiais é de 500 mg.L⁻¹. O valor médio encontrado durante os 12 meses analisados foi 50,43 mg.L⁻¹, mantendo-se bem abaixo do valor especificado pela Resolução nº. 357/05 do CONAMA. O valor mínimo observado foi 1,54 mg.L⁻¹ registrado no mês de agosto/13 e o valor máximo foi de 365 mg.L⁻¹, em março/13. A Figura 2 demonstra a mediana, primeiro e terceiro quartis, valores máximo e mínimo para os cinco pontos de amostragem.

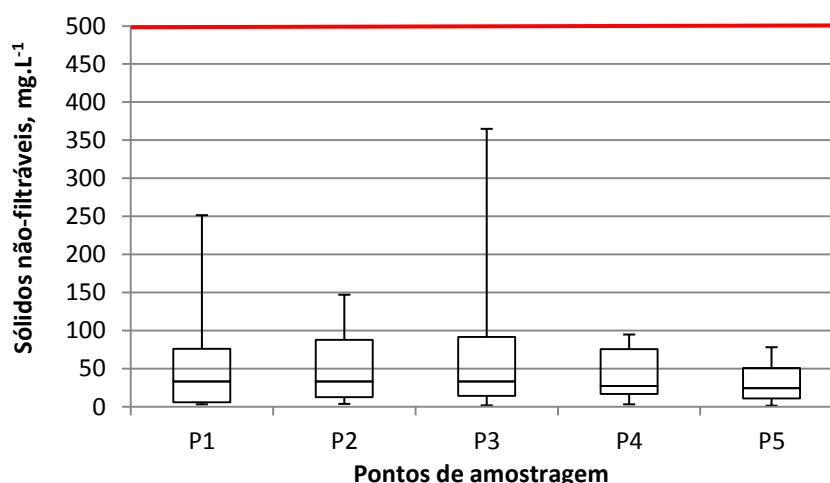


Figura 2. Variação da concentração de sólidos não-filtráveis no percurso do rio Caiabi

Sardinha *et al.* (2008) afirmam que a concentração de sólidos não-filtráveis tende a ser mais elevada com a diminuição da vazão devido ao menor efeito do fator de diluição e a um maior tempo de atuação do processo de interação água-rocha/solo (intemperismo). Entretanto, Schneider (2009) constatou que a velocidade do fluxo do rio interfere na concentração dos sólidos em suspensão e a geração de partículas se dá pela erosão laminar, erosão das margens e pela re-suspensão das partículas depositadas no leito do rio, portanto, em momentos de maior vazão pode ocorrer um aumento na concentração de sólidos. Minella *et al.* (2009), utilizando a técnica de *fingerprinting* para identificar fontes de produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica rural, concluíram que as lavouras tem importância significativa nesse processo, sendo responsáveis pela produção de 64% dos sedimentos quantificados numa bacia rural.

Presume-se que a alta quantidade de sedimentos produzidos possa gerar um incremento no aporte de partículas coloidais. Conforme afirma Von Sperling (2005), normalmente, a maior parte dos sólidos coloidais é quantificada como sólidos dissolvidos. Fator que pode influenciar diretamente nos resultados obtidos, superestimando os valores.

Queiroz *et al.* (2013) encontraram na região Nordeste do Brasil resultados de sólidos não-filtráveis variando entre 100,1 e 244,6 mg.L⁻¹, um valor mínimo muito superior se comparado aos resultados obtidos na bacia hidrográfica do rio Caiabi. Os autores consideraram esses resultados uma indicação de pouquíssimo aporte de sedimentos, atribuindo os baixos valores à ausência de eventos de precipitação durante as coletas.

Com relação aos **sólidos filtráveis ou suspensos**, o trecho representado pelo ponto P1 foi o trecho que apresentou a maior média na concentração de sólidos filtráveis. Apesar de estar situado próximo à nascente, a ocorrência de grande quantidade de sólidos pode ter origem nas alterações antrópicas atuantes, conforme pode ser observado na Figura 3.

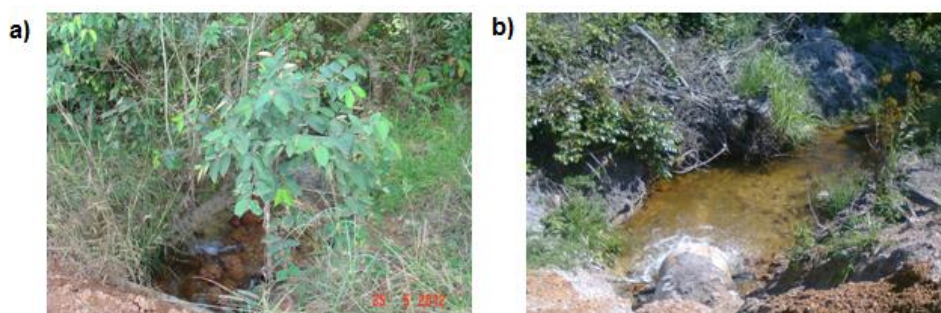


Figura 3. a) Ponto 01 na primeira coleta. b) Ponto 01 após a segunda coleta

O valor médio de sólidos filtráveis no rio Caiabi foi 12,03 mg.L⁻¹. Em alguns momentos não foram quantificados, enquanto o maior chegou a 70,0 mg.L⁻¹ (Figura 4). Houve um aumento da quantidade de sólidos em suspensão após o início das chuvas.

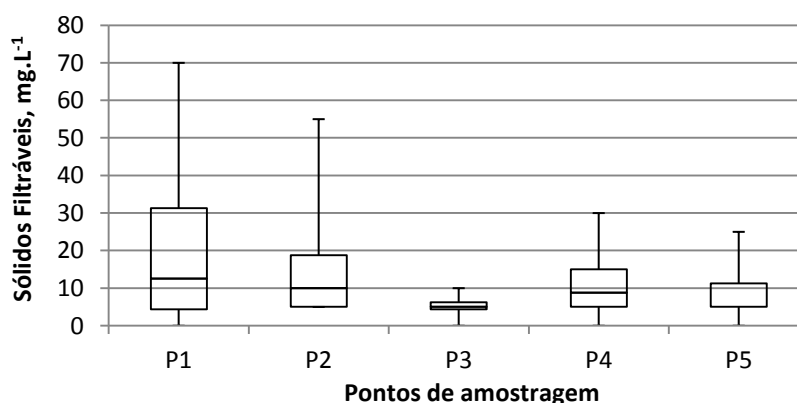


Figura 4. Variação da concentração de sólidos filtráveis

Zamberlan *et al.* (2013) encontraram valores de sólidos filtráveis no estado do Rio Grande do Sul variando próximo a 35 mg.L⁻¹, atribuindo esses resultados à eventos de precipitação.

Em toda a área da bacia é possível identificar o predomínio de grandes extensões de terras com plantio e solo exposto ou com pastagens. De acordo com Ferreira *et al.* (2006), os processos erosivos nas áreas agrícolas dão origem aos sedimentos em suspensão. Entretanto, o rio Caiabi apresenta mata marginal nativa ao longo de todo o seu percurso servindo como barreira à entrada de sedimentos originários dos solos da bacia, e também reduzindo a erosão das margens devido às raízes da vegetação que atuam como meio de suporte.

A concentração de **sólidos totais** apresentou uma média de $62,40 \text{ mg.L}^{-1}$, mínimo de $4,44 \text{ mg.L}^{-1}$ e máximo de $370,0 \text{ mg.L}^{-1}$ ($CV=1,08\%$). De acordo com o uso e ocupação, o manejo do solo pode estar exercendo influência negativa na qualidade da água com relação à presença de sólidos na água. A Figura 5 demonstra a mediana, o primeiro e terceiro quartis, e os valores mínimos e máximos para a variável sólidos totais no período de monitoramento.

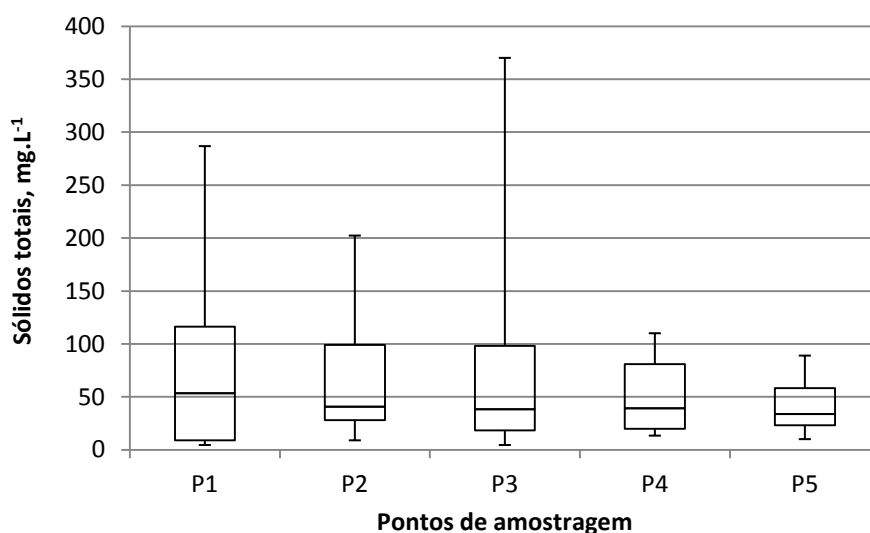


Figura 5. Variação da concentração de sólidos totais ao longo do rio Caiabi

A variável **temperatura** é avaliada em termos de variação em locais de despejo. A legislação vigente indica que o valor máximo permitido para lançamento é de $40 \text{ }^{\circ}\text{C}$, sendo que não deve ocorrer uma variação maior do que de $3 \text{ }^{\circ}\text{C}$ no local de despejo de efluentes. O valor médio de temperatura determinado foi de $24,83 \text{ }^{\circ}\text{C}$.

A temperatura mínima registrada foi de $22,40 \text{ }^{\circ}\text{C}$ e a máxima $28,50 \text{ }^{\circ}\text{C}$ (Figura 6). O coeficiente de variação foi de $0,06 \%$. As temperaturas mais elevadas foram registradas no período de cheias

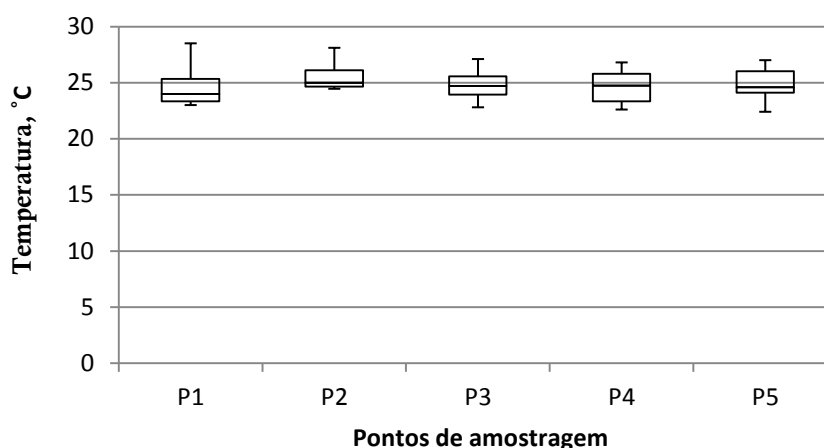


Figura 6. Variação da temperatura ao longo do trecho do rio Caiabi

De acordo com Moretto *et al.* (2012), mudanças bruscas na temperatura da água geralmente são originadas por resíduos industriais, entretanto, no rio Caiabi não foi identificada a presença de fontes pontuais de poluição, como despejo de efluentes industriais ou domésticos. Pode-se constatar que os resultados variaram em função do período climático predominante, em consonância com os resultados obtidos por Lopes e Magalhães Jr. (2008).

O valor médio encontrado para **clorofila a** durante o período de amostragem foi 0,43 mg.L⁻¹. O valor máximo registrado foi 2,08 mg.L⁻¹ e o coeficiente de variação foi 1,26%. A concentração de clorofila a está muito aquém do valor máximo permitido pela legislação, que estabelece um limite de 10 µg.L⁻¹ para águas de Classe 1. A figura 7 ilustra os resultados obtidos.

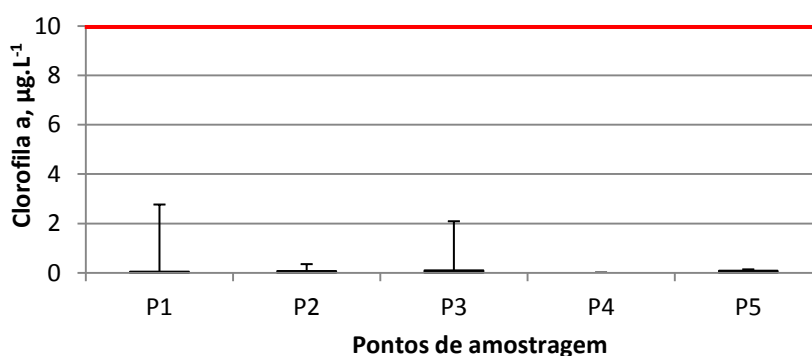


Figura 7. Variação da concentração de clorofila a ao longo do rio Caiabi

Segundo Cunha *et al.* (2008), fatores como a temperatura da água, concentração de sólidos em suspensão, vazão do rio e predação pelo zooplâncton podem limitar o crescimento

de fitoplâncton. Esses resultados indicam que o rio mantém boas condições de oxigenação e permite boa atividade fotossintética, além de apresentar turbidez reduzida.

Para a variável **fósforo total**, 52% dos resultados obtidos excederam o valor máximo permitido pela legislação, que é $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$, ou seja, apresenta concentrações preocupantes deste nutriente. A média dos resultados encontrados foi de $0,20 \text{ mg.L}^{-1}$, sendo que os valores mínimo e máximo foram $0,0 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,80 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente. O coeficiente de variação foi de 1,18% (Figura 8).

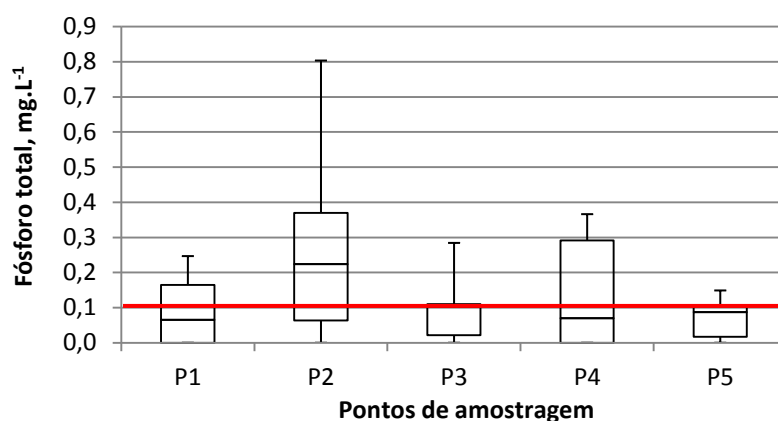


Figura 8. Variação da concentração de fósforo total no rio Caiabi

Segundo Pinheiro e Deschamps (2008), compostos de fósforo e nitrogênio estão presentes na composição natural do solo, tanto em solução, como também adsorvidos à fração coloidal, e são aplicados sob a forma de fertilizantes para a agricultura. De acordo com Toledo e Nicoletta (2002), a entrada de material originado das áreas agrícolas e de fontes urbanas contribui para o aumento na carga de fósforo e amônia. Estudando a dinâmica da lixiviação do fosfato, Anami *et al.* (2007) concluíram que existe a possibilidade de poluição do solo e águas subterrâneas por esse elemento. O fósforo do solo não é esgotado apenas pelo cultivo em áreas agrícolas, mas também pela erosão do solo (Schroder *et al.*, 2010). De acordo com esses autores, o uso do fósforo tem sido negligenciado, tornando-o um agente poluidor de águas superficiais.

Monitorando a qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Pirapó (PR), Schneider (2010) registrou valores de fósforo muito elevados, superando em quase nove vezes o limite estabelecido para a classificação do corpo hídrico em estudo. Blume *et al.* (2010), avaliando a qualidade da água do Rio dos Sinos, no Sul do Brasil, também encontraram valores superiores ao limite estabelecido, os autores associaram a poluição ao lançamento de esgoto sem tratamento e uso de fertilizantes nas atividades agrícolas desenvolvidas na bacia. Pode-se

inferir, portanto, que o aporte de fósforo no rio Caiabi seja proveniente das atividades agrícolas.

Dos compostos nitrogenados avaliados, o **nitrato** não excedeu em nenhuma das amostras o valor máximo permitido (VMP), que é de $10,0 \text{ mg.L}^{-1}$

O valor médio encontrado foi $3,15 \text{ mg.L}^{-1}$. Os valores mínimo e máximo encontrados foram de $0,24$ e $8,87 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente. O coeficiente de variação foi de $0,57\%$. O maior valor encontrado ($8,87 \text{ mg.L}^{-1}$) foi registrado no trecho representado pelo ponto P2, na amostra proveniente do mês de janeiro/2013 (Figura 9).

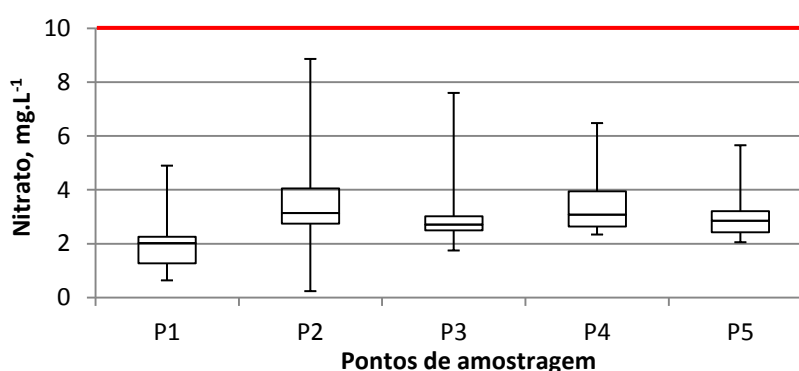


Figura 9. Variação da concentração de nitrato no rio Caiabi

Dentre os compostos nitrogenados, o mais importante deles é o nitrato, caracterizado por ser fracamente retido pelas cargas positivas dos colóides do solo, possuindo, portanto, grande capacidade de lixiviar (Casarin, 2008). A presença do nitrato na água utilizada para dessedentação representa um risco à saúde, devido à sua capacidade de causar metahemoglobinemia (Fernícola, 1989; Herranz e Clerigué, 2003; Nascimento *et al.*, 2008), uma condição patológica causada, também, pela ingestão de substâncias oxidantes que diminuem a capacidade do sangue em transportar oxigênio.

Gonçalves *et al.* (2005) também encontraram valores abaixo do limite estabelecido pela Resolução nº. 357/2005, do CONAMA, mesmo tendo realizado a pesquisa nas adjacências de região com produção agrícola. Conforme o que afirmam Freitas *et al.* (2001), o nitrato geralmente ocorre em baixas concentrações em águas superficiais. Freire (2010) também não encontrou valores de nitrato superiores ao valor máximo estabelecido pela legislação. Pode-se inferir que a presença do nitrato na água, mesmo em baixas concentrações, se deve ao escoamento superficial, correspondendo com a situação verificada por Karadavut *et al.* (2012).

Em relação ao **nitrito**, 86% das amostras apresentaram-se acima do valor máximo permitido pela legislação, que é de $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$. O valor médio do nitrito foi $2,43 \text{ mg.L}^{-1}$ com um coeficiente de variação de 0,61%. Na Figura 10 é possível observar a maior concentração encontrada ($5,79 \text{ mg.L}^{-1}$) no trecho representado pelo ponto P4, em maio/2013 e o valor mínimo registrado foi $0,0 \text{ mg.L}^{-1}$ no ponto P2.

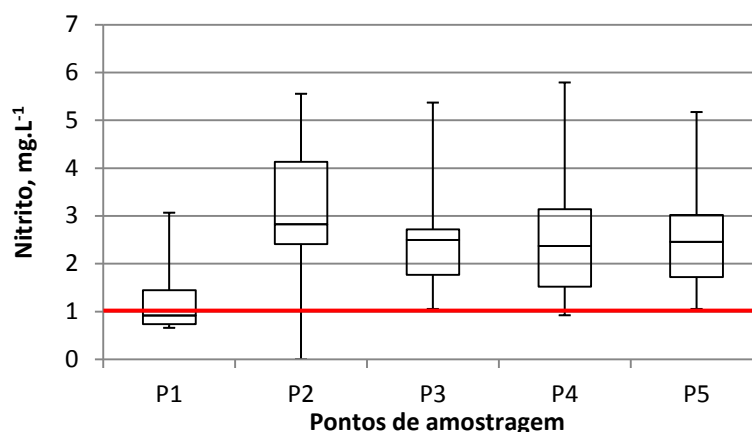


Figura 10. Variação da concentração de nitrito no rio Caiabi

A presença de nitrito está relacionada com a poluição orgânica recente (Von Sperling, 2005). Águas naturais geralmente contêm concentrações de nitrito inferiores a $0,001 \text{ mg.L}^{-1}$ e raramente superam 1 mg.L^{-1} (Xavier, 2005). O nitrito, quando presente na água de consumo humano, tem um efeito mais rápido e pronunciado do que o nitrato, se ingerido diretamente pode ocasionar metahemoglobinemia independente da faixa etária do consumidor (Alaburda e Nishihara, 1998). Estudando a influência do uso do solo na qualidade da água de uma microbacia hidrográfica rural, Queiroz *et al.* (2010) encontraram valores de nitrito inferiores aos resultados encontrados no rio Caiabi, variando entre $0,02 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,38 \text{ mg.L}^{-1}$. Gomes *et al.* (2013), avaliando a influência antrópica nas águas superficiais no Rio de Janeiro, quantificaram valores de nitrito nas faixas de $0,04$ a $0,17 \text{ mg.L}^{-1}$, não superando o valor permitido pela legislação. Esteves (1998) relata que altas concentrações de nitrito na água indicam a presença de efluentes de origem doméstica e industrial, entretanto, é desconhecida qualquer fonte de despejo de efluentes industriais e domésticos no trecho do rio Caiabi. Portanto, esse resultado pode estar associado com a contaminação recente por compostos agroquímicos nitrogenados.

A suplementação da terra com fertilizantes e outros compostos agroquímicos nitrogenados podem ser fonte de nitrogênio carregado para o curso d'água por meio do

escoamento superficial, que pode ser potencializado com chuvas. Também, a mineralização dos constituintes nitrogenados libera, para a solução do solo, íons inorgânicos de nitrogênio (Matos *et al.*, 2004). A criação animal também fornece aporte de nitrogênio para os recursos hídricos (Merten e Minella, 2002).

Com relação às análises microbiológicas, tanto o parâmetro **coliformes totais**, quanto **termotolerantes** apresentaram baixas concentrações nas amostras analisadas. A média de coliformes totais foi 17,85 NMP/100 mL, o valor mínimo encontrado ficou abaixo do limite de quantificação do método (< 3 NMP/100 mL) e o valor máximo foi de 150 NMP/100 mL (CV=1,80%). Já os coliformes termotolerantes, associados exclusivamente à contaminação de origem fecal, apresentaram resultados ainda inferiores, com uma média de 3,18 NMP/100 mL, o valor mínimo também ficou abaixo do limite de quantificação e o valor máximo foi de 23 NMP/100 mL (CV=1,16%). O valor mais restritivo para coliformes termotolerantes estabelecido pela Resolução nº 357/2005 do CONAMA para águas de Classe 1 é de 200 coliformes em 100 mL de amostra, enquanto o parâmetro coliformes totais não possui um valor determinado. Observou-se que os resultados obtidos ficaram abaixo do limite estabelecido pela legislação, não sendo excedido em nenhum dos pontos analisados (Figura 12 e 13).

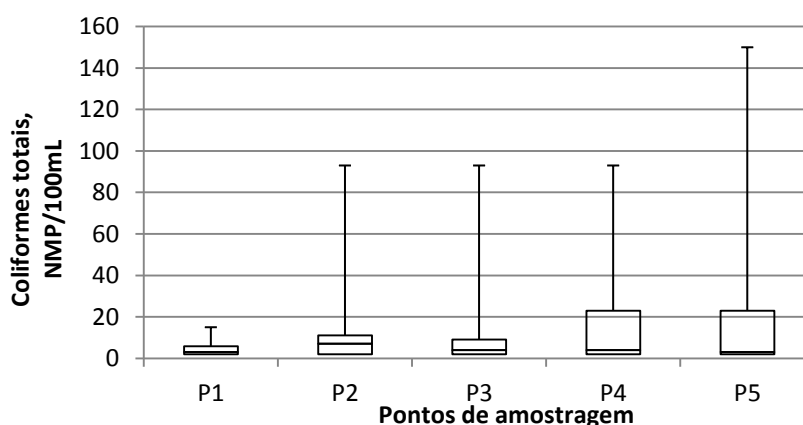


Figura 11. Variação espacial do número mais provável de coliformes totais no rio Caiabi

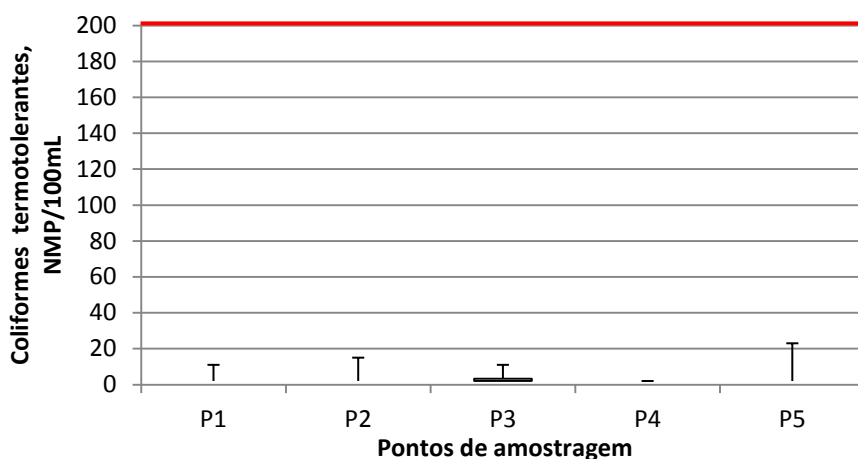


Figura 12. Variação do número mais provável de coliformes termotolerantes

Os baixos resultados bacteriológicos podem ser atribuídos à combinação de outros fatores, como a reduzida entrada de matéria orgânica e o pH da água mais ácido, constituindo assim um microambiente hostil para o metabolismo e reprodução microbianos.

Carvalho *et al.* (2000), ao analisarem a influência da criação de gado e das atividades agrícolas sobre os parâmetros físico-químicos da água em 1994 e 1995 no ribeirão Onça e no ribeirão Feijão, em São Carlos (SP), já evidenciaram a forte correlação entre o crescimento de bactérias coliformes com a temperatura, pH e turbidez da água. Outras pesquisas como a de Blume *et al.* (2010) que avaliaram a qualidade da água do rio Sinos, região Sul do Brasil, demonstrou altos níveis de coliformes termotolerantes em uma bacia hidrográfica de uso industrial e agrícola e com alta densidade populacional, indicando que a alta densidade populacional pode exercer um efeito mais negativo na qualidade bacteriológica da água do que as atividades agrícolas. Lopes e Magalhães Jr. (2010) constataram a deterioração na qualidade microbiológica da água na bacia do Alto Rio das Velhas (MG) na estação chuvosa.

Considerando-se os resultados das pesquisas de Blume *et al.* (2010) e Lopes e Magalhães Jr. (2010), aparentemente, a qualidade bacteriológica da água do rio Caiabi, até o momento, não está comprometida pelas formas de uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do rio Caiabi.

A **condutividade** apresentou valores relativamente baixos com uma média de $3,31 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$, valor mínimo de $1,0$ e máximo de $19 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ ($\text{CV}=1,09\%$). Na Figura 13 pode-se observar os Box plots dos pontos analisados.

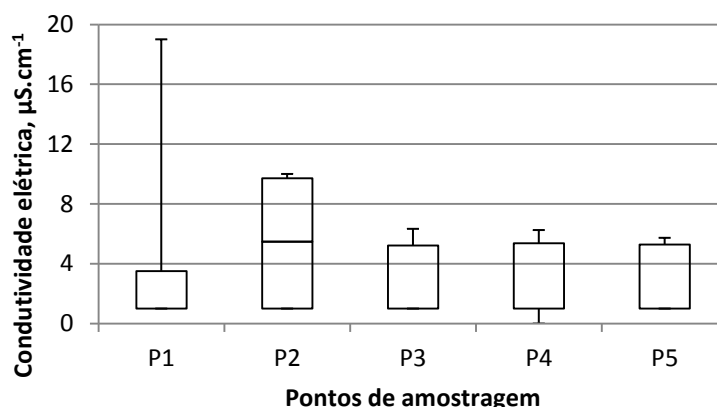


Figura 13. Variação da condutividade elétrica ao longo do rio Caiabi

De acordo com Esteves (1988), o aumento da produção primária tende a diminuir a condutividade e a decomposição da matéria orgânica tende a aumentá-la. Tundisi e Tundisi (2010) afirmam que em regiões onde há uma floresta ripária bem conservada a condutividade elétrica tende a ser inferior a $20 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$.

Toledo e Nicoletta (2002) encontraram a média de $43,8 \mu\text{S} \text{ cm}^{-1}$ para o parâmetro condutividade estudando uma bacia de uso agrícola e urbano em Guaíra (SP), associando, também, o aumento dos resultados de condutividade com o processo de mineralização da matéria orgânica. Analisando as águas da bacia hidrográfica do ribeirão Maringá (PR), Freire (2010) obteve resultados comparativamente mais elevados, variando entre $93,1 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ e $344 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$. De acordo com Navarro *et al.* (2006), ambientes naturais com valores extremos de condutividade apresentam vida aquática abundante, já que a biodiversidade nesses ambientes não está restrita a uma faixa de variação estreita desse parâmetro.

A **demanda bioquímica de oxigênio** (DBO) é uma indicação indireta do carbono orgânico biodegradável, constituindo um parâmetro importante para avaliar o grau de poluição do manancial com matéria orgânica. Os resultados encontrados indicam a presença de matéria orgânica biodegradável. A média dos resultados analisados foi de $0,92 \text{ mg}.\text{L}^{-1}$, com valor mínimo de $0,10$ e máximo de $4,0 \text{ mg}.\text{L}^{-1}$ ($\text{CV}=0,88\%$).

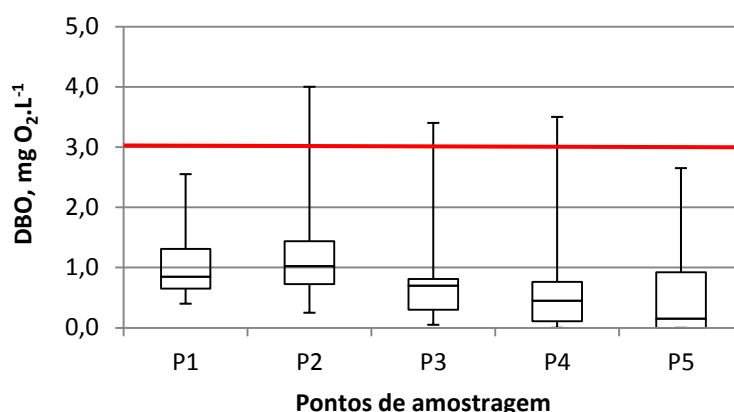


Figura 14. Variação da concentração da DBO no rio Caiabi

Esses valores podem ser considerados baixos se comparados aos resultados de Sisinnio e Moreira (1996), que reportaram valores da ordem de 2.800 mg.L⁻¹ O₂ de DBO nos corpos hídricos localizados nas proximidades da área de influência do aterro controlado do Morro do Céu em Niterói (RJ). Avaliando a qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do rio Curu (CE), Palácio *et al.* (2009) encontraram valores de DBO aproximados aos resultados do rio Caiabi, variando entre 0,56 e 5,76 mg.L⁻¹ O₂. Os resultados foram atribuídos às atividades agropecuárias e ao despejo de efluentes sanitários. Estudando a qualidade da água e a deposição de sedimentos na bacia hidrográfica do rio Pirapó (PR), Schneider (2009) reportou valores de DBO variando entre 0,0 e 4,3 mg.L⁻¹ O₂ no córrego Mandacaru e entre 0,0 e 2,7 mg.L⁻¹ O₂ no córrego Romeira. No trecho do ribeirão Maringá, Schneider (2009) encontrou valores mais elevados (na faixa de 3,7 e 15,2 mg.L⁻¹ O₂) próximo à estação de tratamento de efluentes do que próximo à foz do mesmo corpo hídrico, os resultados mínimo e máximo foram 0,2 e 9,9 mg.L⁻¹ O₂, respectivamente.

O **pH** dá uma indicação sobre a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água. Influencia os ecossistemas aquáticos naturais devido a seus efeitos na fisiologia de diversas espécies (Silva *et al.*, 2008). Para essa variável foi observado um valor mínimo e máximo de 3,8 e 6,5 (CV=0,13%). O maior resultado foi observado no trecho representado pelo ponto P4, em agosto/12 e o menor, no trecho representado pelo ponto P3, em novembro/12. A Figura 16 apresenta o comportamento do parâmetro pH ao longo do trecho do rio Caiabi.

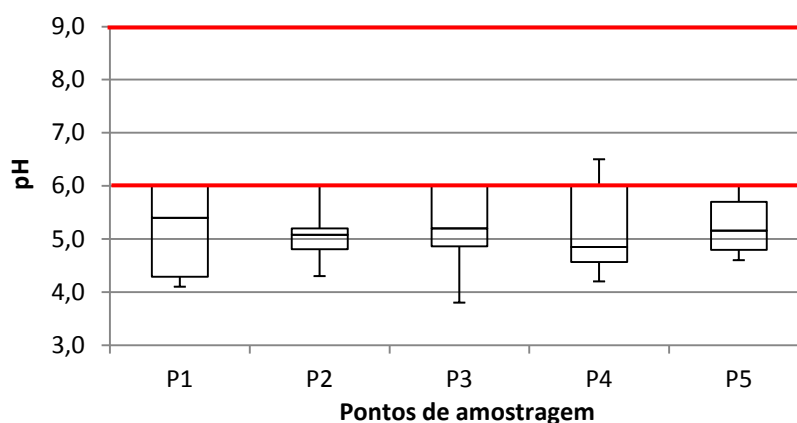


Figura 15. Variação do valor de pH

Em 71% dos resultados obtidos, os valores de pH estavam abaixo da faixa de variação definida pela legislação que é de 6 a 9. Segundo Esteves (1998), na maioria das águas naturais o pH é influenciado pela concentração de íons hidrogênio originado da dissociação do ácido carbônico, que gera valores baixos de pH. Em pesquisa realizada na bacia hidrográfica do rio São Francisco, Santi *et al.*, (2012) encontraram valores de pH oscilando de neutro a levemente ácido.

A Resolução nº 357/2005, do CONAMA, estabelece no mínimo 6 mg.L⁻¹ de **oxigênio dissolvido (OD)** na água enquadrada como classe 1. Na figura 16 observa-se 31,2% dos valores determinados abaixo do valor mínimo estabelecido. A média apurada para o OD foi de 6,61 mg.L⁻¹, com coeficiente de variação de 0,21% e valor mínimo e máximo de 4,30 mg.L⁻¹ e 10,5 mg.L⁻¹, respectivamente.

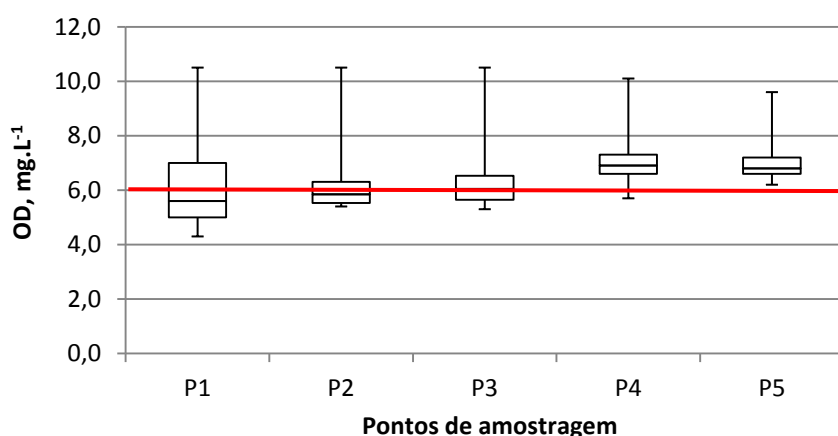


Figura 16. Variação da concentração de oxigênio dissolvido

Baixas concentrações de OD na água são associadas ao despejo de efluentes domésticos e industriais, entretanto, no rio Caiabi, essa redução possivelmente está associada

à entrada de nutrientes, que são utilizados no preparo do solo para as atividades agrícolas e que são oxidados, consumindo o OD disponível no meio aquático. Naime e Fagundes (2005), encontraram em três pontos amostrados durante quatro campanhas de coleta, 67% das medições realizadas com valores de OD inferiores a $2,0 \text{ mg.L}^{-1}$. Os mesmos autores afirmam que o aumento de precipitação pluviométrica produz aumento significativo nos teores de OD. Estudando a influência antrópica nas águas superficiais da cidade de Três Rios (RJ), Gomes *et al.* (2013) verificaram valores de OD entre 6,4 e $10,8 \text{ mg.L}^{-1}$. Bueno *et al.* (2005) registram a variação de 2,78 a $4,47 \text{ mg.L}^{-1}$ de OD em Conchal (SP) correlacionando a qualidade da água com diferentes tipos de vegetação. Os pesquisadores concluíram que a cobertura vegetal influencia a variação do OD e que nas áreas de mata nativa, foram registrados os melhores resultados, sugerindo que o manejo no uso do solo é fundamental para a qualidade da água.

A **turbidez** é causada pela presença de materiais sólidos em suspensão, que podem ser de origem orgânica e inorgânica; organismos e algas. A média do parâmetro turbidez apresentou valor de 9,1 NTU e valor mínimo e máximo de 0 e 42, respectivamente (CV=0,88%). O valor máximo permitido pela legislação é de 40 NTU para águas de classe 1, observa-se na Figura 18 que apenas um dos resultados excedeu 40 NTU.

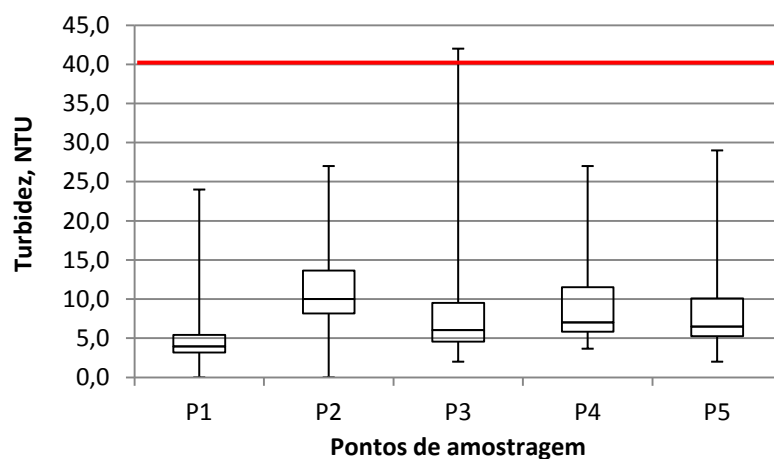


Figura 17. Variação da turbidez no trecho do rio Caiabi

Na Figura 19a e 19b é possível observar a reduzida turbidez da água nos meses de seca, em comparação com o período de chuvas. O baixo resultado pode ser explicado pela ausência de chuvas, quando o leito do rio é abastecido preponderantemente pelo escoamento subsuperficial, sendo o escoamento superficial, também conhecido como *runnoff*, uma das causas de maior relevância para a alteração do fator de turvação da água.

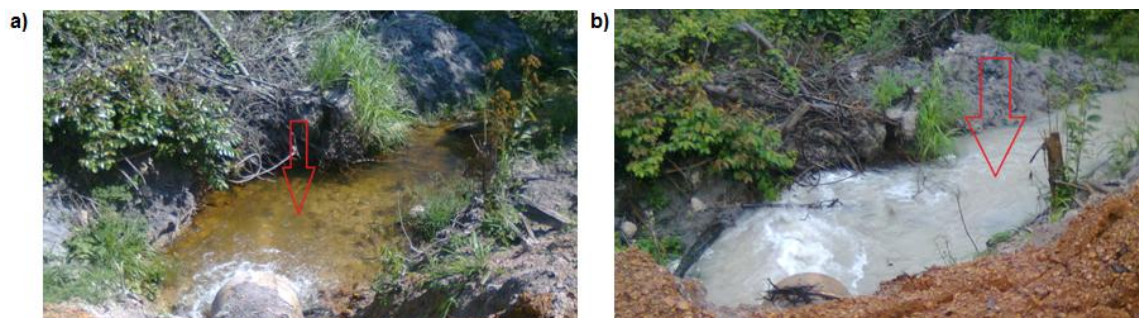


Figura 18. a) Local de coleta na ausência de eventos de precipitação. b) Local de coleta durante evento de precipitação

A coleta no mês de janeiro/13 foi realizada durante um evento de intensa precipitação. O resultado (42 NTU) evidencia um potencial de degradação da qualidade da água, visto que a bacia contribui de forma a gerar altos valores de turbidez, mesmo que isso ocorra apenas em momento de chuvas. Toledo e Nicolella (2002) encontraram valor médio para turbidez em 11,6 NTU inferindo que no trecho onde predomina o uso agrícola os resultados de turbidez foram mais significativos devido aos processos erosivos do solo. Donadio *et al.* (2005) reportaram resultados de turbidez próximos aos encontrados no rio Caiabi, variando entre 2,4 NTU e 28,6 NTU na bacia hidrográfica do córrego Rico (SP).

1.4 CONCLUSÃO

- As amostras analisadas revelam que há potencial de deterioração da qualidade da água do rio Caiabi que pode ser atribuído, principalmente, às atividades agrícolas desenvolvidas no local em períodos de chuvas.
- O alto índice pluviométrico constitui um fator de extrema relevância para a modificação natural do ambiente lótico. Dos 16 parâmetros analisados, 6 apresentaram valores discordantes com a legislação.
- O principal fator de poluição nesta bacia está associado à poluição difusa com o transporte de sedimentos e consequente carreamento de poluentes para o leito do rio. Um dos fatores de produção de sedimentos pode estar associado à presença de estradas rurais, que servem como canaletas de transporte de sólidos.
- Não foi evidenciada a presença de fonte pontual de poluição no rio Caiabi. Este monitoramento permitiu levantar informações importantes para futuras ações dentro desta e de outras bacias semelhantes. Ao ser determinado o potencial de deterioração, medidas de controle podem ser definidas, tais como a proposição de melhorias nas práticas de conservação do solo e o maior controle no uso de insumos.

1.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alaburda, J.; Nishihara, L. 1998. Presença de compostos de nitrogênio em águas de poços. *Revista de Saúde Pública*, 32:160-165.
- Alves, E. C.; Silva, C. F.; Cossich, E. S. *et al.* 2008. Avaliação da qualidade da água da bacia do rio Pirapó - Maringá, Estado do Paraná, por meio de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos. *Acta Scientiarum. Technology*, 30, n. 1, pp. 39-48.
- Anami, M.H.; Sampaio, S.C.; Frigo, E.P.; Suszek, M. 2007. Lixiviação de nitrato e fosfato proveniente de água residuária da suinocultura tratada em sistema de lagoas. *Irriga*, 12:192-201.
- APHA. 1995. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 14th ed. American Public Health Association, Washington D.C., 1995.
- Barbetta, P. A. 2004. *Estatística: para cursos de engenharia e informática*. Atlas. São
- Berka, C.; Schreier, H.; Hall, K. 2001. Linking water quality with agricultural intensification in a rural watershed. *Water, Air, and Soil Pollution*, 127: 389-401.
- Blume, K.K.; Macedo, J.C.; Meneguzzi, A.; Silva, L.B.; Quevedo, D.M.; Rodrigues, M.A.S. 2010. Water quality assessment of the Sinos River, Southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 70: 1185-1193.
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. 2005. Resolução nº. 357, de 17 de março de 2005. Brasília, 27p.
- Carvalho, A.R.; Schlittler, F.H.M.; Tornisiello, V.L. 2000. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos químicos da água. *Química Nova*, 23:618-622.
- Casarin, R.; Neves, S.M.A.S.; Neves, R.J. 2008. Uso da terra e qualidade da água da bacia hidrográfica Paraguai/Jauquara-MT. *Revista Geografia Acadêmica*, 2:33-42.
- Chapman, D. 1996. *Water quality assessments: a guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. 2da ed. World Health Organization, London, 1996, 651p.
- Chiba, W.A.C.; Passerini, M.D.; Baio, J.A.F; Torres, J.C.; Tundisi, J.G. 2011. Seasonal study of contamination by metal in water and sediment in a sub-basin in the Southeast of Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 71: 833-843.
- Cunha, D.G.F.; Falco, P.B.; 2; Calijuri, M.C. 2008. Densidade fitoplancônica e estado trófico dos rios Canha e Pariquera-Açu, bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape, SP, Brasil *Revista Ambiente & Água*, 3:90-105.
- Donadio, N.M.M.; Galbiatti, J.A.; Paula, R.C. de. 2005. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do córrego Rico, São Paulo, Brasil. *Engenharia Agrícola*, 25:115-125.

Esteves, F.A. Fundamentos de Limnologia. 1998. 2da ed. Interciência, Rio de Janeiro, 1998. 575p.

Fabris, I.K. 2011. *Análise de viabilidade ambiental e econômica de sistemas de aproveitamento de águas pluviais em uma residência e um supermercado na cidade de Sinop-MT*. Dissertação de Mestrado, Universidade do Estado de Mato Grosso, Sinop, Mato Grosso. 74p.

FAO. 2013. Dia Mundial da Água, (<https://www.fao.org.br/h2o.asp>). Acesso em 06/11/2013.

Federal de Minas Gerais, 2005. 243 p.

Fernicola, N.A.G.G. 1989. Metahemoglobinemia infantil causada por nitratos. *Boletim de La Oficina Sanitaria Panamericana*, 106:32-40.

Freire, R. 2010. *Monitoramento da qualidade da água da bacia hidrográfica do ribeirão Maringá*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Maringá, Maringá, Paraná. 175p.

Freitas, M.B.; Brilhante, O.M.; Almeida, L.M. 2001. Importância da análise de água para a saúde pública em duas regiões do estado do Rio de Janeiro: enfoque para coliformes fecais, nitrato e alumínio. *Caderno de Saúde Pública*, 17:651-660.

Gilbert, R. O. 1987. *Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring*. New York: John Wiley & Sons.

Golterman, H. L.; Clymo, R. S.; Ohnstad, M. A. M. 1978. *Methods for Physical and Chemical Analysis of Fresh Waters*. 2nd ed. Oxford: Blackwell Scientific Publications.

Gomes, O.V.O.; Marques, E.D.; Souza, M.D.C.; Silva-Filho, E.V. 2013. Influência antrópica nas águas superficiais da cidade de Três Rios, (RJ). *Geochimica Brasiliensis*, 27:77-86.

Gonçalves, C.S.; Rheinheimer, D.S.; Pellegrini, J.B.R.; Kist, S.L. 2005. Qualidade da água numa microbacia hidrográfica de cabeceira situada em região produtora de fumo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 9:391-399.

Herranz, M.; Clerigué, N. 2003. Intoxicación en niños: metahemoglobinemia. *Anales Sis San Navarra*, 26:209-223.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2010. População (http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/resultados_dou/MT2010.pdf). Acesso em: 05/10/2013.

Karadavut, I.S.; Saydam, A.C.; Kalıpcı, E.; Karadavut, S.; Ozdemir, C.; Durduran, S. 2012. *Polution Journal Environmental*, 21: 659-666.

Koepf, H.H. 1968. Relations between soil management and the quality of surface and groundwater supplies. *Institute for Soil Science University of Hohenheim*: 45-65.

Lopes, F.W.A.; Magalhães Jr, A.P. 2008. Avaliação da qualidade das águas e condições de balneabilidade na bacia do ribeirão de Carrancas-MG. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 13:111-120.

- Marimon, B.S.; Lima, E.S.; Duarte, T.G.; Chiegeratto, L.C.; Ratter, J.A. 2006. Observations on the vegetation of Northeastern Mato Grosso, Brazil: an analysis of the Cerrado-Amazonian forest ecotone. *Edinburgh Journal of Botany*, 63:323-341.
- Matos, A.T.; Lemos, A.F.; Barros, F.M. 2004. Mobilidade de nitrato em solos de rampas de tratamento de águas residuárias por escoamento superficial. *Engenharia na Agricultura*, 12:57-65.
- Merten, G.H.; Minella, J.P. 2002. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. *Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável*, 3: 33-38.
- Minella, J.P.G.; Merten, G.H.; Clarke, R.T. 2009. Método de fingerprinting para identificação de fontes de sedimentos em bacia hidrográfica rural. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 13:633-638.
- Moretto, D.L.; Panta, R.E.; Costa, A.B.; Lobo, E.A. 2012. Calibration of water quality index (WQI) based on Resolution nº 357/2005 of the Environment National Council (CONAMA). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 24:29-42.
- Nascimento, T.S.; Pereira, R.O.L. Mello, H.L.D.; Costa, J. 2008. Metemoglobinemia: do diagnóstico ao tratamento. *Revista Brasileira de Anestesiologia*, 58:651-664.
- Navarro, A.L.S.; Piranha, J.M.; Pacheco, A. 2006. Estudo de indicadores da qualidade da água em manancial superficial de abastecimento público. *Revista Ciência em Extensão*, 3:81-97.
- Palácio, H.A.Q.; Andrade, E.M.; Lopes, F.B.; Alexandre, D.M.B.; Arraes, F.D.D. 2009. Similaridade da qualidade das águas superficiais da bacia do Curu, Ceará. *Ciência Rural*, 39:2494-2500.
- Pinheiro, A.; Deschamps, F.C. 2008. Transporte de ortofosfato e de nitrato na microbacia do Ribeirão Fortuna, SC. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 12:318-325.
- Queiroz, M.M. F.; Dantas, E.F.; Silva, A.L. 2013. Qualidade e quantidade da água do rio Piancó, tributário do rio Piranhas Açu na região Nordeste. *Revista Verde*, 8: 49-58.
- Queiroz, M.M.F.; Iost, C.; Gomes, S.D.; Vilas Boas, M.A. 2010. Influência do uso do solo na qualidade da água de uma microbacia hidrográfica rural. *Revista Verde*, 5:200-210.
- Ragosta, G.; Evensen, C.; Atwill, E.R.; Walker, M.; Ticktin, T.; Asquith, A.; Tate, K.W. 2010. Causal connections between water quality and land use in a rural tropical island watershed. *EcoHealth*, 7: 105-113.
- Rebouças, A.C. 2001. Água e desenvolvimento rural. *Estudos Avançados*, 15:327-344.
- Sanches, L.; Valentini, C.M.A.; Biudes, M.S.; Nogueira, J.S. 2009. Dinâmica sazonal da produção e decomposição de serrapilheira em floresta tropical de transição. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 13:183-189.

Santi, G.M.; Furtado, C.M.; Sant'Ana de Menezes, R.; Keppeler, E.C. 2012. Variabilidade espacial de parâmetros e indicadores da qualidade da água na sub-bacia hidrográfica do igarapé São Francisco, Rio Branco, Acre, Brasil. *Ecologia Aplicada*, 11:23-31.

Sardinha, D.S.; Conceição, F.T.; Souza, A.D.G.; Silveira, A.; Julio, M.; Gonçalves, J.C.S.I. 2008. Avaliação da qualidade da água e autodepuração do ribeirão do Meio, Leme (SP). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 13:329-338.

Schneider, R.M. 2009. *Qualidade da água e deposição de sedimentos em trechos da bacia hidrográfica do rio Pirapó representados pelo Ribeirão Maringá*. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Paraná. 136p.

Schneider, R.M. 2010. *Rede de Monitoramento Bacia do Rio Pirapó: Monitoramento da qualidade da água superficial*. Relatório de Pós-Doutorado, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Paraná. 56p.

Schneider, R.M.; Freire, R.; Cossich, E.S.; Soares, P.F.; Freitas, F.H.; Tavares, C.R.G. 2011. Estudo da influência do uso e ocupação de solo na qualidade da água de dois córregos da bacia hidrográfica do rio Pirapó. *Acta Scientiarum Technology*, 33:295-303.

Schröder, J.J.; Smit, A.L.; Cordell, D.; Rosemarin, A. 2011. Improved phosphorus use efficiency in agriculture: a key requirement for its sustainable use. *Chemosphere*, 84:822-831.

SEPLAN-MT. Secretaria de Estado de Planejamento e Coordenação Geral. 2002. Mapas Temáticos (<http://www.seplan.mt.gov.br/~seplandownloads/index.php/component/jdownloads/viewdownload/1390-mapas-tematicos-1500-pdf/2562-a001-mapa-de-solos-do-estado-de-mato-grosso?Itemid=>). Acesso em: 03/10/2013.

Silva, A.E.P.; Angelis, C.F.; Machado, L.A.T.; Waichaman, A.V. 2008. Influência da precipitação na qualidade da água do rio Purus. *Acta Amazonica*, 38:733-742.

Sissino, C.L.S.; Moreira, J.C. 1996. Avaliação da contaminação e poluição ambiental na área de influência do aterro controlado do Morro do Céu, Niterói, Brasil. *Caderno de Saúde Pública*, 12:515-523.

Tauil, M.C.; Ferreira, P.M.; Abreu, M.C.F. *et al.* 2009. Surto de hepatite A em área urbana de Luziânia, Estado de Goiás. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, 43:740-742.

Teixeira, A.R.; Santos, E.P.C.; Pádua, V.L.; Heller, L.; Di Bernardo, L.; Libânio, M. 2004. A confiabilidade analítica dos valores de turbidez da água filtrada e seu efeito no cumprimento do padrão de potabilidade. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 9:65-72.

Tucci, C.E.M.; Hespanhol, I.; Cordeiro Netto, O.M. 2003. Cenários da gestão da água no Brasil: uma contribuição para a “Visão Mundial da Água”. *Análise & Dados*, 13:357-370.

Von Sperling, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 3a. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade

Xavier, C.F. 2005. *Avaliação da influência do uso e ocupação do solo e de características geomorfológicas sobre a qualidade das águas de dois reservatórios da região metropolitana de Curitiba-Paraná*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná. 167p.

Zamberlan, J.F.; Robaina, A.D.; Peiter, M.X.; Ferraz, R.C.; Pinto, L.M. 2013. Índices sazonais de qualidade da água de irrigação via análise multivariada na região central do Rio Grande do Sul. *Irriga*, 18: 376-386.

Zan, R.A.; Andre, A.P.A.; Coutinho, A.P.M.; Barbosa, N.V.; Brondani, F.M.M.; Meneguetti, D.U.O. 2012. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, 8:1876-1888.

2. ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA E ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CAIABI (MT)

RESUMO

A qualidade das águas superficiais é altamente influenciada pelo uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica. Diversas são as variáveis aplicadas como indicadores da qualidade. Com a finalidade de simplificar o processo de interpretação dos resultados do monitoramento foram desenvolvidos índices de qualidade. Os mais utilizados são o IQA e o IET. O IQA caracteriza a qualidade sanitária da água e o IET é utilizado na avaliação do risco de eutrofização dos recursos hídricos. Para se determinar o IQA e o IET, o rio Caiabi foi monitorado em cinco pontos durante doze meses. Amostras de água superficial foram coletadas para análises físico-químicas e microbiológicas. Os parâmetros analisados foram pH, OD, DBO₅, coliformes termotolerantes, temperatura, turbidez, sólidos totais, nitrogênio total, fósforo total e clorofila *a*. A coleta, o armazenamento, o transporte e as análises foram realizados por métodos compendiais preconizados pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Os resultados indicam que a qualidade da água superficial da bacia se apresenta de boa à ótima, com valores de IQA entre 63 e 91. Os resultados do IET apontam que o risco de eutrofização na bacia permanece baixo, com resultados entre 0 e 54, classificando o ambiente como ultraoligotrófico a mesotrófico.

PALAVRAS-CHAVE: Água Superficial, Recursos Hídricos, Microbacia Amazônica, Uso e Manejo do solo.

WATER QUALITY INDEX AND EUTROPHICATION IN CAIABI RIVER (MT)

ABSTRACT

The quality of surface water is highly influenced by the use and occupation of the watershed. Many variables are used as quality indicators. In order to simplify the process of interpreting the results of monitoring quality indices were developed. The most used are the IQA and the IET. The IQA featuring the sanitary quality of water and the IET is used to assess the risk of eutrophication of water resources. To determine the IQA and the EIT, the Caiabi River was monitored at five points during twelve months. Surface water samples were collected for

physico-chemical and microbiological analysis. The parameters analyzed were pH, DO, BOD₅, fecal coliform, temperature, turbidity, total solids, total nitrogen, total phosphorus and chlorophyll *a*. The collection, storage, transport and analysis were performed by compendial methods recommended by the Standard Methods for the Examination of water and wastewater and scientific literature, manuals of kits and equipments. The results indicate that the quality of surface water in the basin is presented in good to excellent, with values between 63 and 91. The results indicate that the risk of eutrophication in the basin remains low, with results between 0 and 54, to class the environment as ultraoligotrophic to mesotrophic.

KEY-WORDS: Surface Water, Water Resources, Amazonic Wathershed, Use and management soil.

2.1 INTRODUÇÃO

O monitoramento dos recursos hídricos em locais de intensa atividade agrícola constitui um fator de extrema importância considerando a disponibilidade quantitativa e qualitativa da água. Pesquisas realizadas nesse âmbito tem demonstrado o potencial de degradação da qualidade da água em bacias hidrográficas rurais (Toledo e Nicolella, 2002; Donadio *et al.*, 2005; Chaves e Santos, 2009; Bateni *et al.* 2013; Rajankar *et al.* 2011; Wittman *et al.* 2013). O uso e ocupação do solo da bacia do rio Caiabi aliado ao regime hídrico da região proporciona um potencial de degradação ainda mais acentuado, considerando-se os eventos de intensa precipitação. O transporte de sedimentos, o carreamento de nutrientes e matéria orgânica para o leito do rio traz agravos que podem se tornar irreversíveis, superando a capacidade de autodepuração do rio (Wittman *et al.* 2013).

O desenvolvimento de índices de qualidade tem auxiliado na observação de comportamentos e tendências, além de possibilitar a modelagem da qualidade da água. Um dos índices mais utilizados em todo o mundo é o Índice de Qualidade da Água (IQA), desenvolvido em 1970 nos Estados Unidos pela *National Sanitation Foundation* (NSF). Foi realizada uma pesquisa de opinião, pelo método Delphi, junto a 142 especialistas da área para a indicação dos parâmetros e sua importância relativa na qualidade da água. Dentre os 35 parâmetros propostos foram selecionados os nove mais significativos, aos quais foi atribuído um peso de acordo com sua relevância. Segundo Yisa *et al.* (2012), o IQA é definido como uma classificação que reflete a influência de diferentes parâmetros físico-químicos e microbiológicos sobre a qualidade de água.

Outro indicador muito utilizado é o Índice de Estado Trófico (IET). O objetivo do IET é classificar o corpo hídrico em diferentes graus de trofia, avaliando a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas ou macrófitas aquáticas (ANA, 2014). O IET foi originalmente proposto por Carlson em 1977 e posteriormente modificado por Toledo Jr. em 1983 para adequá-lo a ambientes tropicais (Lamparelli, 2004). Os parâmetros utilizados na determinação do índice são a clorofila *a* e o fósforo total. Esse índice é muito utilizado em ambientes lóticos situados nas regiões onde há possibilidade de carreamento de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, proveniente das terras agricultáveis (Mansor *et al.*, 2006; Cunha *et al.*, 2008; Rech *et al.*, 2008). Segundo Fia *et al.* (2009), o aporte desses nutrientes associado a boas condições de luminosidade favorece o crescimento de algas e outras plantas aquáticas.

Como o fósforo é o agente causador do processo de eutrofização, os resultados do IET correspondentes ao fósforo IET (PT) devem ser entendidos como uma medida do potencial de

eutrofização, enquanto a avaliação correspondente à clorofila *a*, IET (CL), deve ser considerada como uma medida da resposta do corpo hídrico ao agente causador, indicando o nível de crescimento de algas (Bem *et al.*, 2013).

Nesse contexto, o objetivo do trabalho foi avaliar a qualidade da água superficial da bacia hidrográfica do rio Caiabi por meio da determinação dos índices de IQA e IET.

2.2 METODOLOGIA

A bacia hidrográfica do rio Caiabi está localizada na região médio norte do estado de Mato Grosso, no território de abrangência da Amazônia Legal, situada em uma zona de transição entre os biomas Amazônia e Cerrado (Marimon *et al.*, 2006). A bacia drena uma área de 499 km², abrangendo os municípios de Sinop e Vera. O principal corpo hídrico dessa bacia é o rio Caiabi.

O rio Caiabi é um afluente do rio Teles Pires, rio de grande importância social, econômica e ambiental para a bacia hidrográfica Amazônica. Possui aproximadamente 70 km de extensão. Considerando a classificação de Strahler, é um rio perene de 2ª ordem, possuindo 20 tributários.

Foram selecionados cinco pontos de coleta ao longo do trecho do rio. Na etapa de seleção dos pontos foram considerados os aspectos de logística e acessibilidade ao local de coleta nos meses de seca e de chuva. Os pontos foram denominados P1, P2, P3, P4 e P5, sendo o P1 próximo à nascente e o P5 próximo ao exutório da bacia, conforme pode ser visualizado na Figura 19.



Figura 19. Localização regional da bacia hidrográfica do rio Caiabi no estado de Mato Grosso, com a ampliação da área da bacia e identificação dos pontos de amostragem

Na Figura 20 é possível observar o mapa de uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do rio Caiabi.

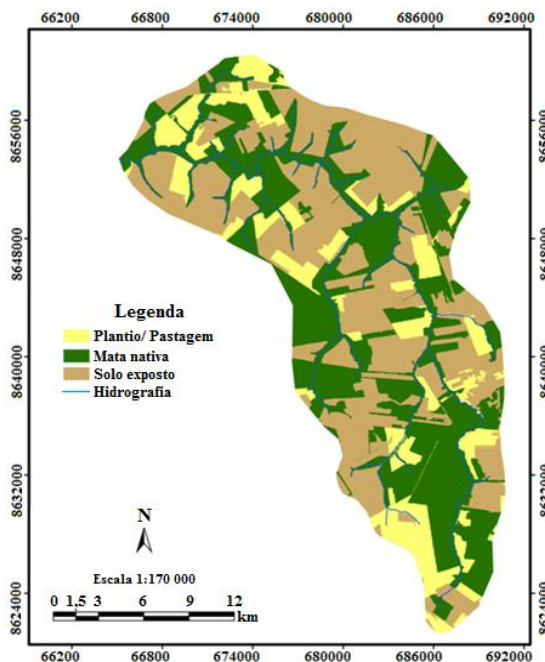


Figura 20. Mapa de uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio Caiabi. Sistema de projeção UTM DATUM SAD 69. Agosto/2011

As campanhas de amostragem foram realizadas durante 12 meses consecutivos. O período compreendido entre os meses de abril e setembro foram considerados como estação seca, e entre os meses de outubro e março foram considerados úmidos. As coletas de água foram realizadas com auxílio de um recipiente adaptado a uma corda, lançado ao rio no ponto central da seção transversal em uma profundidade de 10 cm, aproximadamente. Todas as coletas foram realizadas no período matutino. As amostras foram armazenadas em frascos de vidro ou polietileno e transportadas para a Universidade Federal de Mato Grosso *campus* Sinop em caixa de isopor contendo gelo. As amostras coletadas para análise de coliformes foram acondicionadas em frascos de Schott previamente autoclavados. As amostras para análise de nutrientes (nitrogênio e fósforo) foram acidificadas ainda em campo com ácido sulfúrico, até obtenção do pH menor que 2.

Para o cálculo do IQA foram determinados os parâmetros: oxigênio dissolvido (OD), Coliformes termotolerantes (CT), potencial hidrogeniônico (pH), demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5), temperatura (T), nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), turbidez (Turb) e sólidos totais (ST).

Determinou-se a DBO_5 , incubando as amostras em estufa durante cinco dias em temperatura de 20 °C. Os coliformes termotolerantes foram quantificados pelo método de tubos múltiplos. Para a determinação do nitrogênio total foi utilizado o método Kjeldahl, as formas nitrito e nitrato foram quantificadas pelos métodos do sulfato ferroso e redução do

cádmio, respectivamente. A leitura das absorvâncias foi realizada em espectrofotômetro UV-VIS Varian Cary 50. A determinação dos sólidos suspensos (filtráveis) foi realizada por meio de filtração em membrana de fibra de vidro, com posterior secagem em estufa e pesagem (gravimetria), os sólidos totais foram quantificados por secagem em estufa e posterior pesagem (gravimetria). Os sólidos dissolvidos foram calculados pela diferença entre os sólidos totais e os suspensos.

Os parâmetros turbidez, temperatura, pH e o oxigênio dissolvido foram determinados *in situ* pelo método eletrométrico utilizando uma sonda multiparâmetros da marca Horiba, modelo U22. A clorofila foi quantificada pelo método de filtração em membrana de fibra de vidro e posterior lavagem com acetona 90%, a leitura foi realizada em espectrofotômetro UV-VIS Varian Cary 50. O fósforo total foi quantificado pelo método da digestão com ácido ascórbico e a leitura foi realizada em espectrofotômetro UV-VIS Varian Cary 50.

Para o cálculo do Índice de Qualidade da Água, um número entre 0 e 100, foi utilizada a equação 1.

$$IQA = \prod_{i=1}^9 Q_i^{w_i} \quad (1)$$

Em que:

Qi é o valor de qualidade do i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva curva média de variação de qualidade, em função de sua concentração ou medida; **wi** é o peso correspondente ao i-ésimo parâmetro fixado em função da sua importância para a conformação global da qualidade, isto é, um número entre 0 e 1.

Cada um dos parâmetros que constitui o IQA possui um determinado peso, relativo à medida da sua contribuição para a qualidade da água, conforme descrito na Tabela 3.

Tabela 3. Peso de cada parâmetro para o cálculo do IQA

Parâmetro	Peso
Oxigênio dissolvido	0,17
Coliformes termotolerantes	0,15
pH	0,12
Demanda bioquímica de oxigênio	0,10
Temperatura	0,10
Fósforo total	0,10
Nitrogênio total	0,10
Turbidez	0,08
Sólidos totais	0,08

Fonte: ANA, 2014

Após a obtenção do índice, a água é classificada em diferentes categorias, conforme os resultados expressos na Tabela 4.

Tabela 4. Classificação da amostra de acordo com os resultados obtidos no cálculo de IQA

Categoria	Ponderação
Ótima	$79 < IQA \leq 100$
Boa	$51 < IQA < 79$
Regular	$36 < IQA < 51$
Ruim	$19 < IQA < 36$
Péssima	$IQA < 19$

Fonte: CETESB, 2014

O Índice de Estado Trófico foi determinado com os resultados de clorofila *a* e fósforo total. Com a finalidade de padronizar as classes obtidas no IET, Lamparelli (2004) propôs a correção das equações modificadas por Toledo Jr. em 1983, originalmente propostas por Carlson em 1977. Os novos índices propostos apresentam maior sensibilidade, aumentando a amplitude das classificações tróficas e melhoram a concordância entre as classificações obtidas com a concentração de clorofila e de fósforo. Portanto, para o cálculo do IET utilizou-se primeiramente a Equação 2, com a finalidade de determinar o IET para Clorofila (IET CL). O IET para o fósforo total (IET PT) foi calculado com a Equação 3. O IET para clorofila e fósforo foi calculado pela média aritmética do IET para fósforo e IET para clorofila (Equação 4).

$$IET_{CL} = \frac{10 \cdot (6 - ((-0,7 - 0,6 \cdot (\ln CL)))}{\ln 2} - 20 \quad (2)$$

$$IET(PT) = \frac{10 \cdot (6 - ((0,42 - 0,36 \cdot (\ln_{PT})))}{\ln 2} - 20 \quad (3)$$

$$IET = \frac{IET_{PT} + IET_{CL}}{2} \quad (4)$$

em que:

PT é a concentração de fósforo total medida à superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$

CL é a concentração de clorofila *a* medida à superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$

Com a modificação proposta por Lamparelli (2004), a classificação do ambiente aquático quanto ao IET é dada em seis graus de trofia, de acordo com a Tabela 5.

Tabela 5. Classificação do Estado Trófico proposta por Lamparelli (2004)

Categoria	Ponderação
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$
Supereutrófico	$63 < IET \leq 67$
Hipereutrófico	$IET > 67$

Fonte: CETESB, 2014

2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Conforme se pode observar na Tabela 6, os resultados de IQA variaram entre 63 e 91. De acordo com a classificação sugerida, 64% dos resultados se enquadram na classificação “Boa” e 36% podem ser classificados com qualidade “Ótima”. O mês de agosto/12 apresentou a média mais elevada e o ponto que apresentou a maior média de IQA foi o P5.

Tabela 6. Resultados do IQA nos cinco pontos analisados durante os doze meses

Mês	P1	P2	P3	P4	P5
Jul-12	82	*	84	87	87
Ago-12	87	*	87	91	87
Set-12	84	85	82	87	88
Out-12	81	78	81	83	83
Nov-12	75	63	63	71	74
Dez-12	82	78	73	77	77
Jan-13	69	75	74	76	76
Fev-13	70	73	76	76	80
Mar-13	69	75	79	73	77
Abr-13	63	66	71	66	68
Mai-13	63	65	70	68	72
Jun-13	70	74	74	71	79
Média	75	73	76	77	79

* Não foi mensurado

O resultado mais elevado (IQA=91) foi registrado no P4 no mês de agosto/12. Em contrapartida, o resultado mais baixo (IQA=63) foi observado nos pontos P1 (abril e maio/2013), P2 (novembro/2012) e P3 (novembro/2012), conforme exposto na Figura 21.

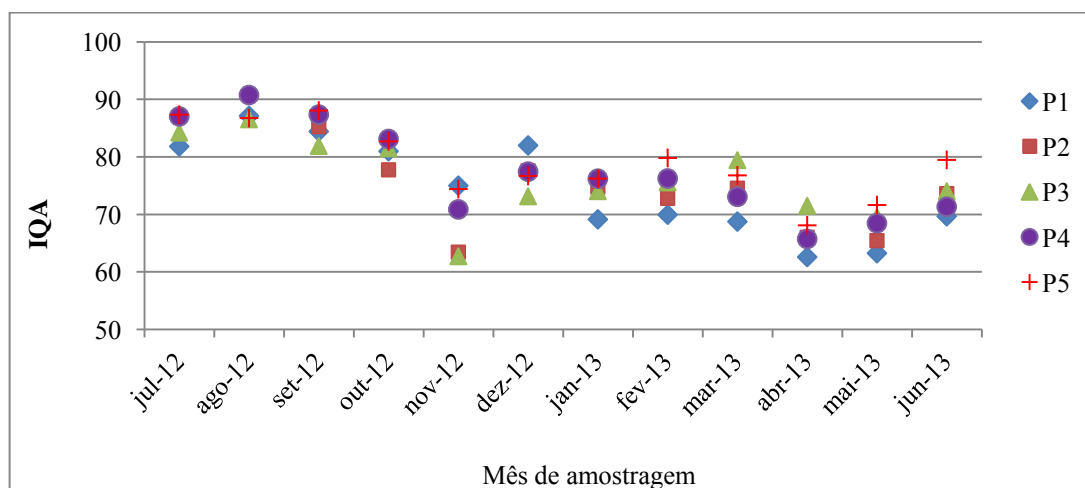


Figura 21. Gráfico dos resultados de IQA nos cinco pontos analisados

Inúmeros fatores possuem a propriedade de atenuar os efeitos negativos do uso do solo na qualidade da água. A presença de mata ciliar, segundo Donadio *et al.* (2005), auxilia na proteção dos recursos hídricos. O Caiabi possui mata ciliar ao longo de toda a sua extensão, o que pode ter contribuído com os altos resultados de IQA observados. Outro fator que pode influenciar a qualidade da água é a cobertura vegetal. De acordo com Vanzella *et al.* (2010), as áreas de matas são áreas mais cobertas e estáveis, com maior capacidade de infiltração e armazenamento de água no solo, reduzindo o escoamento superficial.

Avaliando a ocupação no solo, fragmentação da paisagem e a qualidade da água da bacia do córrego Ponte de Terra (DF) entre os anos de 1992 e 2005, Chaves e Santos (2009), reportaram valores de IQA variando na faixa 71 - 81 no período de chuvas e 75 - 82 na estação seca. Os mesmos autores constataram um IQA ligeiramente superior no período de seca.

Toledo e Nicolella (2002), utilizando a análise fatorial e o método de Bartlett, observaram uma sutil deterioração na qualidade da água durante o período de chuvas, concluindo que os principais indicadores que compõem o IQA são OD, PT, NH_4 . Lopes e Magalhães Jr. (2008) encontraram no ribeirão de Carrancas, resultados de IQA inferiores aos encontrados no rio Caiabi, variando entre 37 e 64. Os autores atribuíram a baixa qualidade da água à influência da atividade pecuária na região.

É possível atribuir uma melhora teórica na qualidade da água em consequência da capacidade de autodepuração do corpo hídrico. Entretanto, pode-se observar também um acréscimo na quantidade de tributários em direção ao exutório da bacia. Esse fator pode exercer o efeito de diluição de alguns poluentes fazendo com que o IQA apresente valores mais elevados próximo ao exutório. Zanini *et al.* (2010) caracterizando a água da bacia do córrego Rico por meio do índice de qualidade de água e de estado trófico concluíram que, além da autodepuração, a confluência do córrego Tijuco com o córrego Rico pode ter contribuído de maneira positiva para a melhora da qualidade da água. Schneider (2009) relaciona a melhora da qualidade da água ao forte turbilhonamento em determinados trechos do rio, devido à dinâmica do canal. Segundo a autora, esse processo auxiliou a reoxigenação das águas do córrego Mandacaru (PR) contribuindo com o consumo de matéria orgânica biologicamente degradável.

Deve-se considerar o “efeito eclipse” nos resultados do IQA. De acordo com Silva e Jardim (2006), o efeito eclipse advém do processo de agregar inúmeras variáveis ambientais em um único número, podendo atenuar o impacto negativo de uma das variáveis frente ao comportamento estável das demais. O parâmetro que apresentou os menores valores

individuais de IQA foi o pH, com uma média de 35, seguido pela turbidez, com média 80. Isso pode significar que existe um potencial acentuado de degradação relacionado a uma das variáveis.

Para a classificação do IET, quanto maiores os resultados obtidos, mais avançado encontra-se o processo de eutrofização. Foi possível observar que o nível de estado trófico do rio apresenta valores relativamente baixos (Tabela 7).

Tabela 7. Resultados do IET nos cinco pontos monitorados durante os doze meses

Mês	P1	P2	P3	P4	P5
Jul-12	22	*	24	23	23
Ago-12	28	*	44	15	27
Set-12	12	14	34	25	14
Out-12	41	36	38	17	33
Nov-12	21	23	0	0	32
Dez-12	7	35	11	4	0
Jan-13	19	23	34	19	33
Mai-13	54	25	25	0	16
Jun-13	16	20	17	20	17
Média	25	25	25	14	22

Segundo os resultados mensurados no período, 98% das amostras coletadas apresentaram um índice ultraoligotrófico, sendo os valores de IET <47. Os pontos P1, P2 e P3 apresentaram uma média de IET de 25, o valor médio dos pontos P4 e P5 foram 14 e 22, respectivamente. O valor mais elevado (54) ocorreu em maio/13, o qual classificou o ambiente como mesotrófico.

Apesar da ocorrência da entrada de nitrogênio e fósforo provenientes das atividades agrícolas, o aporte desses nutrientes no rio Caiabi não excede, até o momento, a capacidade assimilativa do corpo d'água. A presença da vegetação ripária pode ter reduzido a entrada dos sedimentos, e a erosão de margens. O estudo de caso de Wu *et al.* (2013) confirmou a hipótese de que a reabilitação de águas poluídas com base no replantio de vegetação pode conter o aumento da poluição e possibilitar a reabilitação do ecossistema aquático degradado.

Affonso *et al.* (2011) encontraram valores de IET variando entre 32,5 e 75,5 na bacia hidrográfica do rio Taperoá, valores muito superiores aos valores encontrados na bacia hidrográfica do rio Caiabi. Cunha *et al.* (2008), avaliando a densidade fitoplanctônica e o estado trófico dos rios Canha e Pariquera-Açu na bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape (SP), concluíram que o IET aplicado a ambientes lóticos contribui para a superestimação dos resultados. Os autores afirmam que as formas fosfatadas que integram o cálculo podem

contribuir para um incremento indevido do resultado, pois ocorre um aumento incompatível com a real resposta biológica associada, representada pelo crescimento fitoplanctônico.

O nível de estado trófico do rio Caiabi se encontra muito abaixo de uma faixa de risco e comprometimento em curto prazo (Figura 22). De acordo com Cunha *et al.* (2008), a eutrofização em ambientes lóticos seria incomum, devido as características próprias desse sistema, tais como o turbilhonamento, baixo tempo de residência e transporte contínuo da comunidade fitoplanctônica a jusante. Por problemas de cunho técnico, não foi possível determinar o IET para os meses de fevereiro/13, março/13 e abril/13.

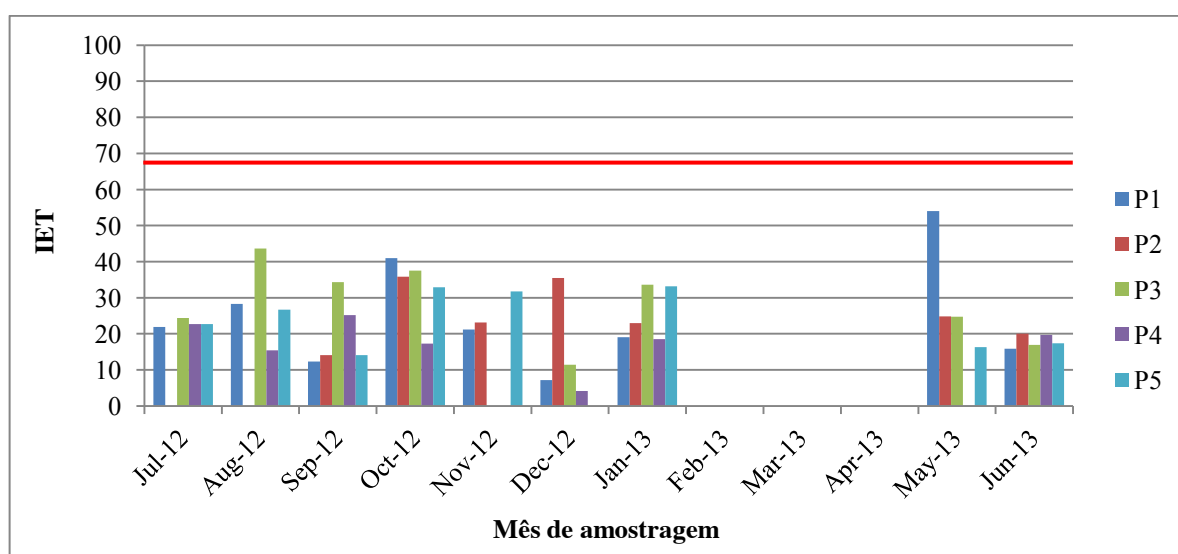


Figura 22. Gráfico dos resultados de IET

2.4 CONCLUSÕES

Os resultados dos índices IQA apontam que as águas do rio Caiabi possuem qualidade boa à ótima. Dos resultados obtidos, 64% dos enquadraram a qualidade da água como boa e 36% como ótima. O ponto de monitoramento que apresentou a média mais elevada foi o P5, situado mais próximo ao exutório da bacia. Os resultados podem ser atribuídos à presença de vegetação nativa, à conservação da mata ciliar e ao efeito de diluição motivado pelo acréscimo de tributários ao longo do trecho do rio.

Os resultados de IET evidenciam o baixo risco de eutrofização no rio Caiabi. O ambiente pode ser classificado predominantemente como ultraoligotrófico com 98% dos resultados menores que 47. Fatores como a temperatura, luminosidade, turbilhonamento, baixo tempo de residência e transporte contínuo da comunidade fitoplanctônica interferem no processo, desacelerando a eutrofização.

Existe um potencial de poluição causado pelas atividades desenvolvidas na bacia. A variável pH apresentou baixos valores de IQA, resultado que classifica a água como “Regular” ou “Ruim”, caracterizando o efeito eclipse.

O monitoramento deve ser realizado periodicamente, visto que o processo de poluição é dinâmico. Portanto, alterações no uso e manejo do solo da bacia podem representar fonte de poluição difusa. Estudos de monitoramento são ferramentas fundamentais para direcionar estratégias e políticas de conservação de recursos hídricos em bacias hidrográficas.

2.5 REFERÊNCIAS

- Affonso, A.G.; Barbosa, C.; Novo, EMLM. 2011. Water quality changes in floodplain lakes due to the Amazon River flood pulse: Lago Grande de Curuaí (Pará). *Brazilian Journal of Biology*, 71:601-610.
- Bateni, F; Fakheran, S.; Soffianian, A. 2013. Assessment of land cover changes & water quality changes in the Zayadhrud river basin between 1997-2008. *Environmental Monitoring Assessment*, 185:10511-10519.
- Bem, C.C.; Braga, M.C.B.; Azevedo, J.C.R de. 2013. Avaliação do estado trófico de um lago urbano raso. *Revista de Gestão de Água da América Latina*, 10:41-50.
- Chaves, H.M.L.; Santos, L.B. 2009. Ocupação do solo, fragmentação da paisagem e qualidade da água em uma pequena bacia hidrográfica. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 13:922-930.
- Cunha, D.G. F.; Falco, P. B.; Calijuri, M. C. Densidade fitoplanctônica e estado trófico dos rios Canha e Pariquera-Açu, bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape, SP, Brasil. *Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, vol. 3, núm. 2, 2008.
- Donadio, N.M.M.; Galbiatti, J.A.; Paula, R.C. de. 2005. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do córrego Rico, São Paulo, Brasil. *Engenharia Agrícola*, 25:115-125.
- Fia, R.; Teixeira de Matos, A.; Carteri C.P.; Pereira-Ramirez, O 2009. Estado trófico da água na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim, RS, Brasil. *Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, vol. 4, núm. 1, pp. 132-141.
- Lamparelli, M. C. 2004. *Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento*. Tese de Doutorado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.
- Lopes, F.W.A.; Magalhães Jr, A.P. 2008. Avaliação da qualidade das águas e condições de balneabilidade na bacia do ribeirão de Carrancas-MG. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 13:111-120.
- Mansor, M.T.C; Teixeira Filho, J.; Roston, D.M. 2006. Avaliação preliminar das cargas difusas de origem rural em uma sub-bacia do Rio Jaguari, SP. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.10:715-723.
- Marimon, B.S.; Lima, E.S.; Duarte, T.G.; Chiegeratto, L.C.; Ratter, J.A. 2006. Observations on the vegetation of Northeastern Mato Grosso, Brazil: na analysis of the Cerrado-Amazonian forest ecotone. *Edinburgh Journal of Botany*, 63:323-341.
- Rajankar, P.N.; Tambekar, D.H.; Wate, S.R. 2011. Groundwater quality and water quality index at Bhandara District. *Environmental Monitoring Assessment*, 179: 619-625.
- Rech, C.; Schoenhals, M.; Follador, F.A.C. 2008. Avaliação da capacidade de suporte para a atividade de suinocultura em uma microbacia hidrográfica do sudoeste do Paraná tendo em

vista a prevenção da degradação ambiental. *Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia*, Espírito Santo do Pinhal, v.5:220-233.

Schneider, R.M. 2009. *Qualidade da água e deposição de sedimentos em trechos da bacia hidrográfica do rio Pirapó representados pelo Ribeirão Maringá*. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Paraná. 136p.

Silva, G.S; Jardim, W.F. 2006. Um novo índice de qualidade das águas para proteção da vida aquática aplicado ao Rio Atibaia, região de Campinas/Paulínia - SP. *Química Nova*, 29:689-694.

Toledo, L.G.; Nicolella, G. 2002. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. *Scientia Agrícola*, 59: 181-186.

Toledo Júnior, A. P.; Talarico, M.; Chinez, S. J.; Agudo, E.G. 1983. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. Camboriú, anais do 12º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. Camboriú.

Vanzela, L.S.; Hernandez, F.B.T.; Franco, R.A.M. 2010. Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Córrego Três Barras, Maringá. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 14:55-64.

Wittman, J. *et al.* 2013. Case study on rehabilitation of a polluted urban water body in Yangtze River Basin. *Environmental Monitoring Assessment*, 185:10395–10420.

Wu, J.; Cheng, S.; Li, Z.; Guo, W.; Zhong, F.; Yin, D. 2013. Case study on rehabilitation of a polluted urban water body in Yangtze River Basin. *Environmental Science Pollution Res*, 20:7038-7045.

Yisa, J.; Jimoh, T.O.; Oyibo, O.M. 2012. Underground water assessment using water quality index. *Leonardo Journal of Sciences*, 21:33-42.

Zanini, Helen L. H. T.; Amaral, L.A.; Zanini, J.R.; Tavares, L.H.R. 2010. Caracterização da água da microbacia do córrego Rico avaliada pelo índice de qualidade de água e de estado trófico. *Engenharia Agrícola*, 30:732-741.

3. VARIAÇÃO SAZONAL E ESPACIAL DOS PARÂMETROS FÍSICOS-QUÍMICOS DA ÁGUA: BACIA HIDROGRÁFICA AMAZÔNICA (MT)

RESUMO

Foram avaliadas diversas variáveis físico-químicas e microbiológicas no rio Caiabi, principal corpo hídrico dessa bacia hidrográfica Amazônica. Localizada na região médio norte do estado de Mato Grosso, as atividades econômicas predominantes consistem no plantio de soja e milho e criação de animais de corte. O objetivo da pesquisa foi monitorar a qualidade da água superficial, caracterizando alguns atributos físico-químicos e microbiológicos. Os resultados foram submetidos à análise de variância (ANOVA), e o delineamento experimental utilizado foi o Delineamento em Blocos ao Acaso com tratamentos arranjados em esquema fatorial, com o objetivo de verificar a variação sazonal e espacial. Os procedimentos de coleta, transporte, preservação e métodos analíticos foram realizados de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1995)*. Os resultados revelaram que 50% dos parâmetros analisados (coliformes totais, DBO, nitrito, turbidez, temperatura, sólidos filtráveis, sólidos não filtráveis e sólidos totais) apresentaram diferença significativa entre as estações seca e chuvosa. A análise da interação entre ponto e estação revelou que o único parâmetro afetado pelo conjunto foi sólidos filtráveis. O IQA ficou variou entre 61 e 89 e não houve diferença sazonal e espacial no período monitorado.

PALAVRAS-CHAVE: Análise de Variância, IQA, Monitoramento Ambiental, Recursos hídricos.

SEASONAL VARIATION AND SPATIAL OF PHYSICAL-CHEMICAL PARAMETERS OF WATER: AMAZON SUB-BASIN (MT)

ABSTRACT

16 physico-chemical and microbiological variables were evaluated in Caiabi River, main water body this Amazon sub basin. Located in the middle of the northern state of Mato Grosso, the predominant economic activities consist in planting soybeans and corn and livestock cutting. The research objective was to monitor the quality of surface water, featuring the WQI. The results were subjected to analysis of variance (ANOVA), and the experimental

design was a randomized complete block design with treatments Chance in a factorial arrangement, with the objective of verifying the seasonal and spatial variation. The procedures for collection, transportation, preservation and analytical were performed according to Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1995), procedures validated in scientific literature and manuals kits and manuals equipment. The results revealed that 50 % of the analyzed parameters (total coliforms, BOD, nitrite, turbidity, temperature, filterable solids, solids not filterable and total solids) showed significant difference between the dry and rainy seasons. In the analysis of variance of the collection points the parameters electrical conductivity, BOD, PT, filterable solids. The analysis of the interaction between point and station revealed that the only parameter was affected by all filterable solids. The IQA was varied between 61 and 89 and there was no seasonal and spatial differences in the monitored period.

KEY-WORDS: Analysis of Variance, WQI, Environmental Monitoring, Water Resources.

3.1 INTRODUÇÃO

O aumento da taxa de urbanização e das atividades industriais e agrícolas tem levantado preocupações sobre as questões ambientais, especialmente, no que tange assuntos relativos à poluição da água (Gharibi *et al.*, 2012). Várias pesquisas demonstram os prejuízos ambientais, protagonizados pelas intervenções antrópicas, nos recursos hídricos (Alvarenga *et al.*, 2012; Bem *et al.*, 2013; Tundisi e Tundisi, 2010). De acordo com Merten e Minella (2002), a qualidade da água é reflexo do uso e manejo do solo da bacia hidrográfica na qual está inserida.

As atividades antrópicas afetam a qualidade da água de duas formas: diretamente, por meio do despejo indiscriminado de esgoto e outras águas residuais; ou indiretamente, como consequência do uso e ocupação do solo. (Sener *et al.*, 2013). De acordo com Von Sperling (2005), as fontes de poluição direta e indireta podem ser classificadas como pontuais e difusas, respectivamente.

Sener *et al.* (2013) constataram que em Egirdir Lake, na Turquia, a agricultura constitui a fonte difusa de poluição mais preocupante. Apesar da dificuldade de se estabelecer procedimentos de avaliação de impactos causados por fontes difusas, muitas pesquisas têm se dedicado à avaliação dos processos de transporte de nutrientes e outros poluentes para os recursos hídricos (Toledo e Nicolella, 2002; Vanzela *et al.*, 2010; Berka *et al.*, 2000; Anami *et al.*, 2007; Macintosh *et al.*, 2011; Karadavut *et al.*, 2012; Mansor *et al.*, 2006; Ragosta *et al.*, 2010). As alterações ocorridas em uma bacia hidrográfica podem ser avaliadas por meio do monitoramento da qualidade da água (Merten e Minella, 2002).

O monitoramento ambiental em bacias hidrográficas procura analisar aspectos que permitam caracterizar as mudanças que ocorrem no uso e ocupação do solo, tornando possível avaliar os efeitos das atividades humanas sobre os ecossistemas (Bertossi *et al.*, 2013). Em conjunto com a prevenção da poluição, é fundamental para garantir o uso sustentável dos recursos hídricos (Dökmen e Aslan, 2013). O monitoramento da qualidade da água é baseado na medição de constituintes microbiológicos, físicos e químicos, de acordo com os padrões estabelecidos pelas legislações (Affonso *et al.*, 2011). Contudo, produz grande quantidade de dados, muitas vezes, difíceis de interpretar.

Desenvolvidos para integrar, interpretar e comunicar os dados obtidos no monitoramento ambiental, os índices de têm sido usados com sucesso para caracterizar o estado e as tendências da qualidade da água e transmitir essas informações para os grupos interessados. O Índice de Qualidade da Água (IQA) é o mais utilizado no mundo inteiro. Foi desenvolvido em 1970 nos Estados Unidos pela *National Sanitation Foundation* (NSF). Na ocasião foi

realizada uma pesquisa, pelo método Delphi, junto a 142 especialistas da área para a indicação dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos e sua importância relativa na qualidade da água. Dentre os 35 parâmetros propostos foram selecionados os 9 mais significativos, aos quais foi atribuído um peso de acordo com sua relevância. Segundo YISA *et al.* (2012), o IQA é definido como uma classificação que reflete a influência de diferentes parâmetros físico-químicos e microbiológicos sobre a qualidade de água.

Apesar da importância da execução do monitoramento e da elaboração de índices de qualidade, a obtenção dos dados constitui um processo demorado e demasiadamente custoso, tanto do ponto de vista financeiro, quanto da disponibilidade de mão de obra qualificada. Exige conhecimento em trabalhos de campo, técnicas de amostragem, realização das análises, tabulação dos resultados, cálculos dos índices, entre outros. Portanto, o planejamento adequado, com vistas ao aprimoramento de todas as etapas, pode ser determinante na consecução dos objetivos e para o sucesso da pesquisa.

Com base no exposto, esse trabalho teve como objetivo monitorar a qualidade da água superficial da bacia hidrográfica do rio Caiabi por meio da análise de parâmetros físico-químicos e microbiológicos, caracterizando o IQA. E, determinar por meio da análise de variância, se houve variação sazonal e espacial durante o período de monitoramento. Em posse desses resultados, definir o intervalo mais adequado entre as amostragens, levando-se em conta as dificuldades e limitações inerentes a programas de monitoramento ambiental.

3.2 METODOLOGIA

Os procedimentos de amostragem, armazenamento, transporte e análises foram realizados segundo os fundamentos metodológicos preconizados pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1995), procedimentos validados em literatura científica. Houve também um estudo preliminar no local da pesquisa com a finalidade de definir os pontos de amostragem.

3.2.1 LOCAL DE ESTUDO E SELEÇÃO DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM

A bacia hidrográfica do rio Caiabi está localizada na região médio norte do estado de Mato Grosso, no território de abrangência da Amazônia Legal, situada em uma zona de transição entre os biomas Amazônia e Cerrado (Marimon *et al.*, 2006). A bacia drena uma área de 499 km², abrangendo os municípios de Sinop e Vera. O principal corpo hídrico dessa bacia é o rio Caiabi.

O rio Caiabi é um afluente do rio Teles Pires, rio de grande importância social, econômica e ambiental para a bacia hidrográfica Amazônica. É um rio perene, possui aproximadamente 70 km de extensão. Considerando a classificação de Strahler para a hierarquia de corpos hídricos, é um rio de 3ª ordem, possuindo 20 tributários.

Foram selecionados 5 pontos de coleta ao longo do trecho do rio. Na etapa de seleção dos pontos foram considerados os aspectos de logística e acessibilidade ao local de coleta nos meses de seca e de chuva. Os pontos foram denominados P₁, P₂, P₃, P₄ e P₅, sendo o P₁ próximo à nascente e o P₅ próximo ao exutório da bacia.

3.2.2 COLETA, TRANSPORTE E PRESERVAÇÃO DAS AMOSTRAS

Foram realizadas coletas sazonais de água do rio Caiabi (estação seca – abril a setembro; chuvosa – outubro a março). As campanhas de amostragem foram realizadas mensalmente durante o período entre Julho/12 e Junho/13. Todas as coletas foram realizadas no período matutino. A amostragem foi realizada com auxílio de um recipiente adaptado a uma corda, lançado no ponto central da seção transversal do rio, em uma profundidade de 10 cm, aproximadamente. Antes do início da amostragem, os frascos foram acondicionados com a água do rio. Para garantir a representatividade, as alíquotas coletadas excederam a quantidade necessária para as análises.

As amostras foram armazenadas em frascos de vidro ou polietileno e transportadas para a Universidade Federal de Mato Grosso *campus* de Sinop em caixa de isopor contendo gelo. Para análise de coliformes, as amostras foram acondicionadas em frascos de Schott previamente autoclavados. As amostras para análise de nutrientes (nitrogênio e fósforo) foram acidificadas ainda em campo com ácido sulfúrico, até obtenção do pH menor que 2.

As determinações dos parâmetros físico-químicos foram iniciadas imediatamente após a chegada das amostras no laboratório, respeitando-se o prazo de estabilidade dos analitos. Quando necessário, as amostras foram mantidas refrigeradas entre 2 e 8 °C até o início das análises.

3.2.3 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS E MICROBIOLÓGICAS

Foram analisados os parâmetros do IQA, acrescidos de coliformes totais, nitrito e nitrato, sólidos não filtráveis, sólidos dissolvidos, clorofila. O parâmetro DBO₅ foi determinado incubando as amostras em estufa durante cinco dias em temperatura de 20 °C. Os coliformes totais e termotolerantes foram quantificados pelo método de tubos múltiplos. Para a determinação do nitrogênio total foi utilizado o método Kjeldahl, as formas nitrito e nitrato foram quantificadas pelos métodos do sulfato ferroso e de redução do cádmio, respectivamente. A leitura das absorbâncias foi realizada em espectrofotômetro UV-VIS Varian Cary 50. A determinação dos sólidos suspensos (filtráveis) foi realizada por meio de filtração em membrana de fibra de vidro, com posterior secagem em estufa e pesagem (gravimetria), os sólidos totais foram quantificados por secagem em estufa e posterior pesagem (gravimetria). Os sólidos dissolvidos foram calculados pela diferença entre os sólidos totais e os suspensos.

A clorofila foi quantificada pelo método de filtração em membrana de fibra de vidro e posterior lavagem com acetona 90%, a leitura foi realizada em espectrofotômetro UV-VIS Varian Cary 50. O fósforo total foi quantificado pelo método da digestão com ácido ascórbico e a leitura foi realizada em espectrofotômetro UV-VIS Varian Cary 50.

Os parâmetros condutividade, turbidez, temperatura, pH e o oxigênio dissolvido foram determinados *in situ* pelo método eletrométrico utilizando uma sonda multiparâmetros da marca Horiba, modelo U22.

3.2.4 ESTATÍSTICA E ÍNDICE DA QUALIDADE DA ÁGUA

Para verificar o efeito das fontes de variação (pontos de coleta e estações do ano) sobre os parâmetros de qualidade da água, utilizou-se a análise de variância. Os testes foram realizados por meio do programa computacional R (*R Development Core Team*, 2011). O Delineamento experimental adotado foi o Delineamento em Blocos ao Acaso, sendo que os tratamentos foram arranjados em esquema fatorial 5X2: cinco pontos de coleta (P₁, P₂, P₃, P₄ e P₅) e duas estações (seca: abril a setembro e chuvosa: outubro a março), com seis repetições. Após a análise de variância (ANOVA), os parâmetros que apresentaram diferença estatisticamente significativa ($p < 0,05$) foram submetidos ao teste de Tukey para comparação de médias e o desdobramento da análise fatorial.

Para o cálculo do Índice de Qualidade da Água, um número entre 0 e 100, foi utilizada a equação 1.

$$IQA = \prod_{i=1}^9 Q_i^{w_i} \quad 1$$

Em que:

Q_i é o valor de qualidade do i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva curva média de variação de qualidade, em função de sua concentração ou medida;

w_i é o peso correspondente ao i-ésimo parâmetro fixado em função da sua importância para a conformação global da qualidade, isto é, um número entre 0 e 1.

Cada um dos parâmetros que constitui o IQA possui um determinado peso, relativo à medida da sua contribuição para a qualidade da água, conforme descrito na Tabela 8.

Tabela 8. Peso de cada parâmetro para o cálculo do IQA

Parâmetro	Peso
Oxigênio dissolvido	0,17
Coliformes termotolerantes	0,15
pH	0,12
Demanda bioquímica de	0,10
Temperatura	0,10
Fósforo total	0,10
Nitrogênio total	0,10
Turbidez	0,08
Sólidos totais	0,08

Fonte: ANA, 2014

Após a obtenção do índice, a água é classificada em diferentes categorias, conforme os resultados expressos na Tabela 9.

Tabela 9. Classificação da amostra de acordo com os resultados obtidos no cálculo de IQA

Categoria	Ponderação
Ótima	$79 < IQA \leq 100$
Boa	$51 < IQA < 79$
Regular	$36 < IQA < 51$
Ruim	$19 < IQA < 36$
Péssima	$IQA < 19$

Fonte: CETESB, 2014.

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Quando as variações entre pontos de coleta e estações foram testadas estatisticamente, o resultado da análise de variância demonstrou que, das variáveis analisadas, 50% apresentaram diferença entre as estações seca e chuvosa. Foram eles: coliformes totais, DBO, nitrito, turbidez, temperatura, sólidos filtráveis, sólidos não-filtráveis e sólidos totais. Na Tabela 10 é possível observar os valores encontrados na análise estatística. Para resultados que apresentaram diferença significativa entre estações, a ANOVA é considerada conclusiva, não havendo necessidade de se realizar o teste de Tukey. O nível de significância utilizado nos testes foi $p < 0,05$.

Tabela 10. Resultados comparativos dos parâmetros que apresentaram diferença significativa nas estações seca e chuvosa e valor F

Parâmetro	Médias		Valor F	Pr (>F)
	Chuva	Seca		
Coliformes totais	33,0	9,0	4,174	0,047204
DBO ₅	1,2	0,5	13,028	0,000796
NO ₂	2,6	2,1	5,290	0,03131
Turbidez	11,36	6,26	6,550	0,01409
Temperatura	25,53	22,48	29,521	0,000002
Sólidos filtráveis	17,8	5,4	16,991	0,000168
Sólidos não-filtráveis	68,0	29,0	6,403	0,0151
Sólidos totais	86,0	35,0	9,993	0,00288

Todos os parâmetros que apresentaram diferença significativa entre as estações revelaram a tendência de valores mais elevados durante o período de chuvas. Em relação às análises bacteriológicas, Lopes e Magalhães Jr. (2010), estudando águas recreacionais em Minas Gerais, constaram a deterioração da qualidade microbiológica das águas na estação chuvosa. Chaves e Santos (2009) também obtiveram valores médios para parâmetros físico-químicos e microbiológicos mais elevados no período úmido.

Em consonância com os resultados obtidos nessa pesquisa, Donadio *et al.* (2005) também expressaram valores médios de DBO superiores na estação chuvosa.

O nitrito também ocorreu em quantidade superior no período de chuvas, indicando a poluição recente por fertilizantes provenientes das culturas no entorno do rio. Berka *et al.*

(2001) já havia constatado níveis elevados de compostos nitrogenados na bacia hidrográfica do rio Sumas nos Estados Unidos e Canadá durante os meses úmidos, e menores concentrações durante a estação de verão.

O parâmetro turbidez possui uma relação direta com a quantidade de sedimentos produzidos na bacia, portanto, os valores mais elevados durante o período de chuvas indicam coerência no comportamento esperado para esse parâmetro. Caracterizando as propriedades físico-química das águas e o desmatamento na bacia do rio Purus, na Amazônia Brasileira Ocidental, Rios-Villamizar *et al.* (2011) também reportaram valores mais elevados de turbidez, sólidos totais e sólidos filtráveis na estação chuvosa.

Os resultados da temperatura variaram em função do período climático predominante, já que a temperatura média anual no estado de Mato Grosso situa-se entre 20 a 26° C. Os resultados são coerentes com os valores obtidos por Lopes e Magalhães Jr. (2008).

Os valores obtidos para sólidos filtráveis na estação chuvosa foram 28,72% mais elevados. Reflexo, principalmente, da ação do escoamento superficial das áreas agrícolas intensificado pela ocorrência de eventos de precipitação mais frequentes e acentuados, em contraste com a estação seca.

Durante a estação seca os rios são abastecidos preponderantemente pelo escoamento subsuperficial, reduzindo a quantidade de sólidos e, conseqüentemente, as moléculas poluentes que adentram os recursos hídricos, aderidas às partículas coloidais. De acordo com Grossi (2006), as estradas vicinais e carregadores servem de caminho para o escoamento superficial, ocasionando os processos erosivos, que se intensificam na estação chuvosa devido ao aumento na quantidade e na velocidade do fluxo.

Analisando a tendência temporal do IQA em 29 pontos de monitoramento na sub-bacia do rio das Velhas, Trindade (2013) constatou a influência da sazonalidade em apenas 3 pontos (10,34%).

Em relação aos pontos de amostragem, os parâmetros que apresentaram diferença significativa entre os pontos analisados foram condutividade elétrica, DBO, fósforo total e sólidos filtráveis, ou seja, 25% dos parâmetros analisados. Para esses parâmetros foi realizado o teste de Tukey, com a finalidade de estabelecer entre quais pontos de amostragem houve diferença. Os resultados do teste de Tukey podem ser observados na Tabela 11.

Tabela 11. Grupos, tratamentos e médias do Teste de Tukey para os parâmetros condutividade elétrica, DBO, fósforo total e sólidos filtráveis (CE: condutividade elétrica; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; PT: fósforo total; SFIL: sólidos filtráveis)

Ponto	Valores Médios			
	CE	DBO	PT	SFIL
P ₁	5,4 a	1,1 ab	0,09 ab	20,62 a
P ₂	5,4 a	1,4 a	0,24 a	15 ab
P ₃	2,7 a	0,8 ab	0,09 ab	5,208 b
P ₄	2,5 a	0,8 ab	0,14 ab	10,83 ab
P ₅	2,5 a	0,6 b	0,06 b	8,96 ab

As médias seguidas de mesma letra na coluna não apresentam diferença significativa

O teste de Tukey para condutividade elétrica não revelou diferença verdadeiramente significativa entre os pontos monitorados. Segundo Frota *et al.* (2007), a condutividade elétrica é um parâmetro afetado por efeito acumulativo de sais totais. Portanto, poder-se-ia esperar resultados superiores no sentido nascente-foz. O que, evidentemente não aconteceu, visto que os valores mais elevados (5,4) foram registrados na nascente (P₁) e no ponto subsequente (P₂).

A causa desses resultados pode ser atribuída ao efeito de diluição com o acréscimo de tributários em direção ao exutório da bacia. Para Zanini *et al.* (2010), cada corpo d'água possui, até certo ponto, capacidade natural de receber poluentes e neutralizar a matéria poluidora. Esse processo de autodepuração é decorrente da diluição, sedimentação e estabilização química. Palácio *et al.* (2009), empregando a técnica da análise multivariada observaram a semelhança das águas entre os pontos de amostragem do trecho perenizado da bacia do rio Curu (CE).

A ANOVA para DBO e fósforo comprovou que os pontos P₁, P₃ e P₄ apresentam comportamento semelhante, enquanto os pontos P₂ e P₅ diferem completamente entre si e os demais. Toledo e Nicolella (2002) constataram diferenças significativas entre pontos de coleta de amostras com o uso da técnica de análise fatorial. Zanini *et al.* (2010) também observaram diferença significativa na análise de DBO entre os pontos amostrados e na interação entre pontos e estações. O P₂ está situado logo abaixo de uma região com intensa criação animal, à jusante do município Vera (MT), fator que pode explicar o incremento de matéria orgânica no leito fluvial.

Quanto ao fósforo, por ser tratar de uma bacia hidrográfica de ocupação agrícola, esse elemento está presente sob a forma de fertilizantes. Em ambientes intensamente cultivados, a concentração de fósforo está intimamente relacionada com a aplicação desse nutriente, para satisfazer as exigências da cultura. Moretto *et al.* (2012) estudando a calibração do modelo de IQA na bacia do Rio Pardo (RS) também concluíram que a presença de nutrientes na água se deve ao escoamento superficial.

Em relação aos sólidos filtráveis, os pontos P₂, P₄ e P₅ apresentaram desempenho similar, com resultados intermediários entre os pontos P₁ e P₃. Contudo, os pontos P₁ e P₃ diferiram entre si, e dos demais. O P₁ foi o ponto que apresentou maior teor de sólidos filtráveis, apesar de estar situado mais próximo à nascente. A ocorrência desses elevados resultados é dada em consequência das alterações antrópicas no local durante o período de monitoramento. Segundo Chapman (1996), a concentração dos sólidos suspensos varia dramaticamente com as mudanças na descarga líquida da bacia.

A produção de sedimentos dentro está intimamente relacionada com a descarga líquida e com a combinação de fatores morfométricos da bacia (Antoneli e Thomaz, 2007). Fator imprescindível na interpretação da variação espacial da concentração de sólidos.

Avaliando os efeitos da sazonalidade e dos poluentes sobre a qualidade da água do rio Pisuerga, Vega (1998) comprovou a influência das estações sobre os parâmetros condutividade, temperatura e fluxo, enquanto amônia, fosfato e pH foram influenciados pelo ponto de coleta. Para DBO e DQO, ambas as variáveis foram significativas.

Foi testado, também, o efeito da interação do ponto de amostragem com a estação como fonte de variação para os parâmetros de qualidade. Apenas o parâmetro sólidos filtráveis mostrou diferença significativa nessa interação. O resultado do desdobramento da análise fatorial de pontos dentro da estação está exposto na Tabela 12, e o resultado do desdobramento da estação dentro dos pontos está colocado na Tabela 13.

Tabela 12. Resultado do desdobramento da análise fatorial de pontos dentro da estação.

Tratamento	Estação Seca	
	Média	Grupo
P ₁	6,25	A
P ₂	5,00	A
P ₃	3,75	A
P ₄	7,50	A
P ₅	6,25	A

Tabela 13. Resultado do desdobramento da análise fatorial de estação dentro de pontos.

Pontos	Médias e Grupos	
	Seca	Chuvosa
P ₁	6,25 b	35,00 a
P ₂	5,00 b	21,67 a
P ₃	3,75 a	6,67 a
P ₄	7,50 a	14,17 a
P ₅	6,25 a	11,67 a

Com os valores obtidos nas análises de oxigênio dissolvido, coliformes termotolerantes, pH, DBO, temperatura, fósforo total, nitrogênio total, turbidez e sólidos totais nos 5 pontos de coleta durante os 12 meses de monitoramento foram calculados os respectivos IQA's. Os resultados estão expressos na Tabela 14. Os valores de IQA foram, igualmente, submetidos à análise de variância. O mês de agosto/12 apresentou a média mais elevada de IQA e o ponto que apresentou a maior média de IQA foi o P₅.

Tabela 14. Resultados do IQA nos cinco pontos analisados durante os doze meses

Mês	P ₁	P ₂	P ₃	P ₄	P ₅
Jul-12	82	*	84	87	87
Ago-12	87	*	87	91	87
Set-12	84	85	82	87	88
Out-12	81	78	81	83	83
Nov-12	75	63	63	71	74
Dez-12	82	78	73	77	77
Jan-13	69	75	74	76	76
Fev-13	70	73	76	76	80
Mar-13	69	75	79	73	77
Abr-13	63	66	71	66	68
Mai-13	63	65	70	68	72
Jun-13	70	74	74	71	79
Média	75	73	76	77	79

* Não foi mensurado

A ANOVA (Tabela 15) demonstrou não haver diferença significativa dos resultados de IQA entre os pontos analisados, entre as estações e também não houve diferença significativa na interação do conjunto.

Tabela 15. Resultados da ANOVA indicando o efeito dos fatores: bloco (mês de coleta), ponto (ponto de coleta), estação (seca ou chuva), e interação dos fatores nas variáveis-resposta sobre IQA (NS: não significativo).

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F Value	Pr(>F)
Bloco	5	1179.2	235.84	6.788	9.6e-05 _{NS}
Ponto	4	179.4	44.84	1.291	0.289
Estação	1	52.2	52.21	1.503	0.227
Ponto: Estação	4	20.7	5.17	0.149	0.963
Residuals	43	1494.1	34.75		

Zanini *et al.* (2010) também não verificaram diferença significativa nos resultados médios de IQA entre as estações, entretanto, registrou diferenças entre os pontos analisados. Ferreira *et al.* (2001) constaram que o IQA variou nos diferentes pontos de amostragem em função, principalmente, dos parâmetros coliformes termotolerantes e oxigênio dissolvido. Wittman *et al.* (2013) constataram a variação espacial na qualidade da água, também, induzida por parâmetros bacteriológicos. Baseando-se em técnicas de estatística multivariada, Zhang *et al.* (2011) verificaram que a similaridade e a diferença temporal e espacial dos parâmetros pode permitir a otimização da frequência de monitoramento, o número de locais amostrados, de parâmetros monitorados, e, portanto, o custo associado.

3.4 CONCLUSÃO

A análise da variação sazonal e espacial caracteriza o comportamento dos parâmetros nas estações seca e chuvosa, e ao longo do trecho do rio.

Com base nos resultados da pesquisa conclui-se que o rio Caiabi apresenta um IQA variando entre 61 e 89, valores que permitem classificar a água como “Boa” a “Ótima”. Por meio da análise estatística pôde-se comprovar que não houve variação sazonal e espacial significativa nos valores de IQA. Os dados sugerem, portanto, que o delineamento experimental poderia ser adequado para um único ponto ao longo do trecho do rio, com uma frequência de amostragem reduzida.

Os resultados deste estudo podem ser usados para estabelecer e implementar uma gestão mais eficiente dos recursos hídricos. Essas informações são de extrema relevância, pois, demonstram que se mantidas as práticas conservacionistas no uso e ocupação do solo, o monitoramento da qualidade da água pode ser definido em um único ponto de amostragem, e com duas coletas anuais. Elementos que reduzem drasticamente o custo financeiro do monitoramento, além de otimizar a utilização do tempo.

3.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AFFONSO, A.G.; BARBOSA, C.; NOVO, EMLM. 2011. Water quality changes in floodplain lakes due to the Amazon River flood pulse: Lago Grande de Curuaí (Pará). *Brazilian Journal of Biology*, 71:601-610.
- ALVARENGA, L. V.; MARTINS, M.P.P; CUARTAS, L.A.; PENTEADO, V.A.; ANDRADE, A. 2012. Estudo da qualidade e quantidade da água em microbacia, afluente do rio Paraíba do Sul – São Paulo, após ações de preservação ambiental, *Revista Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 7, n.3.
- ANAMI, M.H.; SAMPAIO, S.C.; FRIGO, E.P.; SUSZEK, M. 2007. Lixiviação de nitrato e fósforo proveniente de água residuária da suinocultura tratada em sistema de lagoas. *Irriga*, 12:192-201.
- ANTONELLI, V.; THOMAZ, E.L. 2007. Caracterização do meio físico da bacia do arroio Boa Vista – Guamiranga, PR, *Caminhos de Geografia*, 8:46-58.
- APHA. 1995. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 14th ed. American Public Health Association, Washington D.C., 1995.
- BEM, C.C.; BRAGA, M.C.B.; AZEVEDO, J.C.R de. 2013. Avaliação do estado trófico de um lago urbano raso. *Revista de Gestão de Água da América Latina*, 10:41-50.
- BERKA, C.; SCHREIER, H.; HALL, K. 2001. Linking water quality with agricultural intensification in a rural watershed. *Water, Air, and Soil Pollution*, 127: 389-401.
- CHAPMAN DEBORAH. 1996. *Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*. Second Edition, UNESCO/WHO/UNEP. London, p. 651.
- CHAVES, H.M.L.; SANTOS, L.B. 2009. Ocupação do solo, fragmentação da paisagem e qualidade da água em uma pequena bacia hidrográfica. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 13:922-930.
- DÖKMEN, F.; ASLAN, Z. 2013. Evaluation of the Parameters of Water Quality with Wavelet Techniques. *Water Resources Management*, 27:4977-4988.
- DONADIO, N.M.M.; GALBIATTI, J.A.; PAULA, R.C. DE. 2005. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do córrego Rico, São Paulo, Brasil. *Engenharia Agrícola*, 25:115-125.
- FERREIRA, LUIZ MÁRIO; IDE, CARLOS NOBUYOSHI. 2001. Avaliação comparativa da sensibilidade do IQA-NSF, IQA-Smith e IQA-Horton, aplicados ao Rio Miranda, MS. Apresentado em: *Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 21 Feira Internacional de Tecnologias de Saneamento Ambiental, 4, João Pessoa, 16-21.

FROTA JÚNIOR, J.I.; ANDRADE, E.M. DE; MEIRELES, A.C.M.; BEZERRA, A.M.E.; SOUZA, B.F.S. 2007. Influência antrópica na adição de sais no trecho perenizado da bacia hidrográfica do Curu, Ceará. *Revista Ciência Agronômica*, 38:142-148.

GHARIBI, H.; MAHVI, A.H.; NABIZADEH R.; ARABALIBEIK, H.; YUNESIAN, M.; SOWLAT, M.H.. 2012. A novel approach in water quality assessment based on fuzzy logic, *Journal of Environmental Management*, 112 87:95.

GROSSI, C.H. 2006. Diagnóstico e monitoramento ambiental da microbacia hidrográfica do rio Queima-Pé (MT). *Tese de Doutorado*, Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista Julio De Mesquita Filho - UNESP. Botucatu, SP.

KARADAVUT, I.S.; SAYDAM, A.C.; KALIPCI, E.; KARADAVUT, S.; OZDEMIR, C.; DURDURAN, S. 2012. *Polution Journal Environmental*, 21: 659-666.

LOPES, F.W.A.; MAGALHÃES JR, A.P. 2008. Avaliação da qualidade das águas e condições de balneabilidade na bacia do ribeirão de Carrancas-MG. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 13:111-120.

MACINTOSH K.A.; JORDAN P.; CASSIDY R.; ARNSCHEIDT J.; WARD, C. 2011. Low flow water quality in rivers; septic tank systems and high-resolution phosphorus signals, *Science of the Total Environment*, 412-413:58-65.

MANSOR, M.T.C; TEIXEIRA FILHO, J.; ROSTON, D.M. 2006. Avaliação preliminar das cargas difusas de origem rural em uma sub-bacia do Rio Jaguari, SP. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.10:715-723.

MARIMON, B.S.; LIMA, E.S.; DUARTE, T.G.; CHIEGERATTO, L.C.; RATTER, J.A. 2006. Observations on the vegetation of Northeastern Mato Grosso, Brazil: na analysis of the Cerrado-Amazonian forest ecotone. *Edinburgh Journal of Botany*, 63:323-341.

MERTEN, G.H.; MINELLA, J.P. 2002. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. *Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável*, 3: 33-38.

PALÁCIO, H.A.Q.; ANDRADE, E.M.; LOPES, F.B.; ALEXANDRE, D.M.B.; ARRAES, F.D.D. 2009. Similaridade da qualidade das águas superficiais da bacia do Curu, Ceará. *Ciência Rural*, 39:2494-2500.

RAGOSTA, G.; EVENSEN, C.; ATWILL, E.R.; WALKER, M.; TICKTIN, T.; ASQUITH, A.; TATE, K.W. 2010. Causal connections between water quality and land use in a rural tropical island watershed. *EcoHealth*, 7: 105-113.

R DEVELOPMENT CORE TEAM (2011). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.

RÍOS-VILLAMIZAR; E.A.; MARTINS JUNIOR, A.F.; WAICHMAN, A.V. 2011. Caracterização físico-química das águas e desmatamento na bacia do rio Purus, Amazônia Brasileira Ocidental. *Revista Geografia Acadêmica*, v.5, n.2.

SENER, S.; DAVRAZ, A.; KARAGÜZEL, R. 2013. Evaluating the anthropogenic and geologic impacts on water quality of the Egirdir Lake, Turkey. *Environmental Earth Science*, 70:2527–2544.

TOLEDO, L.G.; NICOLELLA, G. 2002. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. *Scientia Agrícola*, 59: 181-186.

TRINDADE, A.L.C. 2013. Aplicação de técnicas estatísticas para avaliação de dados de monitoramento de qualidade das águas superficiais da porção mineira da bacia do rio São Francisco. *Dissertação de Mestrado*, Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, MG.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. 2010. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos, *Biota Neotropica*, 10, n. 4.

VANZELA, L.S.; HERNANDEZ, F.B.T.; FRANCO, R.A.M. 2010. Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Córrego Três Barras, Marinópolis. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 14:55-64.

VEJA, M.; PARDO, R.; BARRADO, E.; DÉBAN, LUIS. 1998. Assessment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. *Water Resources*, 32:3581-3592.

VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 3a. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, p. 452.

WITTMAN, J. *et al.* 2013. Case study on rehabilitation of a polluted urban water body in Yangtze River Basin. *Environmental Monitoring Assessment*, 185:10395–10420.

YISA, J.; JIMOH, T.O.; OYIBO, O.M. 2012. Underground water assessment using water quality index. *Leonardo Journal of Sciences*, 21:33-42.

ZANINI, HELEN L. H. T.; AMARAL, L.A.; ZANINI, J.R.; TAVARES, L.H.R. 2010. Caracterização da água da microbacia do córrego Rico avaliada pelo índice de qualidade de água e de estado trófico. *Engenharia Agrícola*, 30:732-741.

ZHANG, CHUNXIA; APPEL; ERWIN, QIAO QINGQING. 2013. Heavy metal pollution in farmland irrigated with river water near a steel plant - magnetic and geochemical signature. *Geophysical Journal International*, 192, 963:974.

CONCLUSÃO GERAL

A análise das variáveis ambientais revelam que há potencial de deterioração da qualidade da água do rio Caiabi atribuída, principalmente, as atividades agrícolas desenvolvidas no local em períodos de chuvas. O alto índice pluviométrico constitui um fator de extrema relevância para a modificação natural do ambiente lótico. Dos parâmetros analisados, 6 apresentaram valores discordantes com a legislação. O parâmetro fósforo apresentou 52% dos resultados fora do limite estabelecido. Da mesma forma, pode-se observar o comportamento do nitrito, que apresentou 86% resultados acima do valor máximo permitido pela Resolução nº 357/2005 do CONAMA, respectivamente.

Os resultados excedidos de nutrientes como compostos nitrogenados e fósforo podem ser atribuídos às atividades agropecuárias desenvolvidas no local da pesquisa. O pH apresentou 71% dos resultados fora da faixa de variação estipulada e o OD, também demonstrou resultados insatisfatórios, com 33% dos resultados abaixo do limite indicado pela legislação. A DBO apresentou 5% dos resultados acima do valor máximo permitido. Com relação à turbidez, 2% dos resultados estavam acima do limite estabelecido, entretanto, existe um potencial de degradação devido à produção significativa de sedimentos.

O principal fator de poluição nesta bacia está associado à poluição difusa com o transporte de sedimentos e consequente carreamento de poluentes para o leito do rio. Um dos fatores de produção de sedimentos pode estar associado à presença de estradas rurais, que servem como canaletas de transporte de sólidos.

Apesar dos resultados da determinação dos parâmetros indicarem um potencial de degradação, os resultados dos índices IQA demonstraram que as águas do rio Caiabi possuem qualidade boa à ótima. Dos resultados obtidos, 64% dos enquadram a qualidade da água como boa e 36% como ótima. O ponto de monitoramento que apresentou a média mais elevada foi o P5, situado mais próximo ao exutório da bacia. Os resultados podem ser atribuídos à presença de vegetação nativa, à conservação da mata ciliar e ao efeito de diluição motivado pelo acréscimo de tributários ao longo do trecho do rio.

Os resultados de IET evidenciam o baixo risco de eutrofização no rio Caiabi. O ambiente pode ser classificado predominantemente como ultraoligotrófico com 98% dos resultados menores que 47. Fatores como a temperatura, luminosidade, turbilhonamento, baixo tempo de residência e transporte contínuo da comunidade fitoplanctônica interferem no processo, desacelerando a eutrofização.

A análise da variação sazonal e espacial caracteriza o comportamento dos parâmetros nas estações seca e chuvosa, e ao longo do trecho do rio.

A análise estatística comprovou que não houve variação sazonal e espacial significativa nos valores de IQA. Os dados sugerem, portanto, que o delineamento experimental poderia ser adequado para um único ponto ao longo do trecho do rio, com uma frequência de amostragem reduzida.

Não foi evidenciada a presença de fonte pontual de poluição no rio Caiabi. Este monitoramento permitiu levantar informações importantes para futuras ações dentro desta e de outras bacias semelhantes. Ao ser determinado o potencial de deterioração, medidas de controle podem ser definidas, tais como a proposição de melhorias nas práticas de conservação do solo e o maior controle no uso de insumos.

Os resultados deste estudo podem ser usados para estabelecer e implementar uma gestão mais eficiente dos recursos hídricos. Essas informações são de extrema relevância, pois, demonstram que se mantidas as práticas conservacionistas no uso e ocupação do solo, o monitoramento da qualidade da água pode ser definido em um único ponto de amostragem, e com duas coletas anuais. Elementos que reduzem drasticamente o custo financeiro do monitoramento, além de otimizar a utilização do tempo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Affonso, A.G.; Barbosa, C.; Novo, EMLM. 2011. Water quality changes in floodplain lakes due to the Amazon River flood pulse: Lago Grande de Curuaí (Pará). *Brazilian Journal of Biology*, 71:601-610.
- Alaburda, J.; Nishihara, L. 1998. Presença de compostos de nitrogênio em águas de poços. *Revista de Saúde Pública*, 32:160-165.
- Alvarenga, L. V.; Martins, M.P.P; Cuartas, L.A.; Penteado, V.A.; Andrade, A. 2012. Estudo da qualidade e quantidade da água em microbacia, afluente do rio Paraíba do Sul – São Paulo, após ações de preservação ambiental, *Revista Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 7, n.3.
- Alves, E. C.; Silva, C. F.; Cossich, E. S. *et al.* 2008. Avaliação da qualidade da água da bacia do rio Pirapó - Maringá, Estado do Paraná, por meio de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos. *Acta Scientiarum. Technology*, 30, n. 1, pp. 39-48.
- Anami, M.H.; Sampaio, S.C.; Frigo, E.P.; Suszek, M. 2007. Lixiviação de nitrato e fosfato proveniente de água residuária da suinocultura tratada em sistema de lagoas. *Irriga*, 12:192-201.
- Antonelli. V.; Thomaz, E.L.2007. Caracterização do meio físico da bacia do arroio Boa Vista – Guamiranga, PR, *Caminhos de Geografia*, 8:46-58.
- APHA. 1995. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 14th ed. American Public Health Association, Washington D.C., 1995.
- Barbareta, P. A. 2004. *Estatística: para cursos de engenharia e informática*. Atlas. São
- Bateni, F; Fakheran, S.; Soffianian, A. 2013. Assessment of land cover changes & water quality changes in the Zayadhrud river basin between 1997-2008. *Environmental Monitoring Assessment*, 185:10511-10519.
- Bem, C.C.; Braga, M.C.B.; Azevedo, J.C.R de. 2013. Avaliação do estado trófico de um lago urbano raso. *Revista de Gestão de Água da América Latina*, 10:41-50.
- Berka, C.; Schreier, H.; Hall, K. 2001. Linking water quality with agricultural intensification in a rural watershed. *Water, Air, and Soil Pollution*, 127: 389-401.
- Blume, K.K.; Macedo, J.C.; Meneguzzi, A.; Silva, L.B.; Quevedo, D.M.; Rodrigues, M.A.S. 2010. Water quality assessment of the Sinos River, Southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 70: 1185-1193.
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. 2005. Resolução nº. 357, de 17 de março de 2005. Brasília, 27p.

- Carvalho, A.R.; Schlittler, F.H.M.; Tornisielo, V.L. 2000. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos químicos da água. *Química Nova*, 23:618-622.
- Casarin, R.; Neves, S.M.A.S.; Neves, R.J. 2008. Uso da terra e qualidade da água da bacia hidrográfica Paraguai/Jauquara-MT. *Revista Geografia Acadêmica*, 2:33-42.
- Chapman, D. 1996. *Water quality assessments: a guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. 2da ed. World Health Organization, London, 1996, 651p.
- Chaves, H.M.L.; Santos, L.B. 2009. Ocupação do solo, fragmentação da paisagem e qualidade da água em uma pequena bacia hidrográfica. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 13:922-930.
- Chiba, W.A.C.; Passerini, M.D.; Baio, J.A.F; Torres, J.C.; Tundisi, J.G. 2011. Seasonal study of contamination by metal in water and sediment in a sub-basin in the Southeast of Brazil.
- Cunha, D.G. F.; Falco, P. B.; Calijuri, M. C. Densidade fitoplanctônica e estado trófico dos rios Canha e Pariquera-Açu, bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape, SP, Brasil. *Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, vol. 3, núm. 2, 2008.
- Dökmen, F.; Aslan, Z. 2013. Evaluation of the Parameters of Water Quality with Wavelet Techniques. *Water Resources Management*, 27:4977–4988.
- Donadio, N.M.M.; Galbiatti, J.A.; Paula, R.C. de. 2005. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do córrego Rico, São Paulo, Brasil. *Engenharia Agrícola*, 25:115-125.
- Fabris, I.K. 2011. *Análise de viabilidade ambiental e econômica de sistemas de aproveitamento de águas pluviais em uma residência e um supermercado na cidade de Sinop-MT*. Dissertação de Mestrado, Universidade do Estado de Mato Grosso, Sinop, Mato Grosso. 74p.
- FAO. 2013. Dia Mundial da Água, (<https://www.fao.org.br/h2o.asp>). Acesso em 06/11/2013.
- Federal de Minas Gerais, 2005. 243 p.
- Fernicola, N.A.G.G. 1989. Metahemoglobinemia infantil causada por nitratos. *Boletim de La Oficina Sanitaria Panamericana*, 106:32-40.
- Ferreira, Luiz Mário; Ide, Carlos Nobuyoshi. 2001. Avaliação comparativa da sensibilidade do IQA-NSF, IQA-Smith e IQA-Horton, aplicados ao Rio Miranda, MS. Apresentado em: *Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 21 Feira Internacional de Tecnologias de Saneamento Ambiental, 4, João Pessoa, 16-21.
- Fia, R.; Teixeira de Matos, A.; Carteri C.P.; Pereira-Ramirez, O 2009. Estado trófico da água na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim, RS, Brasil. *Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, vol. 4, núm. 1, pp. 132-141.
- Freire, R. 2010. *Monitoramento da qualidade da água da bacia hidrográfica do ribeirão Maringá*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Maringá, Maringá, Paraná. 175p.

- Freitas, M.B.; Brillhante, O.M.; Almeida, L.M. 2001. Importância da análise de água para a saúde pública em duas regiões do estado do Rio de Janeiro: enfoque para coliformes fecais, nitrato e alumínio. *Caderno de Saúde Pública*, 17:651-660.
- Frota Júnior, J.I.; Andrade, E.M. De; Meireles, A.C.M.; Bezerra, A.M.E.; Souza, B.F.S. 2007. Influência antrópica na adição de sais no trecho perenizado da bacia hidrográfica do Curu, Ceará. *Revista Ciência Agronômica*, 38:142-148.
- Gharibi, H.; Mahvi, A.H.; Nabizadeh R.; Arabalibeik, H.; Yunesian, M.; Sowlat, M.H. 2012. A novel approach in water quality assessment based on fuzzy logic, *Journal of Environmental Management*, 112 87:95.
- Gilbert, R. O. 1987. *Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring*. New York: John Wiley & Sons.
- Golterman, H. L.; Clymo, R. S.; Ohnstad, M. A. M. 1978. *Methods for Physical and Chemical Analysis of Fresh Waters*. 2nd ed. Oxford: Blackwell Scientific Publications.
- Gomes, O.V.O.; Marques, E.D.; Souza, M.D.C.; Silva-Filho, E.V. 2013. Influência antrópica nas águas superficiais da cidade de Três Rios, (RJ). *Geochimica Brasiliensis*, 27:77-86.
- Gonçalves, C.S.; Rheinheimer, D.S.; Pellegrini, J.B.R.; Kist, S.L. 2005. Qualidade da água numa microbacia hidrográfica de cabeceira situada em região produtora de fumo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 9:391-399.
- Grossi, C.H. 2006. Diagnóstico e monitoramento ambiental da microbacia hidrográfica do rio Queima-Pé (MT). *Tese de Doutorado*, Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista Julio De Mesquita Filho - UNESP. Botucatu, SP.
- Herranz, M.; Clerigué, N. 2003. Intoxicación en niños: metahemoglobinemia. *Anales Sis San Navarra*, 26:209-223.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2010. População (http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/resultados_dou/MT2010.pdf). Acesso em: 05/10/2013.
- Karadavut, I.S.; Saydam, A.C.; Kalipci, E.; Karadavut, S.; Ozdemir, C.; Durduran, S. 2012. *Polution Journal Environmental*, 21: 659-666.
- Koepf, H.H. 1968. Relations between soil management and the quality of surface and groundwater supplies. *Institute for Soil Science University of Hohenheim*: 45-65.
- Lamparelli, M. C. 2004. *Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento*. Tese de Doutorado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.
- Lopes, F.W.A.; Magalhães Jr, A.P. 2008. Avaliação da qualidade das águas e condições de balneabilidade na bacia do ribeirão de Carrancas-MG. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 13:111-120.

- Macintosh K.A.; Jordan P.; Cassidy R.; Arnscheidt J.; Ward, C. 2011. Low flow water quality in rivers; septic tank systems and high-resolution phosphorus signals, *Science of the Total Environment*, 412-413:58–65.
- Mansor, M.T.C; Teixeira Filho, J.; Roston, D.M. 2006. Avaliação preliminar das cargas difusas de origem rural em uma sub-bacia do Rio Jaguari, SP. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.10:715-723.
- Marimon, B.S.; Lima, E.S.; Duarte, T.G.; Chiegeratto, L.C.; Ratter, J.A. 2006. Observations on the vegetation of Northeastern Mato Grosso, Brazil: na analysis of the Cerrado-Amazonian forest ecotone. *Edinburgh Journal of Botany*, 63:323-341.
- Matos, A.T.; Lemos, A.F.; Barros, F.M. 2004. Mobilidade de nitrato em solos de rampas de tratamento de águas residuárias por escoamento superficial. *Engenharia na Agricultura*, 12:57-65.
- Merten, G.H.; Minella, J.P. 2002. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. *Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável*, 3: 33-38.
- Moretto, D.L.; Panta, R.E.; Costa, A.B.; Lobo, E.A. 2012. Calibration of water quality index (WQI) based on Resolution nº 357/2005 of the Environment National Council (CONAMA).
- Nascimento, T.S.; Pereira, R.O.L. Mello, H.LD.; Costa, J. 2008. Metemoglobinemia: do diagnóstico ao tratamento. *Revista Brasileira de Anestesiologia*, 58:651-664.
- Navarro, A.L.S.; Piranha, J.M.; Pacheco, A. 2006. Estudo de indicadores da qualidade da água em manancial superficial de abastecimento público. *Revista Ciência em Extensão*, 3:81-97.
- Palácio, H.A.Q.; Andrade, E.M.; Lopes, F.B.; Alexandre, D.M.B.; Arraes, F.D.D. 2009. Similaridade da qualidade das águas superficiais da bacia do Curu, Ceará. *Ciência Rural*, 39:2494-2500.
- Pinheiro, A.; Deschamps, F.C. 2008. Transporte de ortofosfato e de nitrato na microbacia do Ribeirão Fortuna, SC. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 12:318-325.
- Queiroz, M.M. F.; Dantas, E.F.; Silva, A.L. 2013. Qualidade e quantidade da água do rio Piancó, tributário do rio Piranhas Açu na região Nordeste. *Revista Verde*, 8: 49-58.
- Queiroz, M.M.F.; Iost, C.; Gomes, S.D.; Vilas Boas, M.A. 2010. Influência do uso do solo na qualidade da água de uma microbacia hidrográfica rural. *Revista Verde*, 5:200-210.
- R Development Core Team (2011). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- Ragosta, G.; Evensen, C.; Atwill, E.R.; Walker, M.; Ticktin, T.; Asquith, A.; Tate, K.W. 2010. Causal connections between water quality and land use in a rural tropical island watershed. *EcoHealth*, 7: 105-113.

Rajankar, P.N.; Tambekar, D.H.; Wate, S.R. 2011. Groundwater quality and water quality index at Bhandara District. *Environmental Monitoring Assessment*, 179: 619-625.

Rebouças, A.C. 2001. Água e desenvolvimento rural. *Estudos Avançados*, 15:327-344.

Rech, C.; Schoenhals, M.; Follador, F.A.C. 2008. Avaliação da capacidade de suporte para a atividade de suinocultura em uma microbacia hidrográfica do sudoeste do Paraná tendo em vista a prevenção da degradação ambiental. *Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia*, Espírito Santo do Pinhal, v.5:220-233.

Ríos-Villamizar; E.A.; Martins Junior, A.F.; Waichman, A.V. 2011. Caracterização físico-química das águas e desmatamento na bacia do rio Purus, Amazônia Brasileira Ocidental. *Revista Geografia Acadêmica*, v.5, n.2.

Sanches, L.; Valentini, C.M.A.; Biudes, M.S.; Nogueira, J.S. 2009. Dinâmica sazonal da produção e decomposição de serrapilheira em floresta tropical de transição. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 13:183-189.

Santi, G.M.; Furtado, C.M.; Sant'Ana de Menezes, R.; Keppeler, E.C. 2012. Variabilidade espacial de parâmetros e indicadores da qualidade da água na sub-bacia hidrográfica do igarapé São Francisco, Rio Branco, Acre, Brasil. *Ecologia Aplicada*, 11:23-31.

Sardinha, D.S.; Conceição, F.T.; Souza, A.D.G.; Silveira, A.; Julio, M.; Gonçalves, J.C.S.I. 2008. Avaliação da qualidade da água e autodepuração do ribeirão do Meio, Leme (SP). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 13:329-338.

Schneider, R.M. 2009. *Qualidade da água e deposição de sedimentos em trechos da bacia hidrográfica do rio Pirapó representados pelo Ribeirão Maringá*. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Paraná. 136p.

Schneider, R.M. 2010. *Rede de Monitoramento Bacia do Rio Pirapó: Monitoramento da qualidade da água superficial*. Relatório de Pós-Doutorado, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Paraná. 56p.

Schneider, R.M.; Freire, R.; Cossich, E.S.; Soares, P.F.; Freitas, F.H.; Tavares, C.R.G. 2011. Estudo da influência do uso e ocupação de solo na qualidade da água de dois córregos da bacia hidrográfica do rio Pirapó. *Acta Scientiarum Technology*, 33:295-303.

Schröder, J.J.; Smit, A.L.; Cordell, D.; Rosemarin, A. 2011. Improved phosphorus use efficiency in agriculture: a key requirement for its sustainable use. *Chemosphere*, 84:822-831.

SENER, S.; DAVRAZ, A.; KARAGÜZEL, R. 2013. Evaluating the anthropogenic and geologic impacts on water quality of the Egirdir Lake, Turkey. *Environmental Earth Science*, 70:2527-2544.

SEPLAN-MT. Secretaria de Estado de Planejamento e Coordenação Geral. 2002. Mapas Temáticos

(<http://www.seplan.mt.gov.br/~seplandownloads/index.php/component/jdownloads/viewdow>

[nload/1390-mapas-tematicos-1500-pdf/2562-a001-mapa-de-solos-do-estado-de-mato-grosso?Itemid=](#)). Acesso em: 03/10/2013.

Silva, A.E.P.; Angelis, C.F.; Machado, L.A.T.; Waichaman, A.V. 2008. Influência da precipitação na qualidade da água do rio Purus. *Acta Amazonica*, 38:733-742.

Silva, G.S; Jardim, W.F. 2006. Um novo índice de qualidade das águas para proteção da vida aquática aplicado ao Rio Atibaia, região de Campinas/Paulínia - SP. *Química Nova*, 29:689-694.

Sissino, C.L.S.; Moreira, J.C. 1996. Avaliação da contaminação e poluição ambiental na área de influência do aterro controlado do Morro do Céu, Niterói, Brasil. *Caderno de Saúde Pública*, 12:515-523.

Tauil, M.C.; Ferreira, P.M.; Abreu, M.C.F. *et al.* 2009. Surto de hepatite A em área urbana de Luziânia, Estado de Goiás. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, 43:740-742.

Teixeira, A.R.; Santos, E.P.C.; Pádua, V.L.; Heller, L.; Di Bernardo, L.; Libânio, M. 2004. A confiabilidade analítica dos valores de turbidez da água filtrada e seu efeito no cumprimento do padrão de potabilidade. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 9:65-72.

Toledo Júnior, A. P.; Talarico, M.; Chinez, S. J.; Agudo, E.G. 1983. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. Camboriú, anais do 12º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. Camboriú.

Toledo, L.G.; Nicolella, G. 2002. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. *Scientia Agrícola*, 59: 181-186.

Trindade, A.L.C. 2013. Aplicação de técnicas estatísticas para avaliação de dados de monitoramento de qualidade das águas superficiais da porção mineira da bacia do rio São Francisco. *Dissertação de Mestrado*, Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, MG.

Tucci, C.E.M; Hespanhol, I.; Cordeiro Netto, O.M. 2003. Cenários da gestão da água no Brasil: uma contribuição para a “Visão Mundial da Água”. *Análise & Dados*, 13:357-370.

Tundisi, J. G.; Tundisi, T. M. 2010. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos, *Biota Neotropica*, 10, n. 4.

Vanzela, L.S.; Hernandez, F.B.T.; Franco, R.A.M. 2010. Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Córrego Três Barras, Marinópolis. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 14:55-64.

Vega, M.; Pardo, R.; Barrado, E.; Déban, Luis. 1998. Assessment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. *Water Resources*, 32:3581-3592.

Von Sperling, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 3a. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, p. 452.

Wittman, J. *et al.* 2013. Case study on rehabilitation of a polluted urban water body in Yangtze River Basin. *Environmental Monitoring Assessment*, 185:10395–10420.

Wu, J.; Cheng, S.; Li, Z.; Guo, W.; Zhong, F.; Yin, D. 2013. Case study on rehabilitation of a polluted urban water body in Yangtze River Basin. *Environmental Science Pollution Res*, 20:7038-7045.

Xavier, C.F. 2005. *Avaliação da influência do uso e ocupação do solo e de características geomorfológicas sobre a qualidade das águas de dois reservatórios da região metropolitana de Curitiba-Paraná*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná. 167p.

Yisa, J.; Jimoh, T.O.; Oyibo, O.M. 2012. Underground water assessment using water quality index. *Leonardo Journal of Sciences*, 21:33-42.

Zamberlan, J.F.; Robaina, A.D.; Peiter, M.X.; Ferraz, R.C.; Pinto, L.M. 2013. Índices sazonais de qualidade da água de irrigação via análise multivariada na região central do Rio Grande do Sul. *Irriga*, 18: 376-386.

Zan, R.A.; Andre, A.P.A.; Coutinho, A.P.M.; Barbosa, N.V.; Brondani, F.M.M.; Meneguetti, D.U.O. 2012. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, 8:1876-1888.

Zanini, Helen L. H. T.; Amaral, L.A.; Zanini, J.R.; Tavares, L.H.R. 2010. Caracterização da água da microbacia do córrego Rico avaliada pelo índice de qualidade de água e de estado trófico. *Engenharia Agrícola*, 30:732-741.

Zhang, Chunxia; Appel; Erwin, Qiao Qingqing. 2013. Heavy metal pollution in farmland irrigated with river water near a steel plant - magnetic and geochemical signature. *Geophysical Journal International*, 192, 963:974.

ANEXOS