



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO**  
**ICET/FAET/FAMEV/IB/ICHS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS**



**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DA SUB-BACIA DO RIO CUIABÁ-MT**  
**APLICANDO ANÁLISE MULTIVARIADA**

**SÉRGIO BATISTA DE FIGUEIREDO**

**Cuiabá**

**Junho 2012**

**SÉRGIO BATISTA DE FIGUEIREDO**

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DA SUB-BACIA DO RIO CUIABÁ-MT  
APLICANDO ANÁLISE MULTIVARIADA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos da Universidade Federal de Mato Grosso para a obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos.

**Orientador: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Carolina Lourencetti**

**Coorientador: Prof. Dr. Ricardo Santos Silva Amorim**

**Cuiabá**

### Dados Internacionais de Catalogação na Fonte.

F475a Figueiredo, Sérgio Batista de.  
Avaliação da Qualidade da Água da Sub-Bacia do Rio Cuiabá-MT aplicando Análise Multivariada / Sérgio Batista de Figueiredo. -- 2012  
140 f. : il. color. ; 30 cm.

Orientadora: Carolina Lourencetti.  
Co-orientador: Ricardo Santos Silva Amorim.  
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Mato Grosso, Instituto de Ciências Exatas e da Terra, Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, Cuiabá, 2012.  
Inclui bibliografia.

1. análise de componentes principais. 2. análise de clusters. 3. poluição.  
4. bacia hidrográfica. 5. pesticidas. I. Título.

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

**Permitida a reprodução parcial ou total, desde que citada a fonte.**



**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO**  
**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO**  
**PRÓ-REITORIA DE ENSINO DE PÓS-GRADUAÇÃO**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS**  
Avenida Fernando Corrêa da Costa, 2367 – Boa Esperança – CEP: 78060-900  
Tel.: (65) 3615-8752 – E-mail: nearh@ufmt.br

## **FOLHA DE APROVAÇÃO**

**TÍTULO: “AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DA SUB-BACIA DO RIO CUIABÁ-MT  
APLICANDO ANÁLISE MULTIVARIADA”.**

AUTOR: Mestrando Sérgio Batista de Figueiredo

Dissertação defendida e aprovada em 11/06/2012.

Composição da Banca Examinadora:

---

Presidente Banca: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Carolina Lourencetti  
Instituição: UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO

Examinador Interno: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Eliana Beatriz Nunes Rondon Lima  
Instituição: UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO

Examinador Externo: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Édila Cristina de Souza  
Instituição: UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO

À Deus, pela dádiva da vida e por me permitir conhecer e conviver com pessoas maravilhosas.

Aos meus pais Carlos de Figueiredo e Telma Villalba de Figueiredo, que sempre me ensinaram a ser uma pessoa correta e trabalhadora e a lutar por aquilo que acredito.

***DEDICO***

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à Deus, que sempre foi a minha fonte de forças e motivação para superar todas as adversidades que surgiram em minha vida. Por seu intermédio conheci pessoas maravilhosas que me ajudaram durante todo este trabalho e graças à Ele pude ter sempre o que precisei à disposição.

À Profª Drª Carolina Lourencetti, pela orientação providencial neste trabalho, por ter aceitado incorporar as minhas idéias na pesquisa, por sempre ter me dado dicas importantes durante todo o período de execução e pela seriedade e amizade que me ajudaram a superar as dificuldades.

Ao Prof. Dr. Ricardo Santos Silva Amorim por ter me ensinado a gostar de estatística, e por ter aceitado fazer a co-orientação deste trabalho. Suas indicações no tocante a Análise Estatística Multivariada foram imprescindíveis para a conclusão deste trabalho.

Ao membro da banca de qualificação, Prof. Dr. Shozo Shirawa pelas valiosas contribuições durante a discussão deste trabalho.

À Profª Drª Eliana Freire Gaspar de Carvalho Dores, por propiciar a execução da parceria entre a UFMT e a SEMA de forma a realizar esta e mais pesquisas na bacia do rio Cuiabá e também por permitir a execução deste trabalho no Laboratório de Biocidas da UFMT.

À minha amiga e colega de trabalho Adélia Alves de Araújo, por ter acreditado nos objetivos deste trabalho e por ter aberto as portas do Laboratório de Monitoramento Ambiental para o desenvolvimento desta pesquisa. Obrigado pelos momentos de amizade e descontração.

Ao meu amigo e colega de trabalho Osmar da Cruz Nascimento, companheiro das campanhas de coleta em toda bacia do rio Cuiabá. Foram momentos de muita discussão e descontração. Muito obrigado pela ajuda.

Ao meu amigo e colega de trabalho Adari Rogério de Almeida, que me ajudou a durante a etapa de análises físico-químicas e sistematização dos resultados no laboratório. Obrigado por sua imprescindível colaboração.

Aos demais servidores e estagiários do Laboratório de Monitoramento Ambiental da Secretaria de Estado do Meio Ambiente. A ajuda de vocês tornou possível a realização desta pesquisa. Muito obrigado por todo apoio e amizade.

A Taty e Marília, estagiárias do Laboratório de Monitoramento da SEMA e colegas do Laboratório de Análise de Resíduos de Biocidas da UFMT. A ajuda que vocês me deram foram de fundamental importância para a análise de pesticidas integrante deste trabalho.

A Elisângela Nogueira e à Ana Carolina Ribeiro, colegas e mestres em Recursos Hídricos pela ajuda nas análises de pesticidas, assim como pelo ensino destas metodologias analíticas que eram novidade para mim até então.

À Caroline Chichorro, amiga e tradutora que me ajudou conceber a devida contraparte deste trabalho e do artigo derivado em inglês, e sempre me apoiou durante toda a jornada.

Ao Departamento de Química da Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), por disponibilizar os meios de desenvolvimento das análises deste trabalho.

Ao Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos pelo apoio durante a realização deste trabalho.

À Secretaria de Estado de Meio Ambiente, pelo apoio institucional e interesse na realização deste trabalho até então inédito na bacia do Rio Cuiabá.

À Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Eliana Beatriz Nunes Rondon Lima e à Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Édila Cristina de Souza, integrantes da banca de defesa, cujo conhecimento e colaboração foi primordial para a consolidação deste trabalho.

Às minhas irmãs Telma Figueiredo Santos e Carmem de Figueiredo, que sempre me deram incentivo e força para seguir o caminho que acredito. Obrigado pela ajuda e companheirismo

Às minhas amigas Marcelly Sampaio e Débora Delatore, que tem me acompanhado desde a graduação em Química. Nossas conversas, desabafos e momentos de descontração sempre me fortaleceram na busca deste objetivo. Muito obrigado pela nossa amizade.

Aos meus pais Carlos e Telma, assim como ao meu irmão Lauzimar, que do mundo espiritual estão acompanhando a minha jornada terrestre e, com certeza, ajudando-me a superar todas as dificuldades. A presença de vocês é por mim sentida em todos os momentos.

A todas as pessoas que sempre colaboraram de alguma forma para a minha formação acadêmica e profissional, deixo aqui os meus mais sinceros agradecimentos.

“Onde não falta vontade existe  
sempre um caminho.”

**J.R.R. Tolkien** in O Senhor dos Anéis

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização geográfica da bacia hidrográfica do rio Cuiabá. ....	45
Figura 2. A Região Hidrográfica do Paraguai e o Pantanal Matogrossense.....	46
Figura 3. Mapa contendo a localização das estações onde serão efetuadas as amostragens na bacia do rio Cuiabá. ....	52
Figura 4. Estruturas químicas dos herbicidas e fungicidas estudados. ....	57
Figura 5. Estruturas químicas dos inseticidas estudados. ....	58
Figura 6. Cromatograma CG/EM: Solução padrão ( $10 \mu\text{g mL}^{-1}$ ).....	81
Figura 7. Cromatograma CLAE/DAD ( $\lambda = 230 \text{ nm}$ ): Solução padrão ( $10 \mu\text{g mL}^{-1}$ ). ....	81
Figura 8. Gráficos box-plot da variável condutividade no período de estiagem (esquerda) e chuvoso (direita). ....	98
Figura 9. Gráficos box-plot da variável oxigênio dissolvido no período de estiagem (esquerda) e chuvoso (direita). ....	98
Figura 10. Gráficos box-plot da variável sólidos dissolvidos totais no período de estiagem (esquerda) e chuvoso (direita).....	98
Figura 11. Gráficos box-plot da variável cor verdadeira no período de estiagem (esquerda) e chuvoso (direita). ....	99
Figura 12. Gráficos box-plot da variável turbidez no período de estiagem (esquerda) e chuvoso (direita). ....	99
Figura 13. Gráficos box-plot da variável dureza no período de estiagem (esquerda) e chuvoso (direita). ....	99
Figura 14. Gráficos box-plot da variável cálcio no período de estiagem (esquerda) e chuvoso (direita). ....	100
Figura 15. Gráficos box-plot da variável nitrogênio amoniacal no período de estiagem (esquerda) e chuvoso (direita). ....	100
Figura 16. Gráficos box-plot da variável <i>Escherichia coli</i> no período de estiagem (esquerda) e chuvoso (direita). ....	100
Figura 17. Teste scree para análise de componentes.....	103
Figura 18. Gráfico (plot) das cargas (loadings) das variáveis. ....	108
Figura 19. Gráfico biplot de escores e cargas (loadings) das amostras, classificadas segundo a sazonalidade.....	108
Figura 20. Gráfico biplot de scores e cargas (loadings) das amostras, classificadas segundo a estação de coleta. ....	109
Figura 21. Dendograma das estações de coleta no rio Cuiabá obtido utilizando Ligação Média como algoritmo de agrupamento e quadrado da distância euclidiana como medida de distância.....	113
Figura 22. Dendograma das estações de coleta no rio Cuiabá obtido utilizando Método de Ward como algoritmo de agrupamento e quadrado da distância euclidiana como medida de distância.....	114
Figura 23. Distribuição locacional das estações de coleta na bacia do rio Cuiabá de acordo com os agrupamentos formados na AHA.....	118
Figura 24. Rio Cuiabá na estação Marzagão - Janeiro de 2011 (Período Chuvoso).....	120
Figura 25. Rio Cuiabá na estação Marzagão - Junho de 2011 (Período de Estiagem). ....	120
Figura 26. Rio Cuiabá na estação Jusante do Córrego Barbado - Janeiro de 2011 (Período Chuvoso). ....	122
Figura 27. Rio Cuiabá na estação Jusante do Córrego Barbado - Maio de 2011 (Período de Estiagem), com visualização de resíduos sólidos carregados no período chuvoso presos à vegetação anteriormente submersa. ....	123

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Concentrações máximas permitidas para pesticidas em água de acordo com as legislações brasileira e americana e a Organização Mundial de Saúde.....	32
Tabela 2. Descrição e quantificação de variáveis, pontos e frequência de monitoramento em estudos utilizando técnicas multivariadas no Brasil.....	39
Tabela 3. Técnicas multivariadas utilizadas em estudos de rios feitos no Brasil até Julho de 2011. ...	40
Tabela 4. Estações de amostragem - bacia do Rio Cuiabá.....	50
Tabela 5. Metodologias analíticas para análises de parâmetros físicos, químicos e biológicos. ....	54
Tabela 6. Propriedades físicas e químicas dos pesticidas estudados.....	57
Tabela 7. Pesticidas estudados e seus íons correspondentes monitorados por CG/EM-SIM.....	61
Tabela 8. Limites de detecção e de quantificação do método para determinação de pesticidas em água superficial (NOGUEIRA, 2011). ....	61
Tabela 9. Limites de detecção e de quantificação do método para determinação de pesticidas em água superficial (RIBEIRO, 2012). ....	63
Tabela 10. Valores médios das variáveis - Julho/2010.....	74
Tabela 11. Valores médios das variáveis - Setembro/2010.....	75
Tabela 12. Valores médios das variáveis - Novembro/2010.....	76
Tabela 13. Valores médios das variáveis - Janeiro/2011. ....	77
Tabela 14. Valores médios das variáveis - Março/2011. ....	78
Tabela 15. Valores médios das variáveis - Maio/2011. ....	79
Tabela 16. Tempos de retenção, dados da curva analítica e limites de detecção e de quantificação do equipamento – CG/EM.....	80
Tabela 17. Tempos de retenção, dados da curva analítica e limites de detecção e de quantificação do equipamento – CLAE/DAD.....	80
Tabela 18. Estatísticas-resumo de dados perdidos para a amostra original. ....	85
Tabela 19. Estatísticas de dados perdidos levando em consideração os casos da amostra original. ...	86
Tabela 20. Padrões de perda de dados por caso.....	87
Tabela 21. Padrões de perda de dados.....	88
Tabela 22. Estatística-resumo para amostra reduzida (33 casos e 3 variáveis eliminadas). ....	90
Tabela 23. Resultados de detecção de observações atípicas univariadas e multivariadas. ....	92
Tabela 24. Matriz de correlação das 28 variáveis. ....	95
Tabela 25. Testes KMO e de Bartlett aplicado aos dados.....	96
Tabela 26. Estatística descritiva dos dados elencados para análise fatorial. ....	97
Tabela 27. Resultados para a extração de fatores componentes. ....	103
Tabela 28. Matriz fatorial não-rotacionada.....	104
Tabela 29. Matriz de análise fatorial de componentes rotacionadas por VARIMAX. ....	106
Tabela 30. Coeficiente de aglomeração e esquema de agrupamento para análise hierárquica – Algoritmo Ligação Média.....	115
Tabela 31. Regra de parada para a análise hierárquica de agrupamentos – Algoritmo Ligação Média. ....	115
Tabela 32. Coeficiente de aglomeração e esquema de agrupamento para análise hierárquica – Algoritmo Método Ward.....	116
Tabela 33. Regra de parada para a análise hierárquica de agrupamentos – Algoritmo Método Ward. ....	116
Tabela 34. Concentração de resíduos de pesticida encontrados em amostras do rio Cuiabá – julho a novembro de 2010 – Análise por CG/EM.....	137
Tabela 35. Concentração de resíduos de pesticida encontrados em amostras do rio Cuiabá – de janeiro a maio de 2011 – Análise por CG/EM. ....	138
Tabela 36. Concentração de resíduos de pesticida encontrados em amostras do rio Cuiabá – setembro de 2010 a janeiro de 2011 – Análise CLAE/DAD.....	139
Tabela 37. Concentração de resíduos de pesticida encontrados em amostras do rio Cuiabá – março e maio de 2011 – Análise CLAE/DAD. ....	140

## LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

%VT – porcentagem de variância total explicada pelo fator  
°C – graus Celsius  
µL – microlitros  
µm – micrômetros  
µS – microSiemens  
1º Q – primeiro quartil  
3º Q – terceiro quartil  
ACP – Análise de componentes principais  
AF – Análise fatorial  
AHA – análise hierárquica de agrupamentos  
APM – Aproveitamento múltiplo (hidroelétrico)  
apud - expressão que significa “segundo determinado autor”  
C-18 – octadecil (fase sólida)  
CaCO<sub>3</sub> – carbonato de cálcio  
CAPES – Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior  
CG-EM – cromatografia gasosa acoplada a espectrometria de massas  
CLAE-DAD – cromatografia líquida de alta eficiência com detector "photodiodearray"  
cm – centímetros  
CNPQ – Conselho Nacional de desenvolvimento científico e tecnológico  
CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente  
CP – componente principal  
CV – coeficiente de variação  
d.i. – diâmetro interno  
d.n.e – dados não encontrados  
D<sup>2</sup> - medida de Mahalanobis  
DBO – Demanda bioquímica de oxigênio  
df – graus de liberdade  
DON – nitrogênio orgânico dissolvido  
DOP – fósforo orgânico dissolvido  
DQO – Demanda química de oxigênio  
*E. coli* – *Escherichia coli*  
EMPAER – Empresa Mato-Grossense de Pesquisa, Assistência e Extensão Rural S/A  
EPA - US Environmental Protection Agency  
et al. – abreviação de *et alii*, expressão latina que significa “e outros”  
FEMA – Fundação Estadual do Meio Ambiente (atualmente SEMA-MT)  
g – gramas  
HPLC – High-performance liquid chromatography (Cromatografia Líquida de Alta Eficiência)  
IC – Ion chromatography (cromatografia iônica)  
IQA – Índice de Qualidade da Água  
K<sub>H</sub> – constante da Lei de Henry  
Km<sup>2</sup> - Quilômetros quadrados  
KMO – teste de Kaiser-Meyer-Olkin  
K<sub>oc</sub> – coeficiente de sorção normalizado pelo carbono orgânico  
K<sub>ow</sub> – coeficiente de partição octanol-água  
L – litros  
LARB – Laboratório de Análises de Resíduos de Biocidas  
LD – limite de detecção  
LD – limite de detecção  
LDRA – análise linear de variância

LQ – limite de quantificação  
m – metros  
mbar – milibar  
Md – média  
Mdn – mediana  
mL – mililitros  
mm – milímetros  
Mn – valor máximo  
MT – Estado de Mato Grosso  
mV – millivolts  
Mx – valor máximo  
N – nitrogênio (molecular)  
n.a. – parâmetro não analisado nesta amostra  
n.c. – não contemplado  
NKT – nitrogênio kjedhal total  
nm – nanômetros  
NSA – National Sanitation Fundation  
NTU – unidades nefelométricas de turbidez  
O<sub>2</sub> – gás oxigênio  
OD – oxigênio dissolvido  
OMS – Organização Mundial de Saúde  
P – fósforo (molecular)  
p - *p*-valor ou nível descritivo, é uma estatística utilizada para sintetizar o resultado de um teste de hipóteses  
PCBAP – Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai  
pH – potencial hidrogeniônico  
POR – potencial de oxidação-redução  
PRODOC - Programa de Apoio a Projetos Institucionais com a Participação de Recém-Doutores  
r – coeficiente de correlação de Pearson  
r<sup>2</sup> - coeficiente de determinação  
RAS – relação de adsorção de sódio  
rejeição da hipótese de nulidade (H<sub>0</sub>) quando ela é, de fato, verdadeira)  
rpm – rotações por minuto  
RT – resíduo total  
S/A – sociedade anônima  
SD – standard deviation (desvio padrão)  
SDVB - copolímero estireno divinilbenzeno (fase sólida)  
SEMA-MT – Secretaria de Estado do Meio Ambiente de Mato Grosso  
SPSS – Statistica Package for the Social Sciences  
STD – sólidos totais dissolvidos  
S<sub>w</sub> – solubilidade em água  
*t* – valor crítico para teste *t* de Student  
t<sub>1/2</sub> – tempo de meia-vida no solo e em água  
t<sub>r</sub> – tempo de retenção  
U.C. – unidades de cor  
UFMT – Universidade Federal de Mato Grosso  
UV-Vis – espectrometria no ultravioleta-visível  
v/v – solução volume/volume  
α – nível de significância (probabilidade de que uma prova estatística dê um valor que conduza à  
λ – comprimento de onda

## SUMÁRIO

RESUMO.....	13
ABSTRACT.....	14
1 INTRODUÇÃO.....	15
2 OBJETIVO GERAL .....	17
2.1 Objetivos Específicos .....	17
3 REVISÃO DA LITERATURA .....	18
3.1 Os Rios e sua Importância.....	18
3.2 Efeitos dos Poluentes no Meio Aquático .....	20
3.2.1 Nutrientes.....	21
3.2.2 Pesticidas.....	21
3.3 O Rio Cuiabá e o seu Papel no Estado de Mato Grosso .....	23
3.4 O Monitoramento da Qualidade da Água Realizado pela SEMA-MT .....	27
3.5. Avaliação da Qualidade da Água na Sub-Bacia do Rio Cuiabá .....	29
3.6 Resíduos de Pesticidas em Rios .....	31
3.7 Análise Multivariada de Dados de Qualidade da Água em Rios .....	34
4 MATERIAL E MÉTODO .....	43
4.1 Área de Estudo .....	43
4.2 Coleta das Amostras de Água .....	48
4.3. Análises Laboratoriais .....	53
4.3.1 Análises de parâmetros físico e químicos em água superficial .....	53
4.3.2 Determinação de resíduos de pesticidas em água .....	56
4.4 Tratamento Estatístico - Análise Multivariada.....	63
4.4.1 Tratamento dos dados .....	63
4.4.2 Análise fatorial – análise de componentes principais (ACP) .....	68
4.4.3 Análise hierárquica de agrupamentos – análise de “Clusters” .....	70
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	73
5.1 Descrição dos Resultados .....	73
5.2 Resíduos de Pesticidas em Água Superficial .....	80
5.3 Análise Estatística Multivariada .....	84
5.3.1 Tratamento dos dados .....	84
5.3.2 Análise Fatorial - ACP.....	100
5.3.3 Análise Hierárquica de Agrupamentos (AHA).....	112
CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	126
REFERÊNCIAS .....	128
ANEXO A.....	136

## RESUMO

Diante de bases de dados complexas, que contém valores e informações de diversos parâmetros químicos, físicos e biológicos, a seleção de variáveis que permitem evidenciar a influência dos fatores naturais e antrópicos sobre os recursos hídricos é fundamental para a definição de indicadores ambientais pelos órgãos gestores competentes. Dentro deste contexto, objetivou-se com o presente trabalho selecionar os principais atributos (parâmetros físicos, químicos e microbiológicos) que representam a qualidade da água na sub-bacia do rio Cuiabá, assim como avaliar a variação temporal e espacial empregando técnicas de análise estatística multivariada. Para alcançar tal objetivo foram coletadas, com periodicidade bimestral, amostras de água em 13 estações ao longo do rio Cuiabá no período de julho de 2010 a maio de 2011. Em 8 estações foram coletadas amostras para análise de 11 pesticidas. Nas amostras foram determinados trinta e dois parâmetros físicos, químicos e biológicos. As variáveis cor, *Escherichia coli*, oxigênio dissolvido, fósforo total, turbidez e pH foram, em alguns meses, encontradas fora dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos d'água de classe 2, principalmente nas estações próximas à área urbana. Dentre os pesticidas estudados, foram detectados e quantificados o metolacoloro e o flutriafol. A Análise Fatorial/Análise da Componente Principal (AF/ACP), utilizando rotação ortogonal, método Varimax, identificou que, no modelo de melhor ajuste para expressar a qualidade das águas na bacia do rio Cuiabá, os parâmetros se associaram em 7 fatores, explicando 75,74% da variância total das variáveis originais. Os dois primeiros fatores explicam juntos aproximadamente 44,5% da variância total. O primeiro fator (29,08%) representa a componente de íons dissolvidos na água (maior correlação para cálcio, potássio, dureza total, condutividade, salinidade e sólidos totais dissolvidos), expressando assim o processo natural de intemperismo de componentes geológicos do solo da região da sub-bacia, caracterizada por regiões contendo rochas calcárias (principalmente no alto curso). O segundo fator (15,42%) é definido por uma componente associada às atividades antrópicas que produzem a poluição difusa (agrícola e urbana) e às fontes pontuais de lançamento de efluentes. As amostras apresentaram grande variação nos parâmetros cor e turbidez, influenciados principalmente pelo carreamento de sedimentos, que ocorre principalmente no período chuvoso, agravado pelos processos de ocupação antrópica na bacia. A análise indicou que é possível realizar uma redução significativa no número de variáveis analisadas na sub-bacia, de 28 para 19 parâmetros. A análise de agrupamento hierárquico revelou a existência de 5 agrupamentos de estações que exibem características homogêneas. As estações Marzagão e Porto Cercado apresentaram alto grau de dissimilaridade das demais estações, sendo considerados agrupamentos únicos. Outros três grupos homogêneos foram identificados, caracterizando regiões de baixa, alta e moderada impactação na bacia, respectivamente.

Palavras-chave: análise de componentes principais, análise de "clusters", poluição, bacia hidrográfica, pesticidas.

## ABSTRACT

Considering complex databases, which contain values and information from various chemical, physical and biological parameters, the selection of parameters which reflect the influence of natural factors and human activities on water resources is fundamental to the definition of environmental indicators by the competent governing bodies. In this context, this study aimed at the selection of the main attributes (physical, chemical and microbiological parameters) which represent the quality of the water in the sub-basin of the Cuiabá River, as well as to evaluate the spatial and temporal variations using the multivariate statistical analysis techniques. In order to achieve this goal, water samples were collected bimonthly at 13 stations along the Cuiabá River, from July 2010 to May 2011. Eleven pesticides were determined in samples collected in 8 stations. Thirty-two physical, chemical and biological parameters were determined. In some months, the variables color, *Escherichia coli*, dissolved oxygen, total phosphorus, turbidity and pH were found outside the limits established by CONAMA Resolution 357/2005 for water bodies of class 2, especially in the stations close to the urban areas. Among the studied pesticides, metolachlor and flutriafol were detected and quantified. Factor Analysis/Principal Component Analysis (FA/PCA), using the orthogonal rotation - Varimax method, indicate that, in the best model to express the water quality in the Cuiabá River basin, the parameters have been aggregated into seven factors, explaining 76.11% of the total variance of the original variables. The first two factors together explain about 44.5% of the total variance. The first factor (29.08%) represents the component ions dissolved in water (higher correlation for calcium, potassium, total hardness, conductivity, salinity and total dissolved solids), thus expressing the natural process of weathering of geological components of the soil in the region, characterized by regions containing limestone (mainly in the upper course). The second factor (15.42%) is defined by a component associated with human activities which produce diffuse pollution (agricultural and urban) and with point sources of effluent discharge. Samples showed a wide variation in color and in turbidity parameters, mainly influenced by the carrying of sediments, which occur mostly during the rainy season, and aggravated by the processes of human occupation in the basin. The analysis indicated that it is possible to reduce from 28 to 19 parameters the number of analyzed variables in the sub-basin, which means a significant reduction. The hierarchical cluster analysis revealed the existence of five groups of stations that exhibit homogeneous characteristics. Marzagão and Porto Cercado stations presented high degree of dissimilarity among the other stations and were considered unique clusters. Three other homogeneous clusters were identified, characterizing regions of low, moderate and high impactation in the basin, respectively.

Keywords: principal component analysis, "clusters" analysis, pollution, drainage basin, pesticides.

## 1 INTRODUÇÃO

A disponibilidade das águas superficiais em qualidade e quantidade tem sido motivo de atenção atualmente. A qualidade das águas naturais é influenciada por fatores naturais, que alteram a composição da qualidade ao longo de todo o curso de rios, da nascente até a foz. No entanto, as intervenções antrópicas tem causado cada vez mais alterações profundas na qualidade das águas superficiais, através do lançamento de substâncias tóxicas, efluentes e resíduos sólidos por fontes pontuais e difusas, o que torna imperativo o controle da qualidade destas águas pelos órgãos reguladores.

Dentre as fontes pontuais, destacam-se o lançamento de efluentes domésticos nas áreas urbanas e o lançamento de efluentes industriais ao longo do curso dos rios. No entanto, as fontes difusas de poluentes, principalmente matéria orgânica, nutrientes e pesticidas, têm contribuído cada vez mais com a poluição dos recursos hídricos devido à dificuldade de se controlar o aporte destas substâncias aos corpos d'água.

Em busca de averiguar os impactos causados pelas intervenções humanas aos recursos hídricos, os órgãos reguladores ambientais e/ou de recursos hídricos têm implantado programas de monitoramento sistemático da qualidade das águas superficiais. Esses programas buscam obter informações ao longo do tempo sobre tendências de mudança na qualidade das águas, sendo as informações obtidas através da interpretação de dados contidos em uma diversidade de parâmetros físicos, químicos e biológicos que atualmente podem ser monitorados.

No entanto, um grande problema dos programas de monitoramento é a grande quantidade de dados que são gerados com o passar do tempo. Obter informações a partir destes conjuntos de dados passa a ser uma tarefa difícil, que demanda grandes esforços por parte dos pesquisadores, principalmente pela necessidade de se averiguar quais variáveis estão apresentando variações importantes, resultado das intervenções em curso em toda área da bacia hidrográfica.

O uso de ferramentas de análise multivariada tem se intensificado nos últimos anos devido à necessidade de se buscar informações em bases de dados

complexas para subsidiar a gestão de recursos hídricos, principalmente no entendimento de quais são os usos que estão causando os principais impactos aos corpos d'água. Dentre estas ferramentas se destacam a análise fatorial e a análise hierárquica de agrupamentos, instrumentos cada vez mais difundidos e de uso facilitado devido à disponibilidade de softwares que diminuem significativamente os esforços de cálculo para a obtenção dos resultados.

A deterioração da qualidade da água do Rio Cuiabá tem sido evidenciada em diversos estudos e por isso tem sido monitorado sistematicamente pela Secretaria de Estado de Meio Ambiente de Mato Grosso (SEMA-MT) desde o ano de 1995. No entanto, ainda é diminuto o uso de instrumentos matemáticos e estatístico na interpretação dos dados oriundos do monitoramento da qualidade da água, que possam subsidiar de forma eficiente a gestão dos recursos hídricos nesta bacia. Além disso, pouco se conhece ainda sobre a contaminação das águas do rio Cuiabá por contaminantes oriundos de fontes difusas, como os pesticidas.

Essa conjunção de fatores motivou a realização deste estudo que buscou caracterizar a qualidade da água do rio Cuiabá, principalmente no tocante às concentrações de íons dissolvidos, matéria orgânica e coliformes durante um ano hidrológico em 13 estações de monitoramento implantadas pela SEMA-MT; determinar pela primeira vez resíduos de cerca de 20 moléculas de pesticidas no curso do rio, assim como avaliar quais são os parâmetros responsáveis pela variação da qualidade da água.

Pela parceria firmada entre a SEMA-MT e a UFMT para a execução dos projetos financiados pelo CNPQ-PNPD e pela CAPES-PRODOC, com contrapartida da SEMA-MT, este trabalho foi desenvolvido com o objetivo de buscar ferramentas que avaliassem os impactos e a situação da qualidade da água do rio Cuiabá na porção central da bacia do Alto Paraguai, nas áreas periféricas dos grandes centros urbanos como as cidades de Cuiabá e Várzea Grande.

## 2 OBJETIVO GERAL

O objetivo do presente estudo foi caracterizar a qualidade da água do rio Cuiabá durante um ano hidrológico (período 2010-2011), determinando os níveis de íons dissolvidos, nutrientes, matéria orgânica, coliformes e pesticidas. Utilizou-se técnicas de análise multivariada fatorial e de agrupamentos para a definição dos parâmetros mais importantes para avaliar a qualidade da água, assim como identificar padrões espaciais e temporais nos dados que indicassem variações decorrentes de influências naturais (sazonalidade) e antrópicas (uso e ocupação do solo, poluição pontual ou difusa) na sub-bacia.

### 2.1 Objetivos Específicos

Para alcançar estes objetivos, foram propostos os seguintes objetivos específicos:

- Analisar os parâmetros físicos, químicos (íons e nutrientes) e microbiológicos (coliformes totais e *Escherichia coli*) em treze estações de coleta de amostras de água ao longo do curso do rio Cuiabá;
- Analisar a presença de resíduos de pesticidas em amostras de água de oito estações de coleta;
- Comparar os resultados obtidos nas determinações com os valores estipulados pelas legislações ambientais brasileiras e internacionais;
- Comparar a qualidade da água em diferentes estações e épocas de coleta.
- Realizar análise multivariada fatorial para identificação de parâmetros significativos para a avaliação da qualidade da água do rio Cuiabá e avaliação de influências temporais (sazonalidade)
- Realizar análise multivariada de agrupamentos, para verificar a existência de similaridades e dissimilaridades entre as estações de coleta, visando uma otimização da rede de monitoramento da qualidade da água.

## 3 REVISÃO DA LITERATURA

### 3.1 Os Rios e sua Importância

Os rios desempenham um importante papel no mundo atualmente. Grandes aglomerações humanas se desenvolveram na proximidade dos rios desde a antiguidade. No entanto, o impacto das atividades humanas sobre os rios tem se acentuado nas últimas décadas.

Para minimizar tais impactos, órgãos competentes têm estabelecido medidas de gerenciamento pela divisão das regiões por bacias hidrográficas. Conceitualmente, bacia hidrográfica é definida como uma área drenada por um rio e seus afluentes, de forma que todo volume de água que flui do sistema é descarregado através de um rio principal, e é limitada periféricamente por divisores de água (unidades topográficas mais elevadas), representando um sistema aberto onde a água e seus nutrientes fluem continuamente através de seus limites (MORENO; SOUZA-HIGA, 2005).

As águas naturais adquirem a sua composição química de uma variedade de fontes. Elas acumulam constituintes suspensos e dissolvidos através do contato com gases, líquidos e sólidos que encontram durante o ciclo hidrológico. Assim, a qualidade das águas de um rio em qualquer ponto depende de distintos fatores, como a litologia da bacia, deposições atmosféricas, condições climáticas e atividade antropogênica (BRICKER; JONES, 1995).

Segundo Wang et al. (2007), os rios em uma bacia hidrográfica desempenham um papel importante na assimilação do escoamento superficial das terras agricultáveis e dos efluentes domésticos e industriais. Por outro lado, os rios constituem a maior fonte de recursos para diversos usos, como o doméstico, o industrial e para irrigação.

Os diferentes usos dos recursos hídricos podem resultar na poluição dos corpos hídricos. Braga et al. (2005) conceituam poluição das águas como a alteração das suas características por quaisquer ações ou interferências, sejam elas

naturais ou provocadas pelo homem. Essas alterações podem produzir impactos estéticos, fisiológicos ou ecológicos.

A expansão demográfica e o crescimento industrial em alguns casos trouxeram como consequência o comprometimento da qualidade das águas dos rios, lagos e outros reservatórios, que são constantemente ameaçados pelo aporte de efluentes domésticos, industriais e carga difusa do perímetro urbano e agrícola. A crescente degradação dos recursos hídricos, além de destruir os habitats aquáticos e a biodiversidade, tem comprometido a própria saúde humana. Dessa forma, a água passou a ser uma preocupação crescente não apenas no que se refere à quantidade disponível, mas, principalmente, em relação à sua qualidade (TUCCI et al., 2000).

A descarga de águas residuárias industriais e domésticas constitui a fonte poluidora constante dos recursos hídricos, enquanto que, o escoamento superficial é um fenômeno sazonal, em grande parte afetado pelo clima na bacia. Vega et al. (1998) afirma que as variações sazonais na precipitação, escoamento superficial, fluxo das águas subterrâneas, fluxos de entrada e saída na bacia têm forte efeito sobre a vazão do rio e, posteriormente, sobre a concentração de poluentes na água do rio.

Segundo Colleti et al. (2010), a redução na quantidade e qualidade dos recursos hídricos tem se transformado numa preocupação mundial, incluindo países com grande potencial hídrico, como o Brasil, devido à disponibilidade de água ser um dos principais fatores que limitam o desenvolvimento sócio-econômico.

O Brasil apresenta 80% da população em áreas urbanas. Nos estados mais desenvolvidos, esses números chegam à aproximadamente 90%. Devido à grande concentração urbana, vários conflitos e problemas têm sido gerados nesse ambiente, tais como: a degradação ambiental dos mananciais, o aumento do risco das áreas de abastecimento com a poluição orgânica e química, a contaminação dos rios por esgotos doméstico, industrial e pluvial, as enchentes urbanas geradas pela inadequada ocupação do espaço e pelo gerenciamento inadequado da drenagem urbana e a falta de coleta e disposição do lixo urbano (TUCCI et al., 2000).

O controle da qualidade da água de rios utilizados para abastecimento humano no Brasil não é ainda um procedimento sistemático, considerando o baixo número de estações de coleta na maioria dos estados, periodicidade irregular e representatividade das variáveis analisadas (BRAGA; PORTO; TUCCI, 2006).

É muito difundida no nosso país a crença de que os efluentes industriais são os grandes responsáveis pela degradação dos recursos hídricos. Salvo alguns bolsões de alta concentração industrial, o esgoto doméstico ainda é o principal responsável pela contaminação de inúmeros mananciais (ROSA, 2004). O problema da contaminação de recursos hídricos por efluentes domésticos é particularmente preocupante em regiões do interior do Brasil onde a fiscalização é precária e o acesso ao esgoto tratado é bastante limitado. Em 2006, um estudo feito pela Fundação Getúlio Vargas (TRATA BRASIL, 2007) mostrou que no estado do Mato Grosso apenas 12,43% da população têm acesso à rede de esgoto. O estudo revelou também que este estado foi o único do país que teve queda na taxa de acesso à rede geral de esgoto quando comparados os números de 1992 (13,21%) e 2006 (12,43%).

Neste contexto, o desenvolvimento de programas que avaliem a qualidade dos recursos hídricos é de extrema importância para normatizar e compatibilizar os diferentes interesses do uso da água. Informações sobre a qualidade da água são necessárias para que se conheça a situação dos corpos hídricos com relação aos impactos antrópicos na bacia hidrográfica e para que se oriente a sua ocupação e que se exerça o necessário controle dos impactos.

### **3.2 Efeitos dos Poluentes no Meio Aquático**

Os efeitos resultantes da introdução de poluentes no meio aquático dependem da natureza do poluente introduzido, do caminho que este poluente percorre no meio e do uso que se faz do corpo d'água. Os poluentes podem ser introduzidos no meio aquático de forma pontual ou difusa.

As cargas pontuais são introduzidas por lançamentos individualizados, como os que ocorrem no despejo de esgotos sanitários ou industriais (BRAGA et al., 2005). As cargas difusas são assim chamadas por não terem um ponto de

lançamento específico e por ocorrerem ao longo da margem dos rios, como por exemplo as substâncias provenientes dos campos agrícolas (excessos de nutrientes e pesticidas), ou por não advirem de um ponto preciso de geração, como no caso da drenagem urbana (metais tóxicos e substâncias orgânicas oriundos dos bueiros). As emissões provenientes dos veículos de transporte também são consideradas fontes difusas de poluição.

Segundo Spiro e Stigliani (2009), enquanto as emissões de substâncias tóxicas de fontes pontuais foram consideravelmente reduzidas em anos recentes, principalmente nos países desenvolvidos, as fontes difusas representam uma parcela crescente da carga total de poluentes. Neste contexto, os nutrientes e pesticidas são considerados poluentes importantes devido às atividades urbanas e rurais.

### **3.2.1 Nutrientes**

Os nutrientes (notadamente os sais de nitrogênio e fósforo) são poluentes que podem ter a sua origem a partir da decomposição da matéria orgânica biodegradável, erosão dos solos e carreamento de fertilizantes agrícolas para os corpos d'água. O excesso de nutrientes na água acarreta prejuízo a determinados usos dos recursos hídricos, devido à promoção da proliferação acentuada de algas e diminuição do oxigênio dissolvido (fenômeno de eutrofização).

Segundo informações de Braga, Porto e Tucci (2006), a intensa urbanização da bacia do Prata produziu um amplo efeito de eutrofização com grandes consequências na qualidade da água e aumento dos custos de tratamento. Há dados importantes sobre os efeitos dos florescimentos de algas fitoplanctônicas, principalmente cianobactérias e de macrófitas aquáticas. Há dados também sobre efeitos adversos à navegação.

### **3.2.2 Pesticidas**

A contaminação de corpos d'água por pesticidas e seus produtos de degradação é uma grave ameaça à saúde pública e à integridade ambiental. Por sua

própria natureza, a maioria dos pesticidas oferece algum tipo de risco aos seres humanos, aos animais, ou ao ambiente porque são projetados para matar ou afetar de maneira adversa organismos vivos (KETTLES et al., 1997).

Parcela considerável do total de defensivos aplicados para fins agrícolas tem capacidade para atingir rios, lagos, aquíferos e oceanos por meio do transporte por correntes atmosféricas, despejo de restos de soluções, limpeza de acessórios e recipientes empregados na aplicação desses produtos e também pelo carreamento do material aplicado no solo pela ação da chuva. Geralmente o impacto causado aos recursos hídricos por este tipo de poluente está associado à sua toxicidade e também à possibilidade de bioacumulação nos organismos vivos (SPIRO; STIGLIANI, 2009).

Um problema extremamente grave relacionado à contaminação de corpos d'água por pesticidas é a morte de microrganismos aquáticos que contribuem significativamente para a produção primária, ciclo de nutrientes e processos de decomposição. A morte destes organismos pode afetar os níveis tróficos e desequilibrar totalmente o sistema. Os mecanismos de toxicidade variam grandemente dependendo do tipo de pesticida e do tipo de microrganismo exposto. Herbicidas, como a atrazina, são geralmente mais tóxicos para organismos fototrópicos e influenciam diretamente no processo de fotossíntese. Efeitos adversos de pesticidas organofosforados e organoclorados também têm sido documentados, embora seus mecanismos de toxicidade ainda permaneçam incertos. A predição da toxicidade de um pesticida em ambiente aquático geralmente é complexa, principalmente se forem consideradas suas interações com nutrientes e outros pesticidas presentes no meio (DELORENZO et al., 2001). Há diversos trabalhos que destacam o efeito maléfico de pesticidas em sapos, peixes, salamandras entre outros (HAYES et al., 2002; METTS et al., 2005; WESTON et al., 2005).

No Brasil este tipo de contaminação é particularmente preocupante em algumas unidades da federação, como o Estado de Mato Grosso que, atualmente está em pleno estágio de desenvolvimento econômico, com aumento da produção agrícola e, portanto, com utilização massiva de produtos agroquímicos, principalmente pesticidas. Além disso, este estado abriga um dos mais ricos e

frágeis ecossistemas do planeta, o Pantanal Mato-Grossense, onde a presença de pesticidas pode ter efeitos danosos sobre a biota.

### **3.3 O Rio Cuiabá e o seu Papel no Estado de Mato Grosso**

A região hidrográfica do Paraguai caracteriza-se como uma das 12 Regiões Hidrográficas brasileiras definidas pela Resolução CNRH nº. 32, de 25 de Outubro de 2003. Localiza-se na porção Oeste do País, compreendendo os territórios de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, ocupando também áreas em território paraguaio e boliviano. Compreende uma área de 362.259 Km<sup>2</sup>, dos quais 188.374,68 Km<sup>2</sup> correspondem ao Estado de Mato Grosso e 173.874,32 Km<sup>2</sup> ao Estado de Mato Grosso do Sul, 52% e 48%, respectivamente. (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2006). Destaca-se por abrigar o Pantanal Mato-Grossense - uma das maiores extensões úmidas contínuas do planeta, declarado Patrimônio Nacional pela Constituição Federal de 1988 e Reserva Ambiental pela UNESCO em 2000 (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2006).

A região Hidrográfica do Paraguai pode ser dividida em duas regiões distintas: o Planalto, com terras acima de 200 m de altitude, e o Pantanal, de terras com menos de 200 m de altitude e sujeitas a inundações periódicas. O Pantanal, funciona como um grande reservatório regularizador das vazões dos rios da bacia, pois apresentam baixa capacidade de drenagem e está sujeito a grandes inundações.

Os serviços ambientais prestados nesta bacia pelos recursos hídricos são diferenciados das demais regiões hidrográficas brasileiras e possuem implicação de efeito integrado ao conjunto de ecossistemas de importância vital à comunidade regional, interestadual e internacional, uma vez que uma parcela significativa da planície pantaneira e de ecossistemas associados estão localizados em território boliviano e paraguaio. Por outro lado a inter-relação entre planície e planalto é preponderante, visto que a planície pantaneira depende sobremaneira das interações com o planalto localizado no entorno do Pantanal compreendendo as nascentes e os divisores da Região Hidrográfica do Paraguai com outras Regiões

Hidrográficas Brasileiras, como Paraná, Tocantins – Araguaia e Amazônica (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2006).

Os biomas predominantes na bacia são: o Cerrado (na região de planalto) e o Pantanal. Em virtude da expansão das atividades agroindustriais e da mineração, os desmatamentos vêm acentuando os processos de erosão e contribuindo para o assoreamento dos rios da região (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2006).

Nos últimos anos, o Estado de Mato Grosso tem sido protagonista de um grande surto de desenvolvimento. Com o crescimento do agronegócio, a diversificação das atividades econômicas e o surgimento de várias agroindústrias, o estado vem alcançando taxas de crescimento econômico acima da média do país.

O Estado, a partir da década de 1970, apresentou um crescimento populacional resultado do fluxo migratório incentivado pelas políticas de ocupação da região Amazônica, cujos projetos de colonização foram implantados via urbanização. A capital do estado, Cuiabá, em onze anos (1980-1991) cresceu mais de 50%, aumentando, portanto, a demanda de água, principalmente para abastecimento público e industrial (PRIANTE et al., 2000).

Segundo Zeilhofer et al. (2006), preocupações sobre a qualidade da água estão aumentando na região centro-oeste do Brasil, onde o desmatamento acelerado das áreas de Cerrado e das florestas de transição estão ocorrendo para a implantação da pecuária e da produção agrícola altamente mecanizada. Estes, por sua vez, impulsionaram o elevado crescimento econômico e populacional nos centros regionais. Acredita-se que estas transformações no uso do solo possam causar sérios problemas na qualidade da água.

Na Região Hidrográfica do Paraguai o principal centro polarizador é a capital Cuiabá, importante centro comercial, industrial, político e financeiro que exerce influência nas demais cidades do estado. Com os municípios vizinhos forma uma região na área centro-sul do Estado, denominada Baixada Cuiabana, que engloba os municípios de Cuiabá, Várzea Grande, Nossa Senhora do Livramento e Santo Antônio do Leverger, que apresenta alta taxa de antropização pelas atividades econômicas, incorporando 40% da produção industrial do Estado e 1/3 da população mato-grossense. Destaca-se nessa região o desenvolvimento da pecuária extensiva,

a produção de banana nos municípios da baixada Cuiabana e soja, algodão e milho, nos municípios de Chapada dos Guimarães e Campo Verde (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2007).

Segundo informações da Secretaria de Estado do Meio Ambiente (2005), as atividades econômicas desenvolvidas em toda a bacia do Rio Cuiabá são variadas e compreendem agricultura, pecuária, extrativismo mineral (garimpo de ouro, extração de areia e calcário), extrativismo vegetal, piscicultura, pesca, indústria e turismo. O setor industrial encontra-se em fase de desenvolvimento, sendo os setores predominantes na região: abastecimento público, laticínios, frigoríficos, bebidas, óleos vegetais, curtumes, produtos químicos e beneficiamento de madeira.

A deterioração da qualidade da água dos rios Cuiabá e Coxipó (afluente do rio Cuiabá), principais corpos d'água que drenam a área urbana da capital matogrossense, cresceu na mesma proporção no crescimento da área urbana da capital, uma vez que, como ocorre na maioria das cidades brasileiras, os cursos d'água são usados também como local de diluição dos efluentes domésticos e industriais.

Na região do médio curso do rio Cuiabá está concentrada cerca de 75% da população do estado, exercendo assim forte pressão sobre a qualidade da água e a sua disponibilidade. As atividades agrícolas e de pecuária têm aumentado o aporte de defensivos agrícolas ao solo e aos recursos hídricos, além de contribuir para o desmatamento e degradação das matas ciliares. O desenvolvimento da agroindústria tem contribuído com o lançamento de efluentes industriais nos corpos d'água, aumentando o aporte de matéria orgânica e compostos tóxicos. A urbanização tem por sua vez contribuído com o lançamento de esgotos domésticos e com o aporte de resíduos sólidos devido à falta de conscientização da população. Moreno e Higa (2005) afirmam que a maioria dos estabelecimentos com atividades industriais potencialmente poluidoras nesta região possui algum tratamento de efluentes, sendo o lançamento de esgotos doméstico (cerca de 80% do total de efluentes lançado), o principal problema que afeta a qualidade das águas dos rios e córregos que drenam as cidades.

A situação ambiental e hídrica da bacia do rio Cuiabá resulta não apenas da ocupação humana, mas também das próprias características topográficas da região.

A qualidade da água no trecho superior da bacia é afetada pela sedimentação e alteração dos padrões de ocupação do solo. Os solos arenosos e a topografia acidentada desta região produzem elevadas taxas de sedimentação.

A destruição da mata ciliar e a ocupação de cabeceiras de drenagem, principalmente pela agricultura, são comuns no estado de Mato Grosso. Essas situações tornam os recursos hídricos extremamente vulneráveis à contaminação, sendo que os insumos agrícolas, especialmente os pesticidas, apresentam elevada importância neste sentido, considerando a elevada taxa de aplicação.

Como consequências dos fatores apresentados, observam-se atualmente alguns conflitos de usos da água, alterações da biota aquática, degradação da qualidade da água e das características limnológicas desses ambientes. Os municípios da bacia do Cuiabá não se estruturaram para acompanhar o intenso processo de crescimento dos últimos anos, caracterizado por uma ocupação desordenada e heterogênea, principalmente nas áreas periféricas das cidades de Cuiabá e Várzea Grande (FIGUEIREDO, 1996; FIGUEIREDO; SALOMÃO, 2009).

Estes fatores têm causado preocupação quanto à necessidade de se efetuar o gerenciamento do uso dos recursos hídricos da bacia para evitar o agravamento de problemas quanto à escassez e à poluição do rio.

Uma preocupação atual é se o lançamento de poluentes na região de planalto (região do alto e médio rio Cuiabá) pode causar danos ambientais na região do Pantanal Mato-Grossense, situado na região de planície, próximo à foz do Rio Cuiabá no Rio Paraguai. A contaminação das águas por substâncias tóxicas, como os pesticidas e o aporte de nutrientes, pode causar importantes impactos ao complexo e rico ecossistema da região, considerado Reserva da Biosfera pela UNESCO, ou seja, um patrimônio da humanidade. No tocante à poluição, a degradação da qualidade da água do rio Cuiabá pelo aporte excessivo de nutrientes e matéria orgânica, oriundos tanto de fontes pontuais quanto de fontes difusas, tem sido observada por diversos pesquisadores (TEIXEIRA, 1994; PINHO, 1998; LAABS et al., 2002; ZEIHOLFFER et al., 2006).

No entanto, é necessário identificar se as concentrações destes poluentes têm aumentado nos últimos anos, estabelecer relações entre as diferentes regiões

da bacia, seus usos da água e, a partir dos resultados apresentados, verificar a influência da sazonalidade, a capacidade de autodepuração, além de verificar o grau de contaminação de trechos do rio Cuiabá, de forma a gerar informações confiáveis para servir de suporte para o efetivo gerenciamento deste recurso hídrico.

### **3.4 O Monitoramento da Qualidade da Água Realizado pela SEMA-MT**

Os parâmetros físicos, químicos e biológicos que caracterizam a qualidade das águas sofrem grandes variações no tempo e no espaço, havendo a necessidade de um programa de monitoramento sistemático para avaliar a variação da qualidade das águas superficiais. (SIMEONOV et al., 2003; TOLEDO; NICOLELLA, 2002).

O monitoramento ambiental, portanto, é um instrumento importante para a gestão ambiental. A SEMA-MT executa o monitoramento sistemático da qualidade da água tendo como objetivos: avaliar a evolução da qualidade das águas superficiais e subterrâneas das principais sub-bacias do estado, realizar levantamento de dados sobre o estado atual dos recursos hídricos e identificar trechos de rios onde possa haver um comprometimento da qualidade da água. A partir dos resultados obtidos, busca-se o desenvolvimento de políticas adequadas de gestão do uso da água para fomentar a realização de ações preventivas e políticas de proteção dos recursos hídricos, assim como a tomada de decisão quanto a ações de gestão ambiental (SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE, 2011).

Segundo informações da SEMA-MT (2011), o monitoramento sistemático da sub-bacia do Rio Cuiabá teve início em 1995 com a implementação do projeto “Monitoramento da Qualidade da Água dos Principais Rios da Bacia do Alto Paraguai”, instrumento de pesquisa para a elaboração do Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai (PCBAP). Naquele ano, foram definidas estações de coleta nos rios Paraguai, Cuiabá e São Lourenço.

A consolidação das estações de coleta atuais da sub-bacia do Rio Cuiabá ocorreu no ano 2000, a partir do trabalho “Monitoramento da Qualidade da Água do Rio Cuiabá com ênfase na sub-bacia do Rio Jangada”, publicado pela FEMA/EMPAER (Empresa Mato-grossense de Pesquisa, Assistência e Extensão

Rural S/A) em junho de 2002 (SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE, 2011).

Desde então essas estações têm sido monitoradas periodicamente pelo órgão ambiental estadual. Atualmente, a rede de amostragem na Região Hidrográfica do Paraguai é composta de 32 estações de coleta localizadas nos rios Paraguai, Santana, Jauru, Bugres, Cuiabá, Bento Gomes, Jorigue, São Lourenço e Vermelho. A rede de monitoramento na bacia do Rio Cuiabá é composta por 13 estações de coleta, localizadas na calha do rio.

No monitoramento realizado até o ano de 2010 pela SEMA-MT foram monitorados trimestralmente cerca de 23 parâmetros físicos, químicos e biológicos, assim como averiguado o atendimento aos padrões de classe indicados na Resolução nº 357, de 17 de maio de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (2005).

A partir dos parâmetros medidos, também foi feito o cálculo do Índice de Qualidade da Água (IQA) para cada estação, em todos os meses monitorados. O IQA é um índice proposto pela *National Sanitation Foundation* (NSA), desenvolvido nos Estados Unidos, com base no método DELPHI. Ele representa uma média de diversas variáveis (parâmetros analisados) em um único número, combinando unidades de medidas diferentes em uma única unidade e indicando a relativa qualidade da água em pontos geográficos. Este índice permite a facilidade de comunicação com o público não técnico, promovendo um melhor entendimento entre a população leiga e as pessoas que gerenciam os recursos hídricos (SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE, 2011).

Basicamente, o IQA é a única análise estatística realizada pelo órgão na avaliação da interação do uso e ocupação do solo com a qualidade das águas. No entanto, o IQA leva em consideração no seu cálculo somente nove parâmetros considerados relevantes para avaliação, tendo como principal determinante a utilização da água para abastecimento público. Os parâmetros analisados no IQA são: oxigênio dissolvido, *E. coli*, pH, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio nitrato, fósforo total, temperatura da água, turbidez e sólidos totais.

O IQA é o principal indicador de qualidade da água utilizado no Brasil, segundo dados da Agência Nacional das Águas (2011). No entanto, as classes do IQA referem-se à qualidade da água bruta, visando ao abastecimento público após tratamento, portanto outros usos da água (exemplo: recreação, preservação da vida aquática) não são diretamente contemplados neste índice. Assim, qualquer análise dos dados deve levar em conta estas limitações.

### **3.5. Avaliação da Qualidade da Água na Sub-Bacia do Rio Cuiabá**

Atualmente, o rio Cuiabá continua desempenhando um papel de grande importância para as cidades por ele banhadas, como na oferta de água para o abastecimento humano, principalmente para a considerável população que reside na região metropolitana da capital do estado; como fonte de renda para pescadores profissionais e de subsistência para a população ribeirinha; assim como local de lazer em algumas regiões.

Diversos estudos têm sido fomentados e desenvolvidos nos últimos anos na sub-bacia do Rio Cuiabá para avaliar as interrelações entre o ambiente natural e a população humana, que por muitas vezes tem causado degradação devido ao seu processo de apropriação exploratória dos recursos naturais, e também para proporcionar o levantamento de informações com o objetivo de gerenciar efetivamente os recursos naturais na bacia.

Estes estudos buscam mostrar como a ocupação humana e o uso, por muitas vezes inadequado, do solo, acabam causando impactos aos ecossistemas existentes na bacia.

Estudos de caráter limnológico têm sido realizados na bacia, principalmente por pesquisadores da Universidade Federal de Mato Grosso. Destacam-se dentre estes, estudos sobre as comunidades de macroinvertebrados bentônicos e outros sobre a influência da construção da barragem do Aproveitamento Múltiplo de Manso (APM-Manso) sobre a bacia do Rio Cuiabá.

Os macroinvertebrados bentônicos têm sido nos últimos anos muito utilizados em estudos que avaliam o impacto de ações antrópicas sobre os ambientes aquáticos. A comunidade bentônica é extremamente suscetível às mudanças no substrato e na qualidade da água, em decorrência de períodos sazonais, concentração de oxigênio dissolvido, pH e introdução de matéria orgânica. Alguns estudos indicam que a presença de barramentos (como APM-Manso) e lançamento de esgoto no rio Cuiabá afetam a qualidade da água e a estrutura das comunidades aquáticas (LIMA, 2002; CRUZ, 2004).

Alterações na qualidade da água podem ocorrer devido à alterações na dinâmica hidrológica. Neste sentido é importante destacar os estudos sobre a influência do barramento da APM-Manso na bacia do Rio Cuiabá, pois a implantação deste empreendimento no ano 2000 alterou significativamente a dinâmica hidrológica na bacia. Estudos de Shirashi (2003) destacaram o efeito das cheias sob a bacia antes e após a implantação do barramento, no qual a vazão foi regularizada, aumentando os níveis no período de estiagem e realizando o controle de cheias no período chuvoso (Shirashi, 2003<sup>1</sup> apud Figueiredo; Salomão, 2009). Destaca-se também o estudo de Mauro (2006), que apontou que a regularização das vazões na bacia ocasionou impactos importantes, como o decréscimo na população ictiológica na planície pantaneira (em virtude das baixas vazões nos meses de novembro e dezembro) e alterações na qualidade da água, principalmente na época de estiagem.

Em alguns estudos foram realizadas avaliações da qualidade da água, inclusive com a aplicação de metodologias estatísticas para uma melhor compreensão dos fenômenos e das interações que alteram a composição da água na bacia. Na região do rio Cuiabazinho (parte alta da bacia do rio Cuiabá) foram evidenciados discretos aportes de matéria orgânica e altos valores de condutividade e alcalinidade em razão das características geológicas da região (rochas calcárias, ricas em carbonato) (SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE, 2005).

Nas proximidades da área urbana, foram relatadas alterações importantes na qualidade da água, devido ao grau de impactação desta região da bacia pelas

---

<sup>1</sup> SHIRASHI, F.K. **Avaliação dos Efeitos da Construção do APM Manso no controle das Cheias nas áreas urbanas das cidades de Cuiabá e Várzea Grande.** Dissertação de Mestrado. COPPE – UFRJ/UFMT. 2003. 149 p.

atividades antrópicas, como lançamento de efluentes domésticos e industriais. Pinho (1998) e Teixeira (1994) identificaram fontes pontuais e domésticas localizadas neste trecho do rio Cuiabá e no rio Coxipó (afluente) com o objetivo de avaliar a capacidade de autodepuração do rio. Estes autores realizaram estudos de modelagem da qualidade da água, estimando o comportamento do rio Cuiabá e Coxipó para os anos de 1995 e 2005.

Os levantamentos mais recentes da qualidade da água na bacia vêm sendo realizados pela SEMA-MT. Pelo monitoramento sistemático, feito desde 2003, constatou-se que nos últimos anos a qualidade da água na bacia hidrográfica apresentou, na maioria das estações, a classificação boa, segundo o índice IQA. Na área urbana de Cuiabá e Várzea Grande, algumas estações apresentaram a classificação média, o que indica o grau de degradação da qualidade da água nestas estações. Durante o período chuvoso, a qualidade da água se deteriora devido ao aporte de lixo e material orgânico nas ruas e redes pluviais, que são transportados ao rio Cuiabá devido ao escoamento superficial.

### **3.6 Resíduos de Pesticidas em Rios**

Devido aos seus inúmeros efeitos adversos, a contaminação de recursos hídricos por pesticidas é atualmente uma preocupação mundial. Diversos estudos têm discutido a dispersão de pesticidas no ambiente, nas mais diversas matrizes, como água, ar e solo. Dentre as pesquisas que abordaram a matriz água superficial, nos mais diversos países, incluem-se os estudos de Tisseau et al. (1996) nos rios da região de Paris, França; de Struger e Fletcher (2007) nas bacias dos rios Don e Umer, Canadá; de Gao et al. (2009) nas bacias de alguns rios chineses; e de Terrado et al. (2009) sobre estudos na bacia do rio Llobregat, Espanha.

A legislação brasileira possui diversos instrumentos que tratam de recursos hídricos, definindo os usos e proteção nos níveis federal, estadual e municipal. As legislações vigentes no país têm incorporado a preocupação com o uso cada vez maior de pesticidas por parte da cadeia produtiva e por isso, valores máximos permissíveis para pesticidas em água têm sido estipulados. Entretanto, o número de

princípios ativos contemplados é ainda limitante, considerando a quantidade de produtos com registro atual para uso no país e intensidade de uso.

A Tabela 1 apresenta uma comparação dos valores estipulados para pesticidas em água pela legislação brasileira e internacional.

**Tabela 1. Concentrações máximas permitidas para pesticidas em água de acordo com as legislações brasileira e americana e a Organização Mundial de Saúde.**

Pesticidas	Portaria nº 2914/2011 <sup>1</sup>	Resolução nº 357/2005 <sup>2</sup>	Resolução nº 396/2008 <sup>3</sup>	EPA 2000 <sup>4</sup>	OMS 2008 <sup>5</sup>
	µg L <sup>-1</sup>				
<b>Aldicarbe</b>	10	n.c.	10	n.c.	10
<b>Atrazina</b>	2	2	2	3	2
<b>Carbofurano</b>	7	n.c.	7	40	7
<b>Clorpirifós</b>	30	n.c.	30	n.c.	30
<b>Endossulfan (α + β + sulfato)</b>	20	0,056	20	n.c.	n.c.
<b>Malationa</b>	n.c.	0,1	190	n.c.	n.c.
<b>Metolacoloro</b>	10	10	10	n.c.	10
<b>Permetrina</b>	20	n.c.	20	n.c.	300
<b>Trifuralina</b>	20	0,2	20	n.c.	20

<sup>1</sup>Ministério da Saúde. Portaria nº 2914, de 12 de dezembro de 2011 (água para consumo humano);

<sup>2</sup>Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005 (águas superficiais); <sup>3</sup>Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 396, de 03 de abril de 2008 (águas subterrâneas); <sup>4</sup>EPA – National Primary Drinking Water Regulations (água para consumo humano); OMS – Guidelines for drinking-water quality: recommendations (água para consumo humano); n.c.: não contemplado.

No Brasil, embora a legislação brasileira contemple os pesticidas entre os parâmetros de qualidade da água que devem ser avaliados na água superficial, a determinação destes compostos não é sistemática em diversos estados. Alguns estudos de grupos de pesquisa de universidades e instituições de pesquisa têm sido desenvolvidos, mas têm sido limitados a poucas moléculas, (NOGUEIRA, 2011). Estas pesquisas têm sido desenvolvidas em todas as regiões do país, destacando-se os estudos de Caldas et al. (1999), desenvolvido no lago Paranoá, Distrito Federal; de Filizola et al. (2002), sobre contaminação de água superficial na região de Guaira, São Paulo; de Rissato et al. (2006), desenvolvido com amostras de água superficial no nordeste do estado de São Paulo; e de Menezes et al. (2009), sobre fontes de contaminação antrópica da bacia hidrográfica do rio São Domingos, no Rio de Janeiro.

Em Mato Grosso, alguns estudos, como o de Alho e Vieira (1997) levantaram evidências de contaminação de espécies de peixes do Pantanal Mato-Grossense por pesticidas, como o picloram e o 2,4-D (ácido 2,4-diclorofenóxiacético), que são

utilizados em culturas de soja, principalmente nas áreas de planalto dos rios Paraguai e Cuiabá.

Laabs et al. (2002) encontraram pesticidas em 81% das amostras de água coletadas nos rios Cuiabá, São Lourenço e afluentes no período de novembro de 1999 a março de 2000. Os inseticidas mais observados foram o malatim e o produto de degradação do endossulfam, sulfato de endossulfam, e dentre os herbicidas, a ametrina, o metolaclo e a simazina. No rio Cuiabá foi detectado principalmente o inseticida malatim no ano de 2001, provavelmente devido ao seu intenso uso como inseticida em campanhas de combate ao mosquito transmissor da dengue.

Estudos posteriores foram realizados por Dores et al. (2006) e Carbo et al. (2008) na região de Primavera do Leste. Dores et al. (2006) reportaram que nas amostras de água de barragem e do rio Cabeceira dos Bois foram encontrados os pesticidas simazina e metribuzina. Carbo et al. (2008) reportaram que foram encontrados níveis elevados de metribuzina em amostras de vários compartimentos ambientais (água superficial e subterrânea) e deduzem que a contaminação das águas na região é causada por fontes não-pontuais (difusas) de lançamentos de pesticidas utilizados na agricultura nas áreas de cerrado.

Recentemente, um estudo feito por Nogueira (2011) avaliou a presença de pesticidas em amostras de água superficial, subterrânea e de chuva de dois municípios com extenso uso de pesticidas, Campo Verde e Lucas do Rio Verde. Os pesticidas atrazina, clorpirifós,  $\alpha$ -,  $\beta$ -endossulfam, flutriafol, malationa, metolaclo, parationa metílica e os produtos de degradação desetilatraxina, deiopropilatraxina e endossulfam sulfato foram encontrados em amostras coletadas nas áreas urbana e rural dos dois municípios das diversas matrizes analisadas, sendo a maior frequência de detecção e número de moléculas encontradas em amostras de água de chuva. Em algumas amostras de água superficial e subterrânea, as concentrações dos pesticidas atrazina,  $\alpha$ -,  $\beta$ -endossulfam e do produto de degradação endossulfam sulfato ultrapassaram os valores estabelecidos pela legislação brasileira para essas matrizes.

### 3.7 Análise Multivariada de Dados de Qualidade da Água em Rios

Estudos ambientais resultam em elevada quantidade de dados, contendo múltiplos parâmetros cuja interpretação pode ser complicada utilizando procedimentos simples de estatística univariada. Geralmente, são geradas matrizes contendo grandes dimensões, devido ao elevado número de variáveis (colunas) e casos (linhas). Além disso, muitas vezes, um pequeno número destas variáveis contém as informações ambientais mais relevantes, enquanto o restante adiciona pouco ou nenhuma informação à interpretação dos resultados em termos de qualidade (VIDAL et al., 2000; SIMEONOV et al., 2003; TOLEDO; NICOLELLA, 2002; ANDRADE et al., 2007b; FELIPE-SOTELO, 2007).

Em geral, um programa de monitoramento da qualidade da água inclui coletas frequentes nos mesmos pontos de amostragem e análise em laboratório de grande número de parâmetros, resultando em uma matriz de dados de grandes dimensões e complexa interpretação. Com o objetivo de revelar importantes padrões e fontes de variação nesses complexos conjuntos de dados, abordagens quimiométricas baseadas em análises estatísticas multivariadas têm sido propostas nas últimas décadas (MAS et al., 2010), como as análises fatoriais e de agrupamentos.

Nesses métodos, assume-se que a variação de cada um dos parâmetros ou medidas de concentração das substâncias analisadas em uma amostra particular possa ser explicada por um número reduzido de diferentes contribuições vindo de fontes ambientais independentes. Neste aspecto, fontes de poluição pontual e difusa podem ser caracterizadas e atribuídas a uma origem particular (natural, antropogênica, industrial e agrícola) e seu aporte relativo pode ajudar a revelar padrões geográficos, temporal e compartimentais (MAS et al., 2010). Assim, estes métodos permitem a extração de informações valiosas de base de dados complexas e fornecem ferramentas importantes para a busca de relações entre o grupo de

amostras e/ou variáveis analisadas e parâmetros relacionados (MASSART et al., 1988<sup>2</sup> apud FELIPE-SOTELO, 2007).

Vega et al. (1998) aponta que o tratamento multivariado de dados é muito utilizado para caracterizar e avaliar as águas superficiais e a qualidade das águas doces, sendo útil para evidenciar variações espaciais e temporais causadas por fatores naturais e antropogênicos vinculados à sazonalidade. O recente progresso do uso da quimiometria para avaliar a ocorrência de poluentes orgânicos no ambiente foi apresentado e discutido por Mas et al. (2010) enfocando três tópicos, determinações analíticas quantitativas, estudos ambientais exploratórios e estudos toxicológicos.

A Análise de Componentes Principais (ACP) é um tipo de análise fatorial. Ela é usada como uma ferramenta exploratória para investigar quantos componentes são necessários para explicar a variância dos dados. Do ponto de vista matemático, o objetivo da ACP é obter, a partir de  $v$  variáveis ( $X_1, X_2, \dots, X_v$ ),  $v$  combinações lineares possuindo duas características importantes: ser não-correlacionados e ser ordenados de acordo com a variância explicada (ou seja, a informação que eles contêm). A falta de correlação entre as combinações lineares é muito importante, pois significa que cada um deles descreve diferentes “aspectos” dos dados originais. Como consequência, o exame de um número limitado de combinações lineares (geralmente os primeiros dois ou três) permite obter uma boa representação dos conjuntos de dados estudados (ANDRADE et al., 2007a; LEARDI, 2007).

Do ponto de vista geométrico, o que é realizado pela ACP corresponde a olhar para a direção que, no espaço  $v$ -dimensional das variáveis originais, traz a maior quantidade possível de informações (isto é, explica a maior variância). Uma vez que a primeira direção é identificada, a segunda é procurada - ela será a direção que explica a maior parte da variância residual, sob a condição de ser ortogonal à primeira. Este processo continua até que a  $v^{\text{a}}$  direção tenha sido encontrada. Neste novo sistema, a informação está concentrada na primeira direção e diminui progressivamente, de modo que, nos últimos nenhuma informação possa ser encontrada com exceção do ruído. Essas nova direções, combinações lineares das

---

<sup>2</sup> MASSART, D. L.; VANDEGINSTE, B. G. M.; DEMING, S.N.; MICHOTTE, Y.; KAUFMAN L. **Chemometrics: a textbook**. Amsterdam: Elsevier, 1988.

originais, são os componentes principais (CP's) ou autovetores (eigenvectors) (LEARDI, 2007).

Do ponto de vista matemático, a ACP é resolvida pela procura dos autovalores (eigenvalues) da matriz de variância-covariância, que correspondem à variação explicada pelo CP correspondente. Desde que a soma dos autovalores (eigenvalues) seja igual à soma dos elementos da diagonal (trace - sinal) da matriz de variância-covariância, e desde que o trace (sinal) da matriz de variância-covariância corresponda à variância total, tem-se a confirmação de que a variação explicada pelo CP é a mesma explicada pelos dados originais.

Este fato permite o cálculo de novos eixos ortogonais onde as amostras são representadas por pontuações (escores) e a variância dos dados é explicada em ordem decrescente. Os pesos ou cargas ("loadings") contêm as informações da contribuição da variável original com a formação de cada novo eixo. Se uma carga tem um sinal positivo, significa que os objetos com altos valores da variável correspondente têm altos escores positivos naquela componente. Se o sinal for negativo, então os objetos com valores elevados irão ter altos escores negativos. Como consequência, uma visualização gráfica ("plot") dos objetos sobre os primeiros componentes permite a visualização direta das informações globais de forma muito eficiente. Tendo em conta ao mesmo tempo a pontuação (escores) e as cargas (loadings) é possível interpretar facilmente as diferenças entre objetos ou grupos de objetos, uma vez que é imediatamente compreensível que são as variáveis que fornecem a maior contribuição para o fenômeno em estudo (LEARDI, 2007).

Segundo Andrade et al. (2007b), é possível que todas as variáveis contribuam para o fator qualidade de água. No entanto, espera-se que um único subconjunto de variáveis caracterize a qualidade da água, indicado pelos maiores coeficientes. Porém, nem sempre, a matriz das componentes obtidas na fase de extração é de fácil interpretação. Esse fato ocorre quando as cargas dos fatores estão próximas do valor médio. Para suplantar essa limitação, vários pesquisadores utilizam-se do procedimento de transformação ortogonal, ou simplesmente rotação da matriz das cargas fatoriais, gerando uma nova matriz de cargas fatoriais que apresenta melhor significado interpretativo aos fatores (HAIR et al., 2009).

Outra ferramenta muito utilizada em estudos ambientais é a análise de agrupamentos. Segundo Hair et al. (2009) análise de agrupamentos é um grupo de técnicas multivariadas cuja finalidade principal é agregar objetos com base nas características que eles possuem. A análise de agrupamentos se assemelha à análise fatorial em seu objetivo de avaliar a estrutura dos dados, porém diferem no sentido de que a primeira agrega objetos e a segunda está prioritariamente interessada em agregar variáveis. Além disso, a análise fatorial faz agrupamentos com base em padrões de variação (correlação) nos dados, enquanto que a análise de agrupamentos faz agregados com base na distância (variáveis).

A análise de agrupamento hierárquico é uma técnica multivariada aglomerativa não supervisionada, isto é, sem previa informação de possíveis afinidades naturais entre os dados, que busca reconhecimento de padrões, como grupos de amostras ou variáveis (GONÇALVES; SILVA; ALPENDURADA, 2007). É também conhecida como análise de *clusters*.

A apresentação dos agrupamentos é geralmente feita na forma de dendogramas, o que facilita a visualização de agrupamentos e similaridades entre as amostras e/ou variáveis. Os agrupamentos são definidos pela distância entre todas as amostras do conjunto, em pares, e então é definida uma matriz de similaridade cujos elementos são os chamados índices de similaridade que variam entre zero e um. A cada passo, os dois grupos mais similares vão se juntando e o processo vai se repetindo até que forme um único agrupamento (NØRSKOV-LAURITSENA; BÜRGI, 1985).

Hair et al. (2009) apontam que a utilização de métodos de pré-tratamento dos dados, como a padronização pode fornecer uma ação corretiva para uma questão fundamental em medidas de similaridade, particularmente de distância, e muitos pesquisadores recomendam o seu uso. Leardi (2007) afirma que algumas técnicas de normalização, como a autonormalização (*autoscaling*) são importantes para dar a mesma importância na matriz de dados a variáveis de diferentes magnitudes e variações. No entanto, Hair et al. (2009) também afirmam que o pesquisador não pode aplicar a padronização sem considerar as suas consequências na remoção de algumas relações naturais refletidas no escalonamento das variáveis, ou a sua ineficácia em demonstrar efeitos observáveis em alguns casos.

As técnicas de análise multivariada podem ser utilizadas na avaliação de dados da qualidade da água. Segundo Leardi (2007), o objetivo destas técnicas consiste na detecção das diferenças e semelhanças entre os locais de amostragem e da presença de tendências sazonais. Esta informação não pode ser obtida de forma direta (na maioria dos casos), ao se procurar separadamente em cada uma das variáveis analisadas (base univariada).

Diversos trabalhos têm abordado a avaliação de dados de qualidade da água utilizando técnicas de análise multivariada em corpos d'água em todo o mundo. Um dos primeiros trabalhos foi o desenvolvido por Vega (1998) utilizando a ACP e a análise de cluster para discriminar as fontes de variação da qualidade da água no rio Pisuerga (Espanha). Posteriormente, destacaram-se neste sentido os trabalhos de Brodnjak-Voncina et al. (2002) que utilizou a ACP e métodos de agrupamento em dados do rio Mura na Eslovênia; de Felipe-Sotelo et al. (2007) que avaliou os dados dos rios Mero, Mendo e Mandeo, na Espanha, utilizando a ACP, assim como aplicou modelos multivariados, como o "matrix augmentation PCA" (MA-PCA) e o "parallel factor analysis" (PARAFAC); de Mendiguchia et al. (2004), Kazi et al. (2009) e Pejman et al. (2009) que aplicaram a ACP e a análise de cluster aos dados de qualidade da água do rio Guadalquivir (Espanha), lago Manchar (Paquistão), e do rio Hazaz (Irã), respectivamente.

Vários estudos que utilizaram ferramentas de análise multivariada na avaliação de dados de qualidade de água também já foram desenvolvidos no Brasil. Estes estudos diferenciam-se nas variáveis aplicadas, número de estações monitoradas, frequência de monitoramento, pré-tratamento dos dados e na escolha da técnica de análise multivariada. Um resumo dos estudos desenvolvidos no Brasil descritos na literatura até julho de 2011, abordando este tema, pode ser observado nas Tabelas 2 e 3.

**Tabela 2. Descrição e quantificação de variáveis, pontos e frequência de monitoramento em estudos utilizando técnicas multivariadas no Brasil.**

Referência	Local	Corpo(s) d'água	Nº de variáveis	Variáveis	Nº de Pontos	Meses monitorados
Silva e Sacomani, 2001	São Paulo	Rio Pardo	11	Condutividade, turb.*, pH, DQO*, coliformes., DBO*, sulfato, nitrog.* total e fosf.*, temp.* ar, temp. água	8	12
Gatts, Ovalle e Silva, 2005	Rio de Janeiro	Rio Paraíba do Sul	13	Nitrato, nitrito, amônio, fosfato, DOP, DON, sílica, OD*, alcalinidade, descarga, pH, temperatura e cond.	1	28
Zeilhofer, Rondon-Lima e Lima, 2006	Mato Grosso	Rio Cuiabá	10	Alcalinidade, DBO, DQO, coliformes totais, OD, NKT, pH, fósf. total, sólidos totais e turb.	11	36
Andrade et al., 2007 (a)	Ceará	Baixo Acaraú	25	pH, temp., cor, turb., nitrato, amônia total, amônia livre, amônia ionizada, sódio, cloretos, potássio, sulfato, dureza, cálcio, magnésio, alcalinidade. total, alcalinidade bicarbonatos, cond., sólidos suspensos., OD, DBO, fósforo total, ortofosfato, clorofila, coliformes. totais e coliformes termotolerantes	7	4
Andrade et al., 2007 (b)	Ceará	Alto Acaraú	16	pH, temp., cor, turb., nitrato, amônia total, amônia livre, amônia ionizada, sódio, cloretos, potássio, sulfato, dureza, cálcio, magnésio, alcalinidade total, alcalinidade bicarbonatos, condutividade, sólidos suspensos, OD, DBO, fósf. total, ortofosfato, clorofila, coliformes.totais e termotolerantes	6	4
Dos Santos et al., 2008	Bahia	Córrego Verruga	9	Sódio, potássio, cálcio, magnésio, manganês, cobre, zinco, cádmio e ferro	7	3
Zimmermann, Guimarães e Peralta-Zamora, 2008	Paraná	Rio Tibagi	15	DBO, coliformes fecais, OD, turb., temp., pH, sólidos totais, fósf. total, NKT, nitr. amoniacal, nitritos, nitratos, DQO, cloretos e vazão	3	12
Palácio et al., 2009	Ceará	Bacia do Curu	16	ph, condutividade, cálcio, magnésio, sódio, potássio, cloreto, carbonato, bicarbonato, sulfato, fosfato, amônio, e nitrato, relação de adsorção de sódio (RAS), OD, DBO e sólidos dissolvidos	7	4
Alexandre et al., 2010	Ceará	Açude Serrote	6	Condutividade, pH, OD, temp., fósf. total e clorofila	4	5
Coletti et al., 2010	São Paulo	Rio das Pedras	8	Condutividade, pH, nitr. amoniacal, amônia, nitrato, fósforo total, sólidos suspensos, turbidez e OD	6	13
Campanha et al., 2010	São Paulo	Rios Preto, Turvo e Grande	14	Amônia, nitrito, nitrato, fósf. total, sulfato, carbono orgânico total, alcalinidade, sólidos totais dissolvidos, precipitação, pH, condutividade, OD, temp., turbidez	14	12
Pereira-filho et al., 2010	Santa Catarina	Rio Itajaí-Açú	19	Clorofila, carbono orgânico particulado (COP), DBO, vazão, sólidos suspensos, fosfato, amônia, nitrito, nitrato, OD, pH, razão nitrogênio/fósforo, fósf. orgânico dissolvido, fósf. orgânico total, fósf. total, salinidade, saturação de oxigênio, sílica, temp.	9	56
Palácio et al., 2011	Ceará	Reservatórios (açudes) em 11 sub-bacias	7	cloreto, cálcio, magnésio, sódio, bicarbonato, condutividade e razão de adsorção de sódio (RAS)	48	-

\*Turb. = turbidez, DQO = demanda química de oxigênio, DBO = demanda bioquímica de oxigênio, temp. = temperatura, nitr. = nitrogênio, fósf. = fósforo, NKT = nitrogênio Kjeldhal Total, OD = oxigênio dissolvido, DOP = fósforo orgânico dissolvido, DON = nitrogênio orgânico dissolvido.

Tabela 3. Técnicas multivariadas utilizadas em estudos de rios feitos no Brasil até Julho de 2011.

Referência	Análise Multivariada				Resultados PCA				Resultados Cluster		
	Pré-tratamento	ACP	Cluster	Outras	% V.T*	Variáveis	% V.T	Variáveis	Método de Ligação	Distância de ligação	Nº de grupos
Silva e Sacomani, 2001	-	x	-	-	74,89	condutividade, turbidez, pH, DQO, coliformes, DBO, sulfato, nitrogênio total e fósforo	16,06	temp. do ar e temp. da água	-	-	-
Gatts et al., 2005	normalização	x	-	-	29,09	descarga	22,57	-	-	-	-
Zeilhofer, Rondon-Lima e Lima, 2006	normalização (média zero e variância 1)	x	-	LDRA	35,90	fósforo total e DQO	27,99	alcalinidade e oxigênio dissolvido	-	-	-
Andrade et al., 2007 (a)	matriz de correlação	x	-	-	29,45	turbidez, cor, amônia e sólidos suspensos	19,17	nitrito, sulfato, fósforo total	-	-	-
Andrade et al., 2007 (b)	padronização e escalonamento	x	-	-	39,81	dureza, magnésio, sódio, alcalinidade bicarbonatos, condutividade, cálcio, cloretos	29,22	sulfato, nitrito, fósforo total, ortofosfato solúvel e potássio	-	-	-
Santos et al., 2008	autoescalonamento	x	x	-	-	sódio, magnésio, ferro, zinco, cobre e níquel	-	cádmio, manganês, cálcio e potássio	Ward	quadrado da distância Euclidiana	2
Zimmermann, Guimarães e Peralta-Zamora, 2008	autoescalonamento	x	-	-	44,84	-	21,39	-	-	-	-
Palácio et al., 2009	normalização (média zero e variância 1)	-	x	-	-	-	-	-	Ward	quadrado da distância Euclidiana	4
Alexandre et al., 2010	-	-	x	-	-	-	-	-	Ward	quadrado da distância Euclidiana	2
Coletti et al., 2010	-	x	-	-	38,30	nitrogênio amoniacal, amônia e nitrogênio Total	18,90	-	-	-	-
Campanha et al., 2010	autoescalonamento	x	x	-	41,00	amônia, fósforo, sulfato, alcalinidade, condutividade, sólidos totais dissolvidos e carbono orgânico total	13,00	oxigênio dissolvido e nitrito	-	-	2
Pereira-filho et al., 2010	autoescalonamento	x	x	-	51,87	oxigênio dissolvido e pH	25,26	salinidade, pH, clorofila, nitrito, amônio e razão nitrogênio/fósforo	Ward ou mínima variância	distância Euclidiana	3
Palácio et al., 2011	normalização (média zero e variância 1)	x	x	-	57,00	cloretos, condutividade, sódio e magnésio	27,00	cálcio e bicarbonato	Ward	quadrado da distância Euclidiana	4

\*%V.T= porcentagem de variância total explicada pelo fato, DQO = demanda química de oxigênio, DBO = demanda bioquímica de oxigênio, LDRA = análise linear de redundância.

O número de variáveis analisadas é diversificado, assim como as variáveis selecionadas. Parâmetros como pH, oxigênio dissolvido (OD), condutividade e DBO foram os mais frequentes, devido provavelmente à baixa complexidade com que são obtidos (geralmente utilizando-se sondas e medição direta em campo) e ao baixo custo. Análises de íons e de fósforo total também foram citadas na maioria dos estudos, devido ao interesse em se identificar fontes de poluição pontuais ou difusa.

A maioria das pesquisas emprega a análise de componentes principais (ACP) visando identificar as variáveis mais significativas na análise dos fenômenos que ocorrem nas respectivas sub-bacias, ou visando uma redução no número de parâmetros analíticos, buscando excluir aqueles que encontram-se em componentes menos importantes. A análise de cluster tem sido utilizada em estudos mais recentes, para identificar padrões e/ou similaridades entre as amostras, buscando identificar influências da sazonalidade e do uso e ocupação do solo. Estudos mais recentes têm utilizado uma combinação das 2 (duas) técnicas de análise multivariada, a ACP e a técnica de cluster, almejando o refinamento das informações obtidas por ambas as técnicas.

O uso de ferramentas estatísticas multivariadas para realizar uma avaliação mais completa dos dados gerados na bacia do Rio Cuiabá foi primeiramente proposto por Rondon-Lima (2001). Nesse estudo foram realizados análises estatísticas multivariadas, testes de hipótese, análises de correlação e regressão e sensoriamento remoto, com o objetivo de medir, avaliar e prognosticar valores para a qualidade de água no trecho urbano. As vantagens do uso da estatística foram evidentes, devido à melhor qualidade da informação gerada e à possibilidade de se correlacionar as influências do lançamento de efluentes domésticos na bacia e a importância de se mensurar a poluição de origem difusa.

Recentemente, uma parceria firmada entre a SEMA-MT e a Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), para a execução de um projeto financiado pelo CNPQ-PNPD e pela CAPES-PRODOC, possibilitou aumentar o número de parâmetros analisados e as frequências das amostragens ao longo do rio Cuiabá. Nove parâmetros foram acrescentados nas análises, a frequência da

coleta passou de trimestral para bimestral e o número de amostras coletadas por ponto passou de uma para três amostras. Essas modificações visam melhorar o entendimento da avaliação da qualidade da água na bacia, além de possibilitar uma melhor compreensão dos fenômenos que ocorrem na bacia hidrográfica, temporal e espacialmente.

## 4 MATERIAL E MÉTODO

### 4.1 Área de Estudo

O presente estudo foi desenvolvido na bacia hidrográfica do Rio Cuiabá, uma sub-bacia da Bacia Hidrográfica do Alto Paraguai (Figura 1). Possui uma área de drenagem de cerca de 28.732 km<sup>2</sup>, das nascentes até a cidade de Barão de Melgaço no Pantanal, sendo que até a cidade de Cuiabá, a área de drenagem é de 21.730 km<sup>2</sup> (FIGUEIREDO; SALOMÃO, 2009). As nascentes do rio Cuiabá localizam-se no município de Rosário Oeste (MT), precisamente nas encostas da Serra Azul. Seus principais formadores são os rios Cuiabá da Larga e o Cuiabá do Bonito, sendo o primeiro considerado a sua nascente principal. Somente após a sua confluência com o Rio Manso, recebe a denominação rio Cuiabá (Figura 2).

A bacia do rio Cuiabá é formada pelo rio Cuiabá e seus afluentes, como os rios: Marzagão, Manso, Acorizal, Coxipó-Açú, Coxipó, Coxipó-Mirim, Aricá Açú, Aricá Mirim, Mutum e São Lourenço pela margem esquerda, e pela margem direita o Chiqueirão, Jangada, Espinheiro e Piraim (FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE DE MATO GROSSO, 1995). Localiza-se entre as coordenadas geográficas 14°18' e 17°00'S e 54°40' e 56°5'W, englobando os municípios de Acorizal, Barão de Melgaço, Chapada dos Guimarães, Cuiabá, Jangada, Nobres, Nossa Senhora do Livramento, Poconé, Nova Brasilândia, Rosário Oeste, Santo Antônio de Leverger e Várzea Grande. Encontra-se também nessa sub-bacia o Parque Nacional de Chapada dos Guimarães, um dos principais pólos turístico do estado, com muitas cachoeiras, como Salgadeira, Cachoeirinha e Véu de Noiva, todas localizadas no rio Coxipó-Mirim.

De acordo com Moreno e Souza-Higa (2005), na Região Hidrográfica do Paraguai, onde se localiza a sub-bacia do Rio Cuiabá, observa-se a presença do domínio biogeográfico Cerrado, Pantanal, além de zonas de Florestas. O Cerrado recobre principalmente as depressões do Alto Paraguai-Guaporé, ao sul até os limites com Mato Grosso do Sul. A estrutura básica do Cerrado é

constituída de dois estratos: o superior, formado por arbustos e árvores de até 10 metros de altura, e o inferior, composto por um tapete herbáceo graminoso. A diversidade florística do Cerrado proporciona diferentes habitats e fontes de alimentos para mamíferos, aves, insetos, répteis e outros. Muitas espécies estão sob risco de extinção como: o tatu-canastra, lobo-guará, onça-pintada, cachorro-do-mato-vinagre, jaguatirica, ariranha, entre outros. As matas de galeria fornecem ambiente propício para o desenvolvimento da fauna aquática, assim como para a presença sazonal de animais e aves, em razão dos seus movimentos migratórios (MORENO; SOUZA-HIGA, 2005).

Destaca-se nesta bacia a presença da Floresta Estacional Aluvial, que ocorre em faixas estreitas e descontínuas ao longo de rios, com formação vegetal bastante complexa. As espécies animais distribuem-se de forma estratificada. O estrato emergente, com árvores acima do dossel, é habitado por aves e insetos. O estrato dominante abriga grande variedade de espécies como primatas, preguiças, tamanduás e uma série de pequenos carnívoros, sendo as aves o conjunto mais representativo. A fauna do solo inclui veados, roedores, aves terrestres, insetos e outros invertebrados.



 Bacia do rio Cuiabá

**Figura 1. Localização geográfica da bacia hidrográfica do rio Cuiabá.**  
**Fonte: Figueiredo, Salomão (2009).**



Figura 2. A Região Hidrográfica do Paraguai e o Pantanal Matogrossense.  
Fonte: Figueiredo, Salomão (2009).

A região do Pantanal compreende um mosaico integrado de paisagens, resultado da convergência de quatro grandes domínios: as Florestas Amazônica e Atlântica, o Cerrado e o Chaco, sendo pequena a ocorrência de flora endêmica. De um modo geral as formações vegetais do Pantanal estão distribuídas em quatro áreas: áreas permanentemente alagadas; áreas de solos alagadiços durante a cheia e que não secam completamente nas vazantes; áreas periodicamente inundadas; e áreas não inundáveis. As plantas aquáticas e de terrenos alagados são importantes para a realização de funções ecológicas como a ciclagem e o armazenamento de nutrientes, entre outros, principalmente como indicadoras das condições ecológicas locais, assim como no controle e manutenção da biodiversidade. A água é o fator regulador da fauna e transforma o Pantanal em um grande viveiro de peixes, aves, mamíferos, entre outros (SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE, 2011).

Os aspectos climatológicos da Região Hidrográfica do Paraguai caracterizam-se pelas oscilações que ocorrem nas variáveis hidrológicas e outras grandezas meteorológicas. Entre essas grandezas, destacam-se: precipitação anual entre 800 e 1600 mm, com as máximas precipitações ocorrendo na cabeceira; evapotranspiração potencial média anual entre 3,6 mm/dia e 4,3 mm/dia; temperatura média de 22 a 25°C; temperatura mínima média anual entre 17 e 20°C e temperatura máxima média anual entre 29 e 32°C (MUSIS, 1997). Na bacia do rio Cuiabá, a média histórica de precipitação de 72 anos na Estação do Ministério da Agricultura em Várzea Grande é de 1346,6 mm (FIGUEIREDO; SALOMÃO, 2009).

Na região do Pantanal, a pluviosidade, como ocorre geralmente em todo o estado de Mato Grosso, caracteriza-se pela sua concentração no período de primavera-verão (setembro a março) e pela sua diminuição no período de outono-inverno (abril a agosto). Maitelli (2005) observa que, no entanto, ocorre uma diminuição das chuvas de periferia em direção ao interior da região Pantaneira, assim como das escarpas e chapadas elevadas em direção às terras mais baixas.

Segundo informações de Vital et al. (2006<sup>3</sup>, apud MOURA, 2006), a bacia do Rio Cuiabá pode ser dividida em 3 porções quanto à localização do *continuum* do rio:

- Alto Cuiabá: abrange os municípios de Nobres, Rosário Oeste, Nova Brasilândia, Campo Verde, Acorizal, Jangada e Chapada dos Guimarães. Esta região é caracterizada por apresentar uma vegetação do tipo cerrado em que a agricultura é uma das atividades dominantes. Ocorre ainda a exploração de diamante e calcário em Nobres, na porção sudeste;
- Médio Cuiabá: abrange os municípios de Cuiabá, Várzea Grande, Nossa Senhora do Livramento, Santo Antônio do Leverger e Barão de Melgaço (“baixada Cuiabana”), compreendendo uma área de depressão que fica entre as partes mais altas do planalto e o início da planície inundável. Nesta região ocorre uma maior concentração de atividades industriais, que lançam resíduos com diferentes potenciais poluidores, assim como há uma intensificação no lançamento de esgotos domésticos e resíduos sólidos, devido à maior densidade populacional destas áreas urbanas;
- Baixo Cuiabá: abrange os municípios de Barão de Melgaço e Poconé. Essa região é constituída de planícies de inundação, que é a área pantaneira. É uma porção com pouca ocupação humana.

## 4.2 Coleta das Amostras de Água

As coletas das amostras de água superficial e medições de parâmetros físicos e químicos em campo foram realizadas em 13 estações de coleta na bacia hidrográfica do rio Cuiabá, onde atualmente existe o monitoramento sistemático da qualidade da água realizado pela Secretaria de Estado do Meio Ambiente (SEMA-MT).

A listagem das estações e a localização das mesmas são apresentadas na Tabela 4 e Figura 3.

Medições de 08 parâmetros determináveis em campo (pH, oxigênio dissolvido, condutividade, sólidos totais dissolvidos, potencial redox, temperatura da água e temperatura do ar) foram feitas durante um ano hidrológico. Seis campanhas de coleta de amostras de água, de frequência bimestral, foram feitas para análises físicas, químicas e microbiológicas. Em 08 das 13 estações de coleta, como indicado na Tabela 4, foram coletadas amostras para a análises de pesticidas.

As amostras foram coletadas em triplicata (em frascos distintos), segundo as metodologias indicadas pelo *Standard Methods of Examination of Water and Wastewater* (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 2005) e pelo Guia de Coletas de Amostras de Água (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL, 1988).

Tabela 4. Estações de amostragem - bacia do Rio Cuiabá.

Rio	Número /Nome da Estação	Município	Código HIDROWEB	Código da Estação	Altitude	Coordenadas	Trecho do rio	Caracterização da estação
Cuiabá	<b>01 – Marzagão*</b>	Nobres	66133000	CBA134	238	14°32'31,33" S - 55°50'50,5" W	Alto Cuiabá	Zona rural Mata ciliar preservada Não foram visualizadas fontes pontuais de lançamento de efluentes nas proximidades
Cuiabá	<b>02 - Jusante de Nobres*</b>	Nobres	66245001	CBA224	189	14°45'11,10" S - 56°19'38,8" W	Alto Cuiabá	Zona Rural Mata ciliar alterada Não foram visualizadas fontes pontuais de lançamento de efluentes nas proximidades
Cuiabá	<b>03 - Ponte em Rosário Oeste</b>	Rosário Oeste	66250002	CBA269	186	14°49'58,19" S - 56°24'51,00" W	Alto Cuiabá	Área Urbana Mata Ciliar Preservada Há fontes pontuais de lançamento de efluentes domésticos
Cuiabá	<b>04 - Acorizal*</b>	Acorizal	66255000	CBA342	173	15°12'16,22" S - 56°22'0,60" W	Alto Cuiabá	Zona Rural Mata Ciliar Preservada Não foram visualizadas fontes pontuais de lançamento de efluentes nas proximidades
Cuiabá	<b>05 - Passagem da Conceição*</b>	Cuiabá	66259200	CBA406	153	15°33'53,52" S - 56°8'29,83" W	Médio Cuiabá	Área Urbana Mata Ciliar Alterada Há fontes pontuais de lançamento de efluentes domésticos e industriais
Cuiabá	<b>06 - Jusante do Córrego Mané Pinto</b>	Cuiabá	66259301	CBA408	156	15°36'58,1" S - 56°6'22,53" W	Médio Cuiabá	Área Urbana Mata Ciliar Alterada Há fontes pontuais de lançamento de efluentes domésticos e industriais
Cuiabá	<b>07 - Jusante do Córrego Barbado*</b>	Cuiabá	66259305	CBA415	147	15°38'25,66" S - 56°4'35,18" W	Médio Cuiabá	Área Urbana Mata Ciliar Alterada Há fontes pontuais de lançamento de efluentes domésticos e industriais

(Continua)

Tabela 4. Estações de amostragem - bacia do Rio Cuiabá (continuação).

Rio	Número /Nome da Estação	Município	Código HIDROWEB	Código da Estação	Altitude	Coordenadas	Trecho do rio	Caracterização da estação
Cuiabá	<b>08 - Jusante do Córrego São Gonçalo</b>	Cuiabá	66259309	CBA417	147	15°39'0,21" S - 56°4'11,61" W	Médio Cuiabá	Área Urbana Mata Ciliar Alterada Há fontes pontuais de lançamento de efluentes domésticos e industriais
Cuiabá	<b>09 - Jusante do Córrego Ribeirão dos Cocais*</b>	Cuiabá	66260151	CBA437	146	15°46'51,03" S - 56°8'34,59" W	Médio Cuiabá	Zona Rural Mata Ciliar Alterada Não foram visualizadas fontes pontuais de lançamento de efluentes nas proximidades
Cuiabá	<b>10 - Santo Antônio do Leverger</b>	Santo Antônio do Leverger	66270000	CBA453	144	15°52'13,40" S - 56°04'36,32" W	Médio Cuiabá	Área Urbana Mata Ciliar Alterada Há fontes pontuais de lançamento de efluentes domésticos
Cuiabá	<b>11 - Praia do Poço*</b>	Santo Antônio do Leverger	66260152	CBA464	142	15°54'48,22" S - 56°1'47,27" W	Médio Cuiabá	Zona Rural Mata Ciliar Alterada Não foram visualizadas fontes pontuais de lançamento de efluentes nas proximidades
Cuiabá	<b>12 - Jusante de Barão de Melgaço*</b>	Barão de Melgaço	66296000	CBA561	138	16°11'43,19" S - 55°58'7,27" W	Baixo Cuiabá	Área Urbana Mata Ciliar Alterada Há fontes pontuais de lançamento de efluentes domésticos
Cuiabá	<b>13 - Jusante de Porto Cercado</b>	Poconé	66341000	CBA671	122	16°31'13,17" S - 56°22'31,91" W	Baixo Cuiabá	Unidade de Conservação Mata ciliar preservada Não foram visualizadas fontes pontuais de lançamento de efluentes nas proximidades

\* Estações de coleta de amostras com análise de resíduo de pesticidas

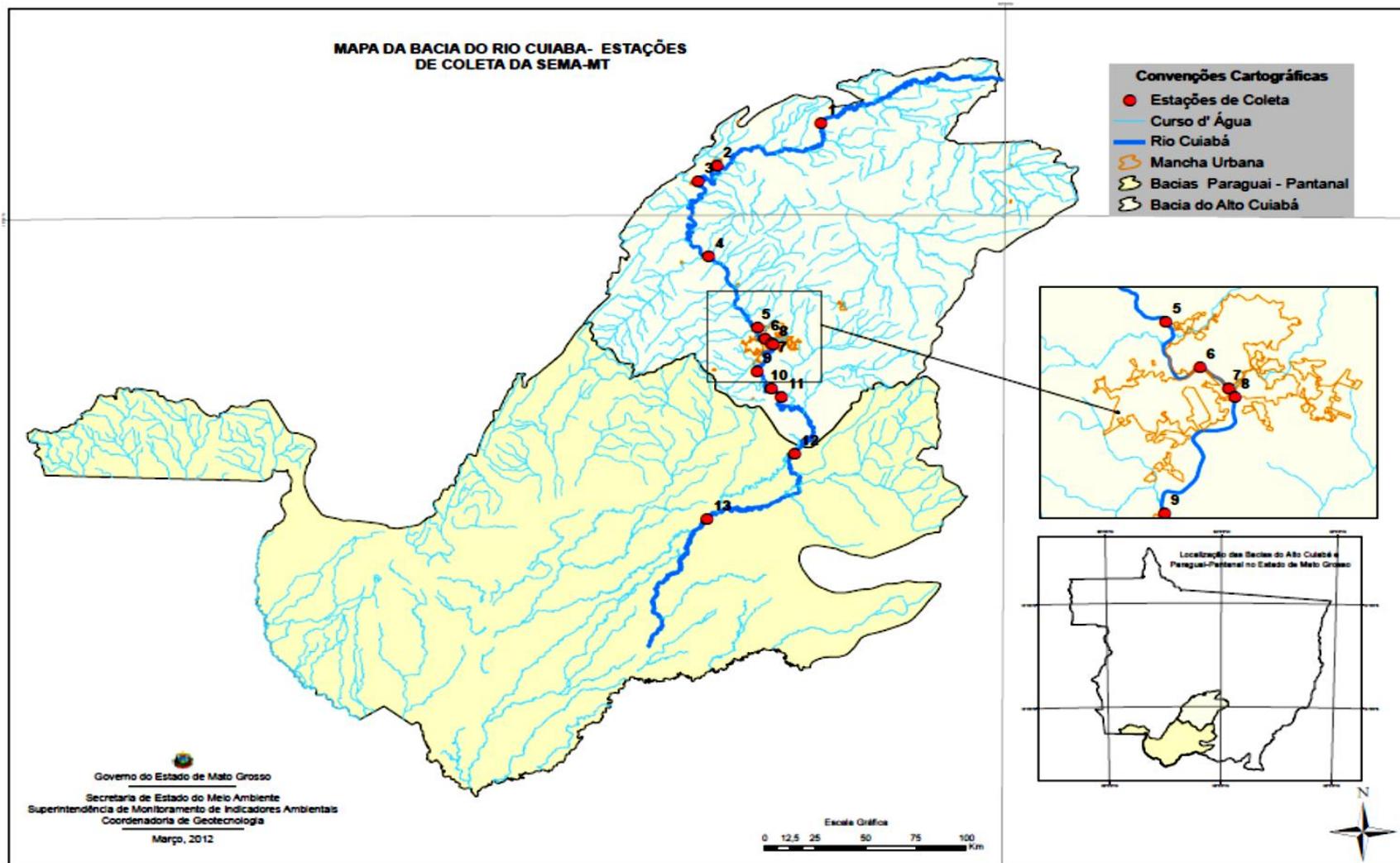


Figura 3. Mapa contendo a localização das estações onde serão efetuadas as amostragens na bacia do rio Cuiabá.

As coletas das amostras foram feitas a aproximadamente 20 cm de profundidade na coluna d'água, utilizando frascos de polietileno de 1 litro (amostra preservada com solução de ácido sulfúrico a 50%) e de 2 litros (amostra não preservada). As amostras para análises bacteriológicas (coliformes totais e *Escherichia coli*) foram coletadas utilizando bolsas plásticas esterilizadas de 100 mL. As amostras foram então acondicionadas em caixas de isopor sob refrigeração e encaminhadas até o Laboratório da SEMA-MT para serem analisadas.

A coleta das amostras para determinação dos pesticidas foi realizada utilizando frascos de vidro âmbar de 1L, limpos previamente com detergente Extran® Neutro (Merck) 2% e utilizando tampas contendo teflon. Estas amostras foram armazenadas e transportadas sob refrigeração até o Laboratório de Biocidas da UFMT.

### **4.3. Análises Laboratoriais**

#### **4.3.1 Análises de parâmetros físico e químicos em água superficial**

Trinta e um parâmetros físicos e químicos da qualidade da água foram determinados. As metodologias utilizadas são as recomendadas pelo American Public Health Association (2005). A Tabela 5 apresenta os parâmetros e a metodologia utilizada para cada análise.

As medições em campo dos parâmetros pH, temperatura da água, condutividade, oxigênio dissolvido, salinidade, sólidos totais dissolvidos (STD) e potencial de oxidação-redução (POR), foram realizadas utilizando Medidor Multiparâmetros HANNA®, modelo HI 9828, equipado com sonda de pH/POR/OD/EC/Temperatura HI 769828, com cabo de 20 m. Para as medições em triplicata, foram realizadas 3 medições em cada local, com intervalo de 1 minuto entre elas. As sondas foram calibradas em campo com solução HI 9828-25 (solução de calibração rápida) fornecida pelo fabricante.

**Tabela 5. Metodologias analíticas para análises de parâmetros físicos, químicos e biológicos.**

<b>Parâmetro</b>	<b>Método</b>
<b>pH</b>	Eletrométrico – sonda HANNA HI 769828
<b>Oxigênio Dissolvido</b>	Sensor galvânico - sonda HANNA HI 769828
<b>Condutividade Elétrica</b>	Eletrométrico - sonda HANNA HI 769828
<b>Temperatura da Água</b>	Sensor de temperatura - sonda HANNA HI 769828
<b>Sólidos Totais Dissolvidos</b>	Eletrométrico - sonda HANNA HI 769828
<b>Potencial Redox</b>	Eletrométrico - sonda HANNA HI 769828
<b>Temperatura do Ar</b>	Termômetro de Mercúrio
<b>Cor Verdadeira</b>	Espectrofotométrico – Comprimento de onda único – Standard Methods 2120 C
<b>Turbidez</b>	Nefelométrico – Standard Methods 2130 B
<b>Alcalinidade Total</b>	Titulação potenciométrica – Standard Methods 2320 B
<b>Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO</b>	Quimioluminescência – Método Diluição e incubação 20 °C por 5 dias – Standard Methods 5210 B
<b>Demanda Química de Oxigênio - DQO</b>	Espectrofotométrico – Método Refluxo Fechado – Standard Methods 5220 D
<b>Nitrogênio Amoniacal</b>	Espectrofotométrico – Método Fenato – Standard Methods 4500-NH <sub>3</sub> F / Cromatografia iônica
<b>Ortofosfato</b>	Espectrofotométrico – Método Ácido ascórbico / Cromatografia iônica – Standard Methods 4500-P E
<b>Fósforo Total</b>	Espectrofotométrico – Método Ácido ascórbico Standard Methods 4500-P E– Utilizando reagente HACH Phover 3 – Método HACH 8048
<b>Nitrogênio Nitrato</b>	Espectrofotométrico – Standard Methods 4500-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> B
<b>Sólidos Totais – Resíduo Total</b>	Gravimétrico – seco a 103-105 °C – Standard Methods 2540 B
<b>Nitrogênio Nitrito</b>	Espectrofotométrico – Método Colorimétrico – Standard Methods 4500-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> B
<b>Nitrogênio Total</b>	Espectrofotométrico – Método Persulfato – Standard Methods 4500-N C – Utilizando reagente HACH Total Nitrogen Persulfate Powder Pillows – Método HACH 10072
<b>Dureza Total</b>	Titulométrico – EDTA – Standard Methods 2340 C
<b>Cloreto</b>	Titulométrico – Nitrato de Mercúrio – Standard Methods 4500-Cl <sup>-</sup> /Cromatografia Iônica – Standard Methods 4110 C
<b>Sulfato</b>	Espectrofotométrico – Turbidimétrico – Standard Methods 4500-SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> E
<b>Sólidos Supensos Totais - Resíduo Não-Filtrável</b>	Gravimétrico – seco a 103-105 °C – Standard Methods 2540 D
<b>Sódio</b>	Cromatografia iônica – Dionex application note 141
<b>Lítio</b>	Cromatografia iônica – Dionex application note 141
<b>Potássio</b>	Cromatografia iônica – Dionex application note 141
<b>Cálcio</b>	Cromatografia iônica – Dionex application note 141
<b>Magnésio</b>	Cromatografia iônica – Dionex application note 141
<b>Coliformes Totais</b>	Método Substrato Enzimático (Colilert ®) – Standard Methods 9223 B
<b><i>Escherichia coli</i></b>	Método Substrato Enzimático (Colilert ®) – Standard Methods 9223 B

Todos os reagentes utilizados na condução das análises foram grau analítico P.A., com exceção dos reagentes para as análises cromatográficas, que apresentavam grau resíduos, para análise por HPLC. Água utilizada como reagente foi ultrapura, obtida após passagem em sistema de ultrapurificação Permutation<sup>®</sup> modelo Puritech PT 0020, consistindo em quatro cartuchos de filtração: carvão, leito misto, microporoso 0,5 µm e bacteriológico 0,2 µm; passando em seguida em sistema de ultrapurificação Mili-Q Millipore<sup>®</sup>, modelo AdvantageA, utilizando cartuchos de purificação Quantum-Tex e Q-Gard T1 e filtro 0,22 µm Millipak 40.

Para aquecimento de tubos para as análises de DQO, nitrogênio total e fósforo total foi utilizado um Reator Digital HACH<sup>®</sup>, modelo DRB200 para tubos HACH TNTplus. As leituras espectrofotométricas dos parâmetros DQO, nitrogênio total, fósforo total, ortofosfato, nitrogênio nitrato, nitrogênio nitrito e sulfato foram realizadas em Espectrofotômetro UV-Vis HACH<sup>®</sup> modelo DR 5000<sup>TM</sup>.

As medidas de turbidez foram realizadas em Turbidímetro HACH<sup>®</sup> modelo 2100AN, 115 Vac. As medidas de cor foram realizadas em colorímetro portátil de bancada para análise de cor Policontrol<sup>®</sup>, modelo Aquacolor Cor.

Para a análise potenciométrica da alcalinidade, foram utilizados pHmetro de bancada Qualxtron<sup>®</sup>, modelo QX1500 Plus e agitador magnético FANEM<sup>®</sup> modelo 257. Para a titulação foi utilizado bureta digital Eppendorf<sup>®</sup>, modelo Top Buret H.

Para análise da DBO utilizou-se sonda de oxigênio dissolvido HACH<sup>®</sup> modelo LBOB101 acoplado a medidor multiparâmetro HACH modelo HQ30d.

As análises titulométricas de dureza foram realizadas com bureta digital Eppendorf<sup>®</sup> modelo Top Buret H. As análises de cloreto foram realizadas com Bureta Digital Jencons<sup>®</sup> modelo Digitrate 30 mL. Para ambas foi utilizado agitador magnético Nova Ética, modelo 113.

As análises de cátions (sódio, lítio, potássio, magnésio, cálcio e nitrogênio amoniacal) foram realizadas em cromatógrafo de íons Dionex<sup>®</sup>, modelo ICS-1000, utilizando coluna analítica Dionex CS16 3 mm (acoplada a

pré-coluna CG16 3 mm), loop de 25 µL, solução eluente ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) 20 mM, taxa de fluxo de eluente de 0,36 mL/min, supressora CSRS (Cation Self-Regenerating Suppressor) 300 2 mm. Em cada injeção, foi injetado 1 mL de amostra não-preservada, após filtração.

No mês de Julho de 2011, o parâmetro cloreto foi analisado por cromatografia iônica de ânions, devido à indisponibilidade de reagentes para análise pela metodologia titulométrica. Esta análise foi realizada em cromatógrafo de íons Dionex<sup>®</sup>, modelo ICS-90, utilizando coluna analítica Dionex AS9-HC 4 mm (acoplada a pré-coluna AG9-HC 4 mm), loop de 25 µL, solução eluente carbonato de sódio 9 mM, taxa de fluxo de eluente de 1 mL/min, supressora AMMS (Anion MicroMembrane Suppressor) 300 4 mm, com solução de ácido sulfúrico 50 mN como regenerante. Em cada injeção, foi injetado 1 mL de amostra não-preservada, após filtração.

Após as análises, os dados foram organizados em planilha eletrônica utilizando o software Microsoft Excel<sup>®</sup>, na qual foram calculados os valores médios e estes foram confrontados com os limites impostos pela Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA.

#### **4.3.2 Determinação de resíduos de pesticidas em água**

A seleção dos pesticidas estudados foi baseada nos compostos detectados em trabalhos anteriores realizados no Estado de Mato Grosso (LAABS et al., 1999; DORES et al., 2003; DORES et al., 2006; CARBO et al., 2008; NOGUEIRA, 2011; RIBEIRO, 2012), dados do Instituto de Defesa Agropecuárias de 2009 sobre o uso de pesticidas nos municípios da “baixada Cuiabana”, e nas substâncias que possuíam método analítico validado no Laboratório de Análise de Resíduos de Biocidas do Departamento de Química da UFMT (LARB). As propriedades físicas e químicas e as estruturas químicas dos pesticidas e dos produtos de degradação estudados estão apresentadas na Tabela 6 e Figuras 4 e 5, respectivamente.

Tabela 6. Propriedades físicas e químicas dos pesticidas estudados.

	Pesticidas	$K_{oc}$ ( $\text{mL g}^{-1}$ )	$S_w$ à 20°C ( $\text{mg L}^{-1}$ )	Log $K_{ow}$	$t_{1/2}$ no solo (dias)	$t_{1/2}$ à hidrólise (dias)	Pressão de Vapor à 25°C (Pa)	$K_H$ à 25°C ( $\text{Pa m}^3 \text{mol}^{-1}$ )
<b>Herbicidas</b>	Atrazina	100	35	2,70	75,0	86,0	$3,9 \cdot 10^{-5}$	$1,50 \cdot 10^{-4}$
	DIA	142	670	1,15	d.n.e.	d.n.e.	d.n.e.	$1,52 \cdot 10^{-5}$
	DEA	72	3.200	1,51	45,0	d.n.e.	$1,24 \cdot 10^{-2}$	$1,55 \cdot 10^{-4}$
	Metolacloro	200	530	3,40	90,0	$>200^{(1)}$	$1,7 \cdot 10^{-3}$	$2,40 \cdot 10^{-3}$
	Diurum	1.067	35,6	2,87	75,5	Estável	$1,15 \cdot 10^{-6}$	$2,00 \cdot 10^{-6}$
<b>Inseticidas</b>	Imidacloprido	-	610	0,57	191	Estável	$4,0 \times 10^{-7}$	$1,7 \times 10^{-10}$
	Clorpirifós	8.151	1,05	4,70	50,0	25,5	$1,43 \cdot 10^{-3}$	$4,78 \cdot 10^{-1}$
	Tiacloprido	-	184	1,26	15,5	Estável	$3,0 \times 10^{-7}$	$5,0 \times 10^{-10}$
	$\alpha$ -endossulfam	11.500	0,32	4,75	50,0	20,0	$8,3 \cdot 10^{-4}$	$1,48 \cdot 10^{-10}$
	$\beta$ -endossulfam	11.500	0,32	4,75	50,0	20,0	$8,3 \cdot 10^{-4}$	$1,48 \cdot 10^{-10}$
	Endossulfam sulfato	5.194	0,48	3,66	d.n.e.	d.n.e.	d.n.e.	d.n.e.
	Parationa Metílica	240	55	3,00	12,0	21,0	$2,0 \cdot 10^{-4}$	$8,57 \cdot 10^{-3}$
	Malationa	217	148	2,75	0,17	6,2	$3,10 \cdot 10^{-3}$	$1,00 \cdot 10^{-3}$
	Metomil	25	55.000	1,24	7,0	$<2^{(1)}$	$7,2 \cdot 10^{-4}$	$2,13 \cdot 10^{-6}$
	Acetamiprido	107	2.950	0,80	3,0	Estável	$1,73 \cdot 10^{-7}$	$5,30 \cdot 10^{-8}$
	Aldicarbe	30	4.930	1,15	10,0	189,0	$3,87 \cdot 10^{-3}$	$1,25 \cdot 10^{-5}$
	Carbofurano	23	322	1,80	29,0	37,0	$8,0 \cdot 10^{-5}$	$5,00 \cdot 10^{-5}$
	Teflubenzurom	26.062	0,01	4,30	92,0	$240^{(2)}$	$9,16 \cdot 10^{-4}$	$6,98 \cdot 10^{-3}$
	Tiametoxam	70	4.100	-0,13	50,0	Estável	$6,60 \cdot 10^{-9}$	$4,70 \cdot 10^{-10}$
<b>Fungicidas</b>	Flutriafol	205	95	2,30	1.358,0	Estável	$4,4 \cdot 10^{-4}$	$1,27 \cdot 10^{-6}$
	Carbendazim	225	8	1,48	40,0	350,0	$9,0 \cdot 10^{-5}$	$3,60 \cdot 10^{-3}$

Fonte: (The Pesticide Properties Database, 2011). <sup>(1)</sup>Dores; De-Lamonica-Freire, 2001; <sup>(2)</sup>Milhorne et al., 2009.

$K_{oc}$ : coeficiente de sorção normalizado pelo carbono orgânico.  $S_w$ : solubilidade em água.  $K_{ow}$ : coeficiente de partição octanol-água.  $t_{1/2}$ : tempo de meia-vida no solo e em água.  $K_H$ : constante da lei de Henry. d.n.e.: dados não encontrados.

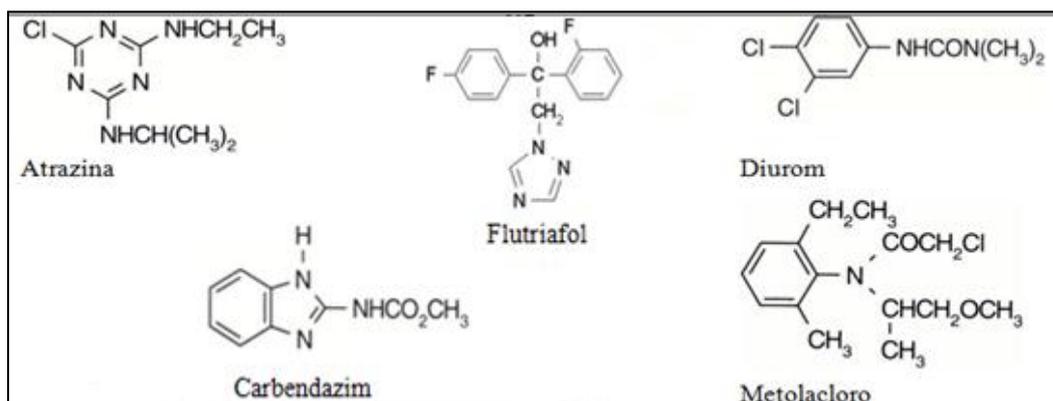


Figura 4. Estruturas químicas dos herbicidas e fungicidas estudados.

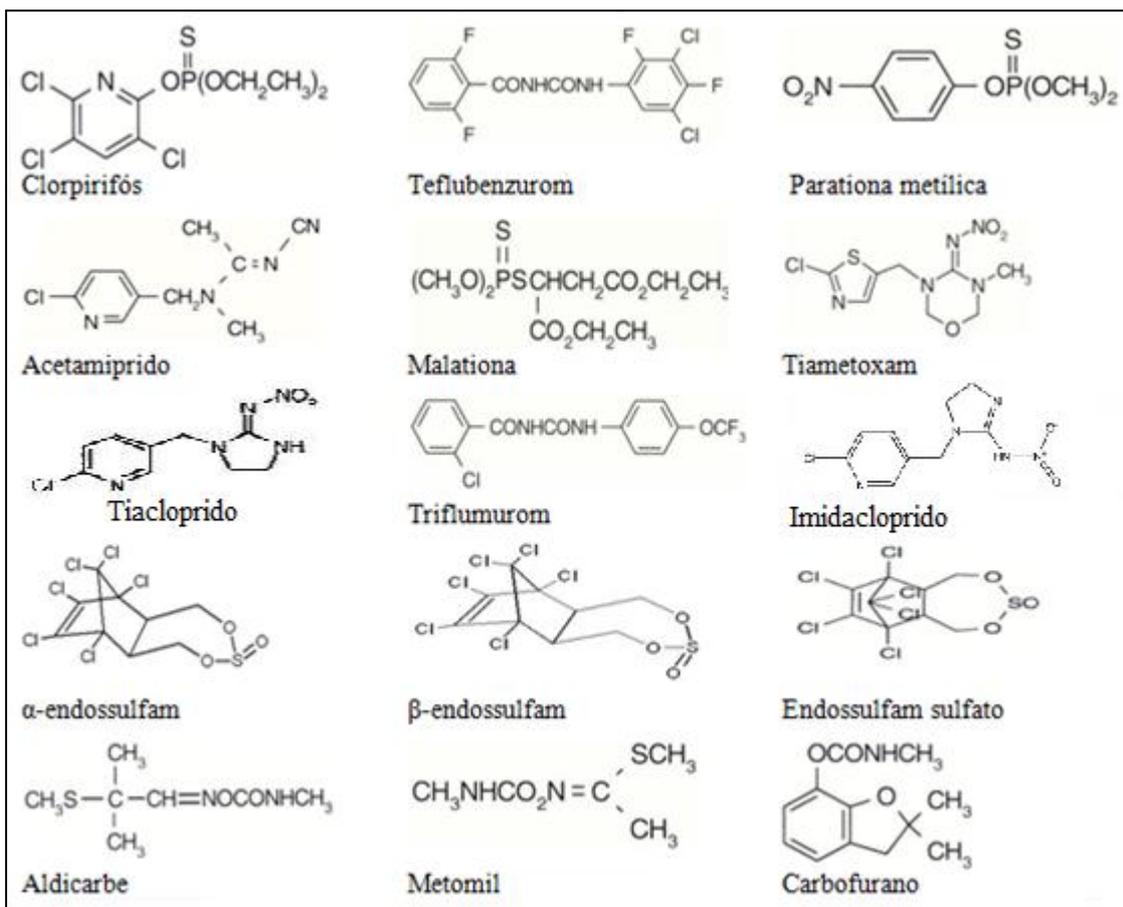


Figura 5. Estruturas químicas dos inseticidas estudados.

Os métodos já desenvolvidos e validados para análise de pesticidas em água no Laboratório de Análise de Resíduos de Biocidas da UFMT (NOGUEIRA, 2011; RIBEIRO, 2012) consistem na filtração das amostras sobre membrana de fibra de vidro (0,47  $\mu\text{m}$  de tamanho de poro) e etapa de pré-concentração dos pesticidas, utilizando volumes conhecidos de amostra, por extração em fase sólida (cartuchos contendo C18 ou SDVB). Após a eluição dos pesticidas, os mesmos são identificados e quantificados em cromatógrafo a gás acoplado a espectrômetro de massas (CG-EM) ou cromatógrafo líquido com detector de arranjo de diodos (CLAE-DAD), dependendo das características das moléculas a serem analisadas. A identificação inequívoca e a quantificação cuidadosa por análise cromatográfica foram feitas utilizando padrões analíticos de alta pureza, além da análise dos espectros de massa e de absorção UV-Vis.

As análises das amostras de água para determinação dos pesticidas por CG-EM foram feitas para todos os meses de coleta. Para as determinações por CLAE-DAD, as análises foram realizadas nas amostras coletadas a partir de setembro de 2011, devido à insuficiência de volume de amostras coletadas na primeira coleta para a realização de análises pelas duas metodologias.

Para a determinação dos pesticidas, do total de 1L de amostra de água coletada em cada frasco (total de 3 frascos em cada estação e mês) foram separados 500 mL para as análises por CG-EM e 500 mL para análises por CLAE-DAD.

Para as análises por extração em fase sólida e cromatografia foram utilizados os seguintes reagentes e solventes: acetato de etila (Mallinckrodt Nanograde), tolueno (Mallinckrodt UltiMAR), acetato de etila (Tedia), metanol (Tedia, grau HPLC/SPECTRO), n-hexano (Mallinckrodt Chemicals) e acetonitrila (J.T. Baker, grau HPLC) para análise de resíduo; sulfato de sódio anidro (J.T Baker, ACS), cloreto de sódio (J.T. Baker, ACS) acetona (PA, QUEMIS), fase sólida C18 (Bakerbond™ Octadecyl, 40 µm Prep LC Packing, JT Baker), fase sólida Supelclean SDVB (estireno divinil benzeno) (Supelco). A identificação e a quantificação por análise cromatográfica foi feita utilizando padrões analíticos de alta pureza (> 95%) (Dr. Ehrenstorfer, Sigma Aldrich e Pestanal®)

Na análise de resíduos de pesticidas por cromatografia gasosa, o método de extração utilizado (NOGUEIRA, 2011) consiste inicialmente na filtração das amostras de água (500 mL), utilizando filtro de fibra de vidro, 0,47 µm, e posterior ajuste do pH entre 6,5 e 7,5 com solução de 0,01 mol L<sup>-1</sup> de hidróxido de sódio ou ácido clorídrico. Em seguida, efetuou-se a pré-concentração dos analitos em sistema de extração a vácuo por extração em fase sólida com cartuchos contendo 1g de C18 (octadecil), condicionados previamente com 10 mL de metanol e 10 mL de água deionizada. Após a pré-concentração dos pesticidas, os cartuchos foram centrifugados por 5min para máxima retirada de água e, posteriormente os analitos foram eluídos com porções de 10 mL de acetato de etila, 10 mL hexano: acetato de etila (7:3, v/v)

e 5 mL de hexano, recolhidos em balões formato de pêra sobre um funil de vidro contendo lã de vidro com 2 g de sulfato de sódio anidro.

Após lavagem do funil com 5 mL de hexano, o eluato recolhido no balão foi concentrado em evaporador rotatório a 40°C sob uma pressão de 270 mbar e rotação de 90 rpm, até quase a secura. O concentrado foi retomado em tolueno e transferido para frasco amostrador (sendo o volume final de aproximadamente 1,5 mL) contendo 100 µL de uma solução do padrão interno (fenantreno deuterado, aproximadamente 1,024 µg mL<sup>-1</sup>). Os extratos foram armazenados sob refrigeração (-4 °C) até determinação cromatográfica.

As amostras foram injetadas em cromatógrafo a gás automático THERMO Scientific®, modelo TRACE CG Ultra, com amostrador automático modelo AI3000. As condições cromatográficas foram: coluna cromatográfica HP-5MS (5% difenil metil siloxano, 30,0 m x 250 µm d.i. x 0,25 µm de espessura do filme), volume de injeção de 1,0 µL, fluxo do gás de arraste (hélio) igual a 1,0 mL min<sup>-1</sup>, programação de temperatura de forno: T<sub>inicial</sub> = 92 °C por 2,5 min, rampa de 15 °C min<sup>-1</sup> até 175 °C ao qual permaneceu por 13 min e rampa de 20 °C min<sup>-1</sup> até 280 °C permanecendo por 15 minutos. Ionização por impacto eletrônico (70 eV). T<sub>fonte de ionização</sub> = 230 °C, T<sub>quadrupolo</sub> = 150 °C, T<sub>linha de transferência</sub> = 280 °C e T<sub>injetor</sub> = 250 °C. O método do padrão interno foi utilizado para a quantificação em modo SIM (monitoramento de íon selecionado), sendo o íon principal utilizado para a quantificação e os íons secundários para a identificação (Tabela 7). Por esta via analítica foram determinados os seguintes pesticidas: atrazina, DEA, DIA, clorpirifós, malationa, metolacoloro, α-endossulfam, β-endossulfam, endossulfam sulfato, flutriafol e parationa metílica.

Os limites de detecção e quantificação do método estão discriminados na Tabela 8, de acordo com o trabalho de Nogueira (2011).

**Tabela 7. Pesticidas estudados e seus íons correspondentes monitorados por CG/EM-SIM.**

Pesticidas	Íon principal	Secundário 1	Secundário 2
Atrazina	200,0	215,0	202,0
DIA	173,0	158,0	144,9
DEA	172,0	187,0	174,0
Clorpirifós	196,9	198,9	313,9
$\alpha$ -endossulfam	240,8	194,9	236,8
$\beta$ -endossulfam	194,9	236,8	240,8
Endossulfam sulfato	271,6	273,8	228,8
Flutriafol	124,0	164,0	219,0
Malationa	173,0	124,9	157,9
Parationa Metílica	262,9	108,9	124,9
Metolacloro	162,1	238,0	146,0
Fenantreno*	188,1	189,0	184,0

\*Padrão interno

**Tabela 8. Limites de detecção e de quantificação do método para determinação de pesticidas em água superficial por CG/EM-SIM (NOGUEIRA, 2011).**

Pesticidas	Limite de Detecção ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	Limite de Quantificação ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )
DIA	0,17	0,84
DEA	0,06	0,82
Atrazina	0,03	0,20
Parationa Metílica	0,12	0,22
Malationa	0,03	0,20
Metolacloro	0,02	0,02
Clorpirifós	0,03	0,22
$\alpha$ -endossulfam	0,06	0,22
Flutriafol	0,06	0,20
$\beta$ -endossulfam	0,03	0,10
Endossulfam sulfato	0,08	0,22

Na análise de resíduos de pesticidas por cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE-DAD), o método de extração utilizado (CARBO et al., 2008; RIBEIRO, 2012) consiste inicialmente na filtração das amostras de água (500 mL), utilizando filtro de fibra de vidro, 0,47  $\mu\text{m}$ , e posterior ajuste do pH entre 7,0 e 7,5 com solução de 0,01 mol  $\text{L}^{-1}$  de hidróxido de sódio ou ácido clorídrico. Em seguida, efetuou-se a pré-concentração dos analitos em sistema de extração a vácuo por extração em fase sólida com cartuchos contendo 0,2 g de

SDVB, condicionados previamente com 5 mL de metanol e 5 mL de água deionizada. Após a pré-concentração dos pesticidas, os cartuchos foram centrifugados por 5 min para máxima retirada de água e, posteriormente os analitos foram eluídos com 3 porções de 5 mL de solução metanol: acetonitrila 7:3 v/v, recolhidos em balões formato de pêra.

Após lavagem do funil com 5 mL de hexano, o eluato recolhido no balão foi concentrado em evaporador rotatório a 40°C sob uma pressão de 300 mbar e rotação de 90 rpm, até quase a secura. O concentrado foi retomado em metanol e transferido para frasco amostrador (sendo o volume final de aproximadamente 1,5 mL) contendo 50 µL de uma solução do padrão interno (terbutilazina, aproximadamente 120 µg mL<sup>-1</sup>). Os extratos foram armazenados sob refrigeração (-4°C) até determinação cromatográfica.

As amostras foram injetadas em cromatógrafo líquido de alta eficiência (CLAE/DAD) VARIAN®, modelo Pro Star 240, com amostrador automático modelo 410 e detector de arranjo de diodo modelo 330. As condições cromatográficas foram: coluna cromatográfica OmniSpher (C18, 25 cm x 4,6 mm d.i. x 5,0 µm de tamanho de partícula), volume de injeção de 20,0 µL, fluxo do gás de arraste (hélio) igual a 1,0 mL min<sup>-1</sup>, modo de eluição gradiente, com a seguinte ordem: início água:metanol (70:30), modificada para água:metanol (50:50) em 10 minutos, para água:metanol (30:70) em 5 minutos, para água:metanol (5:95) dos 15 aos 24 minutos e para água:metanol (0:100) dos 24 aos 29 minutos, e mantida por 5 minutos. O intervalo de comprimento de onda para aquisição dos cromatogramas variou de 220 nm a 400 nm. O método do padrão interno (terbutilazina) foi utilizado para quantificação com  $\lambda$  igual a 230 nm.

Por esta via analítica foram determinados os seguintes pesticidas: acetamipride, aldicarbe, carbendazim, carbofurano, clorfluazurom, diurom, lufenurom, metomil, tiametoxam e teflubenzurom. Os limites de detecção e quantificação do método estão discriminados na Tabela 9, de acordo com o trabalho de Ribeiro (2012).

**Tabela 9. Tabela 9. Limites de detecção e de quantificação do método para determinação de pesticidas em água superficial por CLAE-UV (RIBEIRO, 2012).**

<b>Pesticidas</b>	<b>Limite de Detecção (<math>\mu\text{g L}^{-1}</math>)</b>	<b>Limite de Quantificação (<math>\mu\text{g L}^{-1}</math>)</b>
Acetamipride	0,14	0,19
Aldicarbe	0,10	0,99
Carbendazim	0,75	0,99
Carbofurano	0,13	0,20
Diurom	0,27	0,39
Imidaclopride	0,12	0,19
Metomil	0,11	0,20
Teflebenzurom	0,25	0,40
Tiaclopride	0,07	0,19
Tiametoxam	0,10	0,20

Para as análises de resíduos de pesticidas, foram utilizados ultra-som Branson<sup>®</sup> modelo 3510R-MTH, estufa Nevoni modelo NV 1.4, bomba de vácuo Vacuumbrand modelo MZ 2C, evaporador rotatório Büchi R-134, sistema de filtração e secagem a vácuo Millipore<sup>®</sup>, sistema de extração/eluição à vácuo para cartuchos SPE J. T. Backer, pHmetro TECNOPON modelo MPA-210P, centrífuga FANEM<sup>®</sup> modelo Excelsa Baby II 206-R e mufla FORNITEC modelo UL 1400.

#### **4.4 Tratamento Estatístico - Análise Multivariada**

##### **4.4.1 Tratamento dos dados**

Para realizar a análise estatística multivariada dos dados e assim verificar a associação entre as variáveis que influenciam na qualidade das águas do rio Cuiabá, primeiramente procedeu-se a construção da matriz de dados.

Com esse objetivo, primeiramente efetuou-se um exame dos dados, para se obter uma compreensão básica dos mesmos e das relações entre as variáveis. Uma verificação dos dados inerentes à análise também foi feita

considerando as exigências para uma análise multivariada, que demanda muito mais dos dados em termos de maiores conjuntos de dados e suposições muito mais complexas do que aquilo que se encontra na análise univariada (HAIR et al., 2009). Apesar de nenhuma ação corretiva ser garantida, este esforço pode assegurar que os resultados obtidos a partir da análise multivariada sejam válidos e precisos.

Alguns autores, como Hair et al. (2009) e Leardi (2007), indicam que para se proceder a análise multivariada é necessário obter uma matriz completa de dados (sem dados faltantes). A primeira avaliação a ser feita é a respeito de dados abaixo do limite de detecção (<LD), conhecidos como dados censurados e comuns em dados de monitoramento de qualidade da água. É necessário, nestes casos atribuir valores para os dados para a realização das análises estatísticas. Geralmente, estes dados são substituídos pelo valores 0 (zero), LD/2 (metade do limite de detecção) ou LD (valor do limite de detecção). Em um estudo realizado com dados de qualidade da água subterrânea (que possui grande quantidade de dados abaixo do limite de detecção), Farnham et al. (2002) avaliaram o impacto da substituição de valores por constantes em dados censurados. Este estudo apontou que quando o número de dados censurados é inferior a 25%, a substituição de dados censurados por valores LD/2 é factível e causa o menor viés possível nos dados, quando comparado com a substituição por zero ou LD. Estudos posteriores também apresentaram desempenho satisfatório aplicando a utilização da constante LD/2 sobre outros conjuntos de dados, como os de Navarro et al. (2006), Terrado et al. (2007) e Felipe-Sotelo et al (2008).

Em virtude do número elevado de dados censurados (maior que 75%), as concentrações de resíduos de pesticidas não foram variáveis incluídas na análise multivariada.

Para se obter uma matriz completa de dados (sem dados faltantes), procedeu-se primeiramente a substituição dos valores abaixo do limite de detecção pela constante LD/2 para cada parâmetro que possuía dados censurados. Após esta etapa, procedeu-se a análise dos dados perdidos, ou

seja, que não foram possíveis de serem determinados por causas conhecidas ou aleatórias.

Segundo Leardi (2007), a quimiometria (análise de informações oriundas de dados químicos) trabalha com matrizes de dados. Embora algumas técnicas possam funcionar com um número limitado de valores em falta, um conjunto de dados quimiométricos deve ser pensado como uma planilha em que todas as células estão cheias. No entanto, em alguns casos, o resultado é uma matriz esparsa contendo algumas células em branco (dados perdidos). Se o percentual de dados faltantes é bastante elevado, o conjunto de dados não é adequado para a análise multivariada.

Hair et al. (2009) apontam vários efeitos de dados perdidos sobre uma análise estatística, sendo a redução do tamanho da amostra disponível e o viés (tendência) os mais pronunciados. A redução do tamanho da amostra ocorre quando os dados perdidos das variáveis são excluídos, tornando em alguns casos, o tamanho da amostra inadequado para análise. A tendência acontece quando um resultado estatístico baseado em dados perdidos “provoca” a perda de certos dados e gera resultados errôneos.

Geralmente ações corretivas são empregadas para remediar os efeitos causados por dados perdidos, como exclusão de variáveis ou casos, atribuição de valores ou substituição. Entretanto, é importante que qualquer ação corretiva aplicada aos dados considere os efeitos sobre os mesmos de forma a tornar possível a análise estatística, introduzindo o mínimo possível de vieses (tendência) nos resultados.

Para remediar os efeitos causados por dados perdidos e introduzir o mínimo possível de vieses (tendência) nos resultados, analisou-se a ocorrência de dados perdidos (valores válidos indisponíveis sobre uma ou mais variáveis) na matriz de dados original. Metodologia descrita por Hair et al. (2009) para analisar se a ocorrência dos mesmos é excessiva (maior que 10%) e quais ações corretivas serão efetuadas para gerar o mínimo possível de viés nos dados foi empregada. Dentre as ações corretivas a serem efetuadas sobre dados perdidos, avaliou-se a possibilidade da eliminação de casos, eliminação

de variáveis, ou atribuição de valores válidos ou atribuição de valores de substituição.

A avaliação de observações atípicas corresponde ao levantamento de observações com uma combinação única de características identificáveis como sendo notavelmente diferentes das outras observações. Estas observações podem ter um efeito sensível em qualquer análise estatística. As observações atípicas podem ser identificadas sob uma perspectiva univariada, bivariada e multivariada, com base no número de variáveis (características) consideradas.

A identificação univariada de observações atípicas examina a distribuição de observações para cada variável e classifica como atípicos aqueles casos que estão nos extremos (altos e baixos) dos intervalos de distribuição. A metodologia multivariada de detecção de observações atípicas envolve a medição da posição multidimensional de cada observação relativamente a um ponto comum.

A identificação de dados atípicos foi executada na matriz de dados obtida após a exclusão dos dados perdidos utilizando as metodologias de detecção univariadas e multivariadas. Na detecção univariada, todas as variáveis foram examinadas para identificar observações únicas ou extremas. Os dados foram convertidos em escores padrão (escores  $z$ ), que têm média 0 (zero) e desvio padrão igual a 1. Segundo Hair et al. (2009), para pequenas amostras (80 observações ou menos), observações atípicas geralmente são definidas como casos com scores padrão de 2,5 ou mais. Para amostras maiores, o valor de referência para scores padrão pode ser aumentado para até 4.

Na detecção multivariada foi utilizada a medida de distância ( $D^2$ ) de Mahalanobis, uma avaliação multivariada de cada observação ao longo de um conjunto de variáveis. Este método mede a distância de cada observação em um espaço multidimensional a partir do centro médio de todas as observações, fornecendo um único valor para cada observação, independente do número de variáveis em questão. A medida ( $D^2$ ) de Mahalanobis tem propriedades estatísticas que viabilizam teste de significância. A medida ( $D^2$ ) dividida pelo número de variáveis envolvidas ( $D^2/df$ ) é aproximadamente distribuída como

um valor  $t$ . Assim, observações que têm um valor  $D^2/df$  que excedendo 2,5 em pequenas amostras e 3 e 4 em grande amostras podem ser designadas como possíveis observações atípicas.

Procedeu-se, em seguida, à análise das suposições inerentes às bases estatísticas de análise multivariada, buscando-se avaliar se os dados concordam com as suposições estatísticas inerentes às técnicas multivariadas. Algumas técnicas são menos afetadas pela violação de certas suposições (robustez), mas em todo caso, atender algumas das suposições é um fator crítico para uma análise bem sucedida. Segundo Hair et al. (2009), é importante saber que, em quase todos os casos, os procedimentos multivariados estimam o modelo multivariado e produzem os resultados mesmo quando as suposições são severamente violadas, assim é importante que o pesquisador esteja ciente de qualquer violação das suposições e das implicações que ela pode ter no processo de interpretação dos resultados.

É necessário verificar se a matriz de dados possui correlações suficientes para justificar a aplicação da análise fatorial. A matriz de correlação deve revelar correlações (valor  $r$ ) entre variáveis maior do que 0,3, segundo Hair et al (2009) para que a análise fatorial seja considerada apropriada. Helena et al (2000) e posteriormente Andrade et al. (2007b) dizem que valores de  $r$  maiores que 0,5 indicam forte relação entre as variáveis.

Ainda para verificar a adequação da análise fatorial procedeu-se o teste de esfericidade de Bartlett e o teste de adequacidade aplicado ao modelo Kaiser-Meyer-Olkin (KMO). O teste de esfericidade examina a matriz como um todo e indica que a matriz de correlação tem correlações significantes entre as variáveis. Neste teste, valores que apresentam significância (por exemplo sign.  $<0,05$ ) indica que correlações suficientes existem entre as variáveis para se continuar a análise (HAIR et al., 2009). O teste KMO apresenta valores normalizados (entre 0 e 1) e mostra qual é a proporção da variância que as variáveis (questões do instrumento utilizado) apresentam em comum, ou a proporção desta, que são devidas a fatores comuns. Valores menores que 0,5 indicam que o método de análise fatorial é inadequado para o tratamento dos dados (DZIUBAN; SHIRKEY, 1974).

#### 4.4.2 Análise fatorial – análise de componentes principais (ACP)

Após o tratamento dos dados, procedeu-se à análise fatorial através da transformação da matriz de correlação por meio de estimação em uma matriz fatorial contendo cargas fatoriais para cada variável, em cada fator obtido. As cargas de cada variável nos fatores foram então interpretadas para identificar a estrutura latente das variáveis (HAIR et al., 2009).

É necessário definir o número de fatores a serem retidos para a análise posterior. Neste caso pode-se utilizar o critério da raiz latente ou o critério do teste *scree*. O critério da raiz latente é o mais utilizado em estudos a respeito de dados hidrológicos (ANDRADE et al., 2007a; ANDRADE et al., 2007b; PEJMAN et al., 2009; PALÁCIO et al., 2011), por sua simplicidade na aplicação na análise de componentes. Neste critério, todos os fatores com autovalores maiores que 1 são considerados significantes, segundo o raciocínio de que qualquer fator individual deve explicar a variância de pelo menos uma variável se o mesmo há de ser mantido para interpretação (HAIR et al., 2009). Poucos estudos, como o de Vega et al. (1998) e de Mendiguchía et al. (2004) têm utilizado o critério do teste *scree*, provavelmente devido ao fato deste último geralmente considerar a retenção de maior número de fatores do que o critério da raiz latente, o que poderia dificultar a interpretação destes. Neste critério é avaliado no gráfico de raízes latentes versus número de fatores o ponto de inflexão, no qual a linha do gráfico, antes inclinada, passa a ficar horizontal. Neste ponto considera-se que a variância única passa a dominar a estrutura de variância comum (todos os fatores contêm tanto variância única quanto variância comum, mas na ACP, os últimos fatores contêm maior proporção de variância única).

Após a especificação das variáveis, consolidação da matriz de dados e preparação da matriz de correlação, procedeu-se a realização de análise descritiva dos dados da matriz resultante, obtendo-se, para cada variável, parâmetros descritivos como média, mediana, desvio padrão, variância, valores máximos e mínimos, assimetria e curtose.

Em seguida, procedeu-se à realização da análise fatorial, do tipo Análise de Componentes Principais (ACP), para identificar a estrutura latente de relações. O critério de definição para o número de fatores a serem extraídos foi o critério da raiz latente, onde todos os fatores com autovalores maiores do que 1 foram considerados significantes. Este critério é mais confiável quando o número de fatores a ser extraído está entre 20 e 50 (HAIR et al, 2009).

No entanto a interpretação da matriz fatorial pode ser prejudicada pela existência de cargas cruzadas, acúmulo de variáveis em um mesmo fator ou a inexistência de variáveis com cargas significativas em alguns fatores. Estas condições indicam a necessidade da aplicação da rotação da matriz fatorial.

A grande maioria dos estudos reporta a utilização da rotação VARIMAX, um método rotacional ortogonal que se concentra na simplificação das colunas da matriz fatorial, maximizando a soma de variâncias de cargas exigidas da matriz fatorial. Isto facilita a interpretação, pois cria uma tendência para cargas altas (próximas de -1 ou +1) e baixas (próximas de zero) (HAIR et al., 2009). Apesar da existência de outros métodos de rotação ortogonal, como o QUARTIMAX e o EQUIMAX, além de métodos de rotação oblíqua, a rotação VARIMAX tem sido praticamente onipresente em análises fatoriais de dados de qualidade da água superficial, provavelmente devido à sua eficiência e simplicidade. Pesquisadores, como Andrade et al. (2007b), Dos Santos (2008), Pejman et al. (2009) e Colleti et al. (2010) reportaram a necessidade de rotação para uma melhor interpretação da matriz fatorial obtida, optando pela utilização da metodologia de rotação VARIMAX

Com o objetivo de não prejudicar a interpretação da matriz fatorial pela existência de cargas cruzadas, acúmulo de variáveis em um mesmo fator ou a inexistência de variáveis com cargas significativas em alguns fatores, empregou-se neste estudo a rotação ortogonal, método Varimax, para a avaliação da variabilidade espacial e temporal da qualidade da água (VEGA et al., 1998; ANDRADE et al., 2007b; PALÁCIO, 2011). As matrizes de componentes não-rotacionados e rotacionados foram obtidas com a utilização dos softwares estatísticos Statistica 7.0 e SPSS 19.0, assim como os escores, cargas (loadings) e autovalores (eigenvalues). A utilização dos dois

softwares se justifica devido à utilização de especificidades únicas fornecidas por cada software (como o teste de Bartlett, realizado apenas no SPSS e obtenção dos eixos principais, possível apenas utilizando o Statistica).

Foram consideradas significativas as cargas que excedem  $\pm 0,70$ , pois segundo Hair et al. (2009) estas são consideradas indicativas de estruturas bem definidas e são a meta de qualquer análise fatorial. Outro fator é que atendem a necessidade de significância estatística para o tamanho da amostra (fatores maiores que 0,40 para um tamanho de amostra de 200 casos), com um nível de significância ( $\alpha$ ) de 0,05, um nível de poder de 80% e erros-padrão considerados como o dobro daqueles de coeficientes de correlação convencionais.

#### **4.4.3 Análise hierárquica de agrupamentos – análise de “Clusters”**

A análise hierárquica de agrupamentos fornece relações de similaridade intuitivas entre uma amostra qualquer e um conjunto de dados inteiro e é tipicamente ilustrada por um dendograma. Uma análise de agrupamento hierárquico aglomerativa é realizada através da aplicação repetida de uma medida de similaridade para todos os pares de amostras na matriz de dados e uma regra de ligação para a formação de aglomerados (McKENNA JR., 2003).

Primeiramente é necessário definir qual será a medida de similaridade a ser utilizada. As medidas de distância foram utilizadas em praticamente todos os artigos pesquisados, sendo a distância euclidiana e o quadrado da distância euclidiana as medidas mais relatadas nos estudos. Segundo Hair et al. (2009), a distância euclidiana é a medida mais comumente reconhecida. A distância euclidiana entre dois pontos é o comprimento da hipotenusa de um triângulo retângulo. A distância euclidiana quadrada é a soma dos quadrados das diferenças sem calcular a raiz quadrada. Esta é a medida recomendada para os métodos de agrupamento centróide e de Ward.

Para subsidiar a escolha da medida de distância, é necessário escolher o método hierárquico de agrupamento. Dentre os métodos hierárquicos

disponíveis encontram-se: ligação simples, ligação completa, ligação média, método de Ward e método centroide. Para o referido estudo, foram escolhidos os métodos de ligação média e de Ward.

A maioria dos estudos que aplica a AHA utilizando variáveis de qualidade da água utiliza o método de Ward (SANTOS et al., 2008; KAZI et al., 2009, PALÁCIO et al., 2009; PEJMAN et al., 2009; ALEXANDRE et al., 2010; PEREIRA-FILHO, et al., 2010; PALÁCIO et al., 2011). Outros estudos, como o de Vega et al. (1998) e Mendigúchia et al. (2004) utilizam o método da ligação média (*average linkage between groups*) em conjunto com o método de Ward de forma a realizar uma comparação entre ambos os resultados e verificar qual apresenta uma melhor visualização dos grupos formados. Em ambos os estudos os resultados foram semelhantes, mas enquanto Vega (1998) optou pelo método de Ward devido à sua maior capacidade de agrupamento e menor poder de distorção espacial, Mendigúchia et al. (2004) optou pelo método da ligação média.

Como as variáveis classificatórias adotadas neste estudo são variáveis reais e, portanto, mensuradas em uma escala de intervalo, adotou-se a combinação da distância Euclidiana ao quadrado para a formação da matriz de similaridade e o algoritmo do método de ligação Ward (método da variância mínima) (HAIR et al., 2009; PALÁCIO et al., 2011).

Para a realização da análise de agrupamentos, os dados foram padronizados em escores padrão (escores Z) pela subtração da média e divisão pelo desvio padrão de cada variável. Segundo Hair et al. (2009) o uso de variáveis padronizadas realmente elimina os efeitos devidos à diferença de escala não apenas ao longo das variáveis, mas também para a mesma variável. Como estão incluídas variáveis com escalas de magnitude expressivamente diferentes, a padronização das variáveis é necessária.

Como resultado da análise de agrupamentos é exibido um dendograma (*cluster tree*), que fornece um retrato gráfico do processo de agrupamento (HAIR, 2009). O dendograma apresenta um resumo visual dos processos de agrupamento, apresentando um retrato dos grupos e sua proximidade, com

uma dramática redução de dimensionalidade dos dados originais. (KAZI et al., 2009).

Para avaliar as soluções preliminares de agrupamento e decidir o número de agregados mais representativos da estrutura de dados da amostra, é necessário utilizar regras de parada. Dentre estas regras destaca-se a utilização de medidas de mudança de heterogeneidade, com a solução de agrupamento definida quando a medida de heterogeneidade excede um valor especificado ou quando os valores sucessivos em etapas dão um salto repentino. Variações percentuais de heterogeneidade são facilmente calculadas em alguns programas estatísticos, por exemplo o coeficiente de aglomeração no SPSS<sup>®</sup>, que mede a heterogeneidade como a distância na qual os aglomerados são formados ou a soma de quadrados dentro do agrupamento se utilizado o método de Ward (HAIR et al., 2009).

Em muitos estudos não foram indicados quais critérios foram definidos para a determinação do número ótimo de clusters (VEGA, et al., 1998; MENDIGÚCHIA et al., 2004; SANTOS et al., 2008; KAZI et al., 2009; PEJMAN et al., 2009; PEREIRA-FILHO et al., 2010). Poucos indicam o uso de regras de parada, sendo as medidas de mudança de heterogeneidade a regra mais utilizada (PALÁCIO et al., 2009; ALEXANDRE et al., 2010; PALÁCIO et al., 2011).

A Análise Hierárquica de Agrupamentos foi realizada utilizando software estatístico SPSS<sup>®</sup> (Statistical Package for the Social Sciences) versão 19.0. Para este estudo foi adotada, como regra de parada para definição do número ótimo de clusters, a variação percentual de heterogeneidade, com determinação do coeficiente de aglomeração no SPSS<sup>®</sup> em virtude de que grandes variações percentuais no coeficiente servem para identificar estágios de combinação de agrupamentos que sejam sensivelmente distintos, semelhante ao *teste scree*, como reportado na metodologia de análise fatorial (HAIR et al., 2009).

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Descrição dos Resultados

Os resultados dos parâmetros determinados nas amostras analisados com frequência bimestral, durante o período de Julho de 2010 a Maio de 2011 em todas as 13 estações de coleta, estão discriminados nas Tabelas de 8 a 13.

Alguns problemas causaram a ocorrência de dados perdidos, conforme demonstrado nas Tabelas de 8 a 13. Nos meses de julho e setembro de 2011 todos os parâmetros foram analisados. A partir de novembro de 2011, devido à problemas no Cromatógrafo Iônico Dionex IC-90, não foi possível prosseguir com as análises do íon fluoreto. Problemas com a aquisição de filtros de celulose também prejudicaram a análise de resíduo não-filtrável nos meses de novembro de 2010 e janeiro e maio de 2011. Problemas com a metodologia prejudicaram algumas análises de DQO nos meses de janeiro e março de 2011. Por fim, uma avaria na estufa de incubação prejudicou algumas análises de coliformes totais e *Escherichia coli* no mês de maio de 2011.

A amostragem foi realizada sem maiores percalços durante todo o período. No entanto, no mês de março de 2011 não foi possível coletar amostras na estação 11 (Rio Cuiabá – Praia do Poço), devido a um episódio de chuvas intensas que o deixou inacessível.

Conforme as Tabelas de 08 a 13, as variáveis cor, *Escherichia coli*, oxigênio dissolvido, fósforo total, turbidez e pH foram, em alguns meses, encontradas fora dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos d'água de classe 2, principalmente nas estações próximas à área urbana. As maiores extrapolações ocorreram durante a estação chuvosa.

Tabela 10. Valores médios das variáveis - Julho/2010.

PARÂMETROS ANALÍTICOS	ESTAÇÕES DE COLETA													Limites CONAMA*	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13		
Temperatura do Ar (°C)	28,0	34,0	25,7	31,0	25,0	25,0	28,0	24,0	29,5	31,0	32,0	22,0	22,0	6,00 a 9,00	
Temperatura da Água (°C)	24,6	24,4	24,5	25,2	25,2	24,5	24,5	24,4	25,6	24,9	24,2	24,3	24,3		
pH	7,86	7,44	7,32	7,32	7,84	7,61	7,59	7,56	7,67	7,92	7,58	7,85	7,85		
Salinidade	0,12	0,04	0,03	0,04	0,03	0,03	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,03		
POR (mV)	30,4	37,4	41,7	51,7	26,8	41,6	76,8	68,8	21,4	12,4	21,1	32,3	19,8		
Condutividade (µS/cm)	248	77	68	84	74	77	79	78	79	78	107	77	77		
Oxigênio Dissolvido (mg/L O <sub>2</sub> )	7,68	7,76	7,90	8,28	8,61	8,09	7,74	7,63	7,98	8,76	5,60	8,73	8,73		≥ 5,00
DBO <sub>5</sub> (mg/L O <sub>2</sub> )	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		≤ 5
DQO (mg/L O <sub>2</sub> )	11	11	12	11	10	12	8	17	19	7	6	12	11		
Resíduo Total (mg/L)	135	63	58	70	60	46	66	57	113	89	93	81	94		
Resíduo Não Filtrável (mg/L)	3	10	3	5	8	8	7	7	30	10	8	23	22		
Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	124	39	34	42	37	38	40	39	40	40	39	39	38		
Cor (U.C.)	6,9	14,1	17,2	19,4	15,7	13,0	15,0	17,1	21,3	6,6	6,8	5,3	16,2		≤ 75,0
Turbidez (NTU)	2,8	8,1	10,6	11,4	8,2	7,4	8,4	7,9	21,8	10,4	9,7	12,9	26,4	≤ 100,0	
Dureza (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	34,4	39,8	34,1	41,6	35,4	35,1	36,0	34,7	40,2	37,8	40,1	37,7	39,9		
Cloreto (mg/L)	0,48	0,27	0,27	0,56	0,35	0,42	0,57	0,66	0,73	0,77	0,67	0,70	0,95	≤ 250	
Fluoreto (mg/L)	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	≤ 1,40	
Sulfato (mg/L)	0,47	0,46	0,34	0,87	0,50	0,53	0,58	0,62	0,63	0,70	0,64	0,68	0,75	≤ 250,00	
Alcalinidade (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	136	39	33	41	37	37	38	37	37	37	38	37	76		
Ortofosfato (mg/L P)	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30		
Fósforo Total (mg/L P)	0,03	0,04	0,05	0,04	0,01	0,06	0,02	0,03	0,04	0,03	0,02	0,03	0,08	≤ 0,10	
Lítio (mg/L)	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	≤ 2,50	
Sódio (mg/L)	1,12	0,86	0,83	1,13	0,85	1,01	1,16	1,27	1,38	1,39	1,32	1,37	1,68		
Potássio (mg/L)	25,08	6,97	5,90	7,25	6,65	6,76	6,86	6,50	6,83	6,64	6,65	6,75	6,56		
Magnésio (mg/L)	0,45	0,47	0,46	0,46	0,45	0,49	0,53	0,51	0,55	0,54	0,51	0,50	0,54		
Cálcio (mg/L)	27,39	8,34	7,19	8,52	8,03	8,10	8,22	7,80	8,21	7,97	8,00	8,00	7,65		
Nitrito (mg/L N)	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	≤ 1,00	
Nitrato (mg/L N)	0,21	0,42	0,49	0,82	0,92	0,94	1,01	0,97	1,26	1,30	1,32	1,24	1,19	≤ 10,00	
Nitrogênio Amoniacal (mg/L N)	0,10	0,08	0,09	0,05	0,10	0,10	0,09	0,15	0,13	0,05	0,03	0,10	0,03	≤ 3,70	
Nitrogênio Total (mg/L N)	0,17	0,43	0,37	0,60	0,48	0,20	0,83	2,03	1,23	3,13	0,63	0,47	1,33		
Coliformes Totais (NMP/100 mL)	1333	1291	1664	2851	3873	24192	24192	24192	19863	8164	12033	1401	24191		
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100 mL)	134	145	134	86	143	428	3448	2595	1860	754	496	80	1789	≤ 1000	

n.a. = não analisado \*Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005, considerando os padrões para corpos d'água de classe 2.

Valores em vermelho: valores não conformes com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005. Os valores em triplicata foram substituídos pela média.

Tabela 11. Valores médios das variáveis - Setembro/2010.

PARÂMETROS ANALÍTICOS	ESTAÇÕES DE COLETA													Limites CONAMA*	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13		
Temperatura do Ar (°C)	39,0	35,0	37,0	37,0	33,0	35,0	36,0	35,0	36,0	29,0	29,0	32,0	32,0	6,00 a 9,00	
Temperatura da Água (°C)	27,6	27,1	26,9	28,1	27,4	27,4	27,4	27,5	28,6	27,1	27,0	27,4	27,3		
pH	7,77	7,40	7,87	7,16	7,16	7,50	7,71	7,57	6,98	6,85	7,16	7,28	7,33		
Salinidade	0,13	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03		
POR (mV)	142,8	113,3	93,7	36,0	81,2	105,6	120,6	107,1	115,1	82,8	62,7	82,9	30,5	≥ 5,00 ≤ 5	
Condutividade (µS/cm)	276	70	62	66	63	69	69	70	70	70	70	69	67		
Oxigênio Dissolvido (mg/L O <sub>2</sub> )	6,97	7,67	8,05	8,07	7,55	7,54	7,30	6,71	7,34	6,04	6,45	7,53	7,01		
DBO <sub>5</sub> (mg/L O <sub>2</sub> )	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
DQO (mg/L O <sub>2</sub> )	4	8	10	8	7	30	54	5	10	10	7	8	9	≤ 75,0 ≤ 100,0	
Resíduo Total (mg/L)	145	49	51	59	57	63	54	64	88	86	78	84	66		
Resíduo Não Filtrável (mg/L)	3	3	6	5	8	4	3	4	8	11	14	22	40		
Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	138	35	31	33	32	34	35	35	35	35	35	35	34		
Cor (U.C.)	9,1	7,9	10,1	13,1	8,8	7,8	8,5	8,4	8,8	9,3	9,1	9,0	26,1	≤ 250 ≤ 1,40 ≤ 250,00	
Turbidez (NTU)	1,8	1,7	1,6	2,0	3,7	2,1	3,0	4,6	6,4	6,1	7,3	9,0	18,8		
Dureza (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	162,6	47,5	33,6	33,5	37,0	34,9	33,1	32,7	33,3	34,0	35,2	40,0	38,9		
Cloreto (mg/L)	0,13	0,18	0,19	0,62	0,35	0,37	0,39	0,59	0,59	0,61	0,62	0,82	0,78		
Fluoreto (mg/L)	0,50	0,50	0,50	0,45	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,41	0,50	≤ 0,10 ≤ 2,50	
Sulfato (mg/L)	0,33	0,34	0,32	0,52	0,49	0,46	0,52	0,56	0,52	0,56	0,55	0,72	0,68		
Alcalinidade (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	153	37	35	34	34	35	36	35	35	34	30	33	32		
Ortofosfato (mg/L P)	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30		
Fósforo Total (mg/L P)	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,04	<b>1,54</b>	<b>0,31</b>	0,06	0,09	≤ 1,00 ≤ 10,00 ≤ 3,70
Lítio (mg/L)	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03		
Sódio (mg/L)	0,70	0,80	0,84	1,31	1,05	1,26	1,31	1,49	1,40	1,46	1,42	1,81	1,76		
Potássio (mg/L)	25,23	5,68	5,03	5,42	5,59	6,05	6,02	5,83	6,25	6,29	6,24	6,34	6,42		
Magnésio (mg/L)	0,43	0,46	0,45	0,55	0,47	0,49	0,50	0,51	0,51	0,53	0,51	0,49	0,53	≤ 1,00 ≤ 10,00 ≤ 3,70	
Cálcio (mg/L)	30,40	7,54	6,66	7,04	7,17	7,06	7,04	6,82	6,99	6,94	6,98	6,90	6,71		
Nitrito (mg/L N)	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60		
Nitrato (mg/L N)	0,05	0,05	0,05	0,05	0,11	0,11	0,11	0,11	0,14	0,17	0,19	0,14	0,15		
Nitrogênio Amoniacal (mg/L N)	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,06	0,16	0,11	0,11	0,09	0,06	0,10	≤ 1000	
Nitrogênio Total (mg/L N)	0,05	0,83	0,05	0,37	0,83	1,27	0,22	0,12	0,10	0,37	0,70	0,10	0,10		
Coliformes Totais (NMP/100 mL)	308	1785	2755	3130	9208	4884	11199	24192	4884	346	161	283	4884		
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100 mL)	97	74	63	10	554	537	<b>2187</b>	<b>3441</b>	738	92	40	72	10		

n.a. = não analisado \*Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005, considerando os padrões para corpos d'água de classe 2.

Valores em vermelho: valores não conformes com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005. Os valores em triplicata foram substituídos pela média.

Tabela 12. Valores médios das variáveis - Novembro/2010.

PARÂMETROS ANALÍTICOS	ESTAÇÕES DE COLETA													Limites CONAMA*	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13		
Temperatura do Ar (°C)	29,0	26,0	28,0	28,0	21,0	21,0	22,0	24,0	24,0	26,0	27,0	28,0	32,0	6,00 a 9,00	
Temperatura da Água (°C)	27,7	28,3	28,9	29,3	29,0	29,0	28,9	28,8	29,7	28,9	28,9	29,7	30,6		
pH	6,46	7,02	7,08	7,45	6,98	7,37	7,28	7,28	7,16	7,12	7,35	7,13	7,15		
Salinidade	0,03	0,03	0,03	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,03	0,04	0,04	0,03	0,03		
POR (mV)	237,1	154,7	151,2	149,1	113,6	77,1	66,0	47,5	55,7	57,7	52,7	56,1	69,6		
Condutividade (µS/cm)	59	72	56	97	86	80	86	91	72	89	83	72	72		
Oxigênio Dissolvido (mg/L O <sub>2</sub> )	6,01	5,82	6,26	6,10	6,12	6,87	6,00	5,13	5,82	5,29	5,16	5,97	5,02		≥ 5,00
DBO <sub>5</sub> (mg/L O <sub>2</sub> )	1	1	1	1	1	1	2	3	1	2	1	1	1		≤ 5
DQO (mg/L O <sub>2</sub> )	23	17	17	20	12	18	10	21	18	1	1	1	1		
Resíduo Total (mg/L)	270	180	115	174	120	94	72	94	142	121	138	179	110		
Resíduos Não Filtrável (mg/L)	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.		
Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	30	36	28	48	43	40	43	46	36	44	41	36	36		
Cor (U.C.)	64,0	30,3	45,3	32,3	30,7	23,0	25,7	27,0	27,7	29,0	24,7	33,0	62,7		≤ 75,0
Turbidez (NTU)	317,3	165,3	84,7	164,7	75,0	67,0	32,5	74,3	83,7	51,6	60,8	91,9	114,0	≤ 100,0	
Dureza (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	18,2	19,6	12,1	28,1	22,7	20,9	18,7	22,0	17,0	21,0	20,5	14,1	15,0		
Cloreto (mg/L)	0,28	0,38	0,11	0,37	0,47	0,43	0,46	1,02	0,46	0,87	0,81	0,67	1,13	≤ 250	
Fluoreto (mg/L)	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	≤ 1,40	
Sulfato (mg/L)	5,81	4,82	4,85	4,53	4,53	4,17	3,85	4,04	9,42	4,40	4,28	4,48	6,07	≤ 250,00	
Alcalinidade (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	27	31	26	47	40	38	33	39	30	40	33	29	26		
Ortofosfato (mg/L P)	0,02	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,03	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01		
Fósforo Total (mg/L P)	0,12	0,20	0,03	0,07	0,06	0,06	0,10	0,19	0,16	0,07	0,09	0,17	0,25	≤ 0,10	
Lítio (mg/L)	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	≤ 2,50	
Sódio (mg/L)	1,80	0,99	0,93	1,07	1,30	1,21	1,29	2,14	1,85	2,07	1,81	1,81	2,11		
Potássio (mg/L)	4,88	5,80	4,72	8,57	7,23	6,61	6,22	6,02	4,00	6,75	6,51	5,85	5,17		
Magnésio (mg/L)	0,76	0,66	0,56	0,50	0,38	0,32	0,51	0,65	0,59	0,57	0,56	0,54	0,78		
Cálcio (mg/L)	5,40	6,88	5,33	9,47	7,51	6,85	7,51	7,92	6,30	8,02	7,42	6,25	5,55		
Nitrito (mg/L N)	0,02	0,01	0,01	0,02	0,02	0,01	0,04	0,06	0,05	0,06	0,06	0,07	0,02	≤ 1,00	
Nitrato (mg/L N)	0,20	0,10	0,07	0,20	0,20	0,17	0,20	0,20	0,20	0,30	0,30	0,37	0,37	≤ 10,00	
Nitrogênio Amoniacal (mg/L N)	0,10	0,14	0,10	0,13	0,10	0,10	0,13	0,53	0,10	0,21	0,16	0,10	0,10	≤ 3,70	
Nitrogênio Total (mg/L N)	0,50	2,13	1,23	0,90	0,43	0,50	0,47	1,77	0,63	1,17	0,77	1,20	0,87		
Coliformes Totais (NMP/100 mL)	2269	16259	13010	13976	24192	24192	24192	20460	20840	8349	7873	5525	7568		
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100 mL)	488	1094	458	364	2274	2314	22749	20460	1507	1778	1513	261	160	≤ 1000	

n.a. = não analisado \*Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005, considerando os padrões para corpos d'água de classe 2.

Valores em vermelho: valores não conformes com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005. Os valores em triplicata foram substituídos pela média.

Tabela 13. Valores médios das variáveis - Janeiro/2011.

PARÂMETROS ANALÍTICOS	ESTAÇÕES DE COLETA													Limites CONAMA*	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13		
Temperatura do Ar (°C)	25,1	30,4	30,4	27,9	28,6	30,4	29,3	27,9	38,5	29,1	30,1	29,0	37,3	6,00 a 9,00	
Temperatura da Água (°C)	26,6	27,8	28,3	28,2	27,9	28,0	28,1	28,0	29,3	28,6	28,5	28,7	30,1		
pH	6,84	7,31	7,40	6,88	7,27	7,43	7,48	7,72	7,28	7,10	7,53	7,09	6,97		
Salinidade	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,04		
POR (mV)	169,8	119,3	104,5	182,8	126,7	116,7	109,6	64,0	151,6	73,2	58,1	148,8	128,9		
Condutividade (µS/cm)	52	70	67	58	61	58	68	62	61	66	68	59	80		
Oxigênio Dissolvido (mg/L O <sub>2</sub> )	6,44	6,24	6,38	6,31	6,54	6,65	6,31	6,03	5,43	5,51	5,12	4,71	1,16		≥ 5,00
DBO <sub>5</sub> (mg/L O <sub>2</sub> )	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		≤ 5
DQO (mg/L O <sub>2</sub> )	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.		
Resíduo Total (mg/L)	165	127	119	176	185	131	145	155	149	150	160	157	105		
Resíduo Não Filtrável (mg/L)	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.		
Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	26	35	33	29	30	30	34	31	31	33	34	29	40		
Cor (U.C.)	58,9	46,0	51,5	58,9	53,8	55,1	60,5	54,5	45,6	52,9	61,3	57,3	88,0		≤ 75,0
Turbidez (NTU)	141,7	93,2	79,3	150,0	147,7	146,3	133,0	128,0	125,3	93,0	142,3	141,7	53,1	≤ 100,0	
Dureza (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	7,5	23,2	18,7	13,3	14,4	15,4	17,2	11,5	11,7	17,0	17,0	16,9	24,0		
Cloreto (mg/L)	0,69	0,64	0,35	0,25	0,51	0,25	0,68	0,51	0,35	0,65	0,38	0,61	1,28	≤ 250	
Fluoreto (mg/L)	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	≤ 1,40	
Sulfato (mg/L)	5,27	5,21	5,25	5,67	4,39	4,46	5,17	2,50	3,36	4,33	6,23	4,48	5,73	≤ 250,00	
Alcalinidade (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	22	29	28	24	27	25	27	24	23	26	26	22	30		
Ortofósforo (mg/L P)	0,02	0,01	0,09	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,02	0,01	0,03		
Fósforo Total (mg/L P)	0,23	0,21	0,48	0,48	0,45	0,19	0,09	0,11	0,15	0,09	0,13	0,11	0,14	≤ 0,10	
Lítio (mg/L)	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	≤ 2,50	
Sódio (mg/L)	2,17	1,46	1,60	1,44	1,61	1,69	2,27	2,43	1,72	1,88	2,13	1,86	1,79		
Potássio (mg/L)	3,26	3,83	3,79	3,00	3,13	3,17	3,53	3,27	3,07	3,54	3,86	2,81	4,57		
Magnésio (mg/L)	0,43	0,47	0,51	0,53	0,38	0,35	0,54	0,34	0,53	0,58	0,53	0,66	1,46		
Cálcio (mg/L)	4,24	7,02	7,00	5,57	5,55	5,23	5,80	5,49	5,35	5,80	6,36	4,96	6,76		
Nitrito (mg/L N)	0,01	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,03	0,03	0,02	0,03	0,02	0,01	≤ 1,00	
Nitrato (mg/L N)	1,38	0,35	0,15	0,70	0,10	0,07	0,05	0,12	0,23	0,10	0,43	0,60	0,05	≤ 10,00	
Nitrogênio Amoniacal (mg/L N)	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,15	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	≤ 3,70	
Nitrogênio Total (mg/L N)	0,05	0,97	0,88	0,30	0,83	0,10	1,22	0,50	1,28	1,03	0,88	0,67	0,45		
Coliformes Totais (NMP/100 mL)	14002	16612	12423	2784	8723	19017	24192	19862	22749	14820	8323	3716	2303		
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100 mL)	429	701	435	136	385	591	9021	3012	3185	2401	1898	468	8	≤ 1000	

n.a. = não analisado \*Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005, considerando os padrões para corpos d'água de classe 2.

Valores em vermelho: valores não conformes com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005. Os valores em triplicata foram substituídos pela média.

Tabela 14. Valores médios das variáveis - Março/2011.

PARÂMETROS ANALÍTICOS	ESTAÇÕES DE COLETA													Limites CONAMA*	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13		
Temperatura do Ar (°C)	28,0	28,0	32,0	32,0	23,0	24,0	24,0	25,0	25,0	25,0	n.a.	27,0	29,0	6,00 a 9,00	
Temperatura da Água (°C)	26,7	27,8	28,2	28,2	27,4	27,2	27,1	26,6	27,2	27,3	n.a.	28,1	29,5		
pH	5,81	6,27	6,61	7,08	7,00	7,13	7,16	7,13	7,06	6,67	n.a.	6,43	6,52		
Salinidade	0,03	0,03	0,03	0,04	0,03	0,03	0,04	0,03	0,04	0,03	n.a.	0,03	0,03		
POR (mV)	175,5	41,2	24,3	12,4	22,9	11,4	4,4	2,8	10,2	13,7	n.a.	14,3	6,7		
Condutividade (µS/cm)	58	76	71	81	75	75	88	68	84	68	n.a.	66	59		
Oxigênio Dissolvido (mg/L O <sub>2</sub> )	6,68	7,02	7,22	7,39	7,05	7,54	7,47	7,04	7,04	6,26	n.a.	4,23	2,76		≥ 5,00
DBO <sub>5</sub> (mg/L O <sub>2</sub> )	2	1	1	1	1	1	1	1	2	1	n.a.	4	3		≤ 5
DQO (mg/L O <sub>2</sub> )	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.		
Resíduo Total (mg/L)	191	281	114	141	170	188	199	188	298	116	n.a.	101	37		
Resíduo Não Filtrável (mg/L)	26	34	31	36	32	32	37	29	36	30	n.a.	30	26		
Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	29	38	35	41	37	37	44	34	42	34	n.a.	33	29		
Cor (U.C.)	38,8	34,0	65,8	34,4	46,4	56,8	130,9	37,4	53,9	56,2	n.a.	54,0	45,8	≤ 75,0	
Turbidez (NTU)	143,0	226,0	61,9	77,8	102,0	128,0	134,0	139,0	247,7	89,2	n.a.	57,5	13,5	≤ 100,0	
Dureza (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	26,3	38,7	33,8	43,6	37,3	39,0	40,8	30,9	36,0	28,3	n.a.	28,0	24,0		
Cloreto (mg/L)	1,11	0,96	0,98	1,20	1,20	1,29	1,92	1,89	1,92	2,13	n.a.	1,68	0,25	≤ 250	
Fluoreto (mg/L)	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	≤ 1,40	
Sulfato (mg/L)	2,50	2,50	2,50	4,25	3,47	5,61	2,50	2,50	5,52	4,51	n.a.	2,50	2,50	≤ 250,00	
Alcalinidade (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	26	33	30	37	30	30	32	25	32	26	n.a.	25	23		
Ortofosfato (mg/L P)	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02	0,01	0,03	0,01	n.a.	0,02	0,02		
Fósforo Total (mg/L P)	0,14	0,15	0,10	0,09	0,13	0,14	0,17	0,14	0,26	0,12	n.a.	0,22	0,10	≤ 0,10	
Lítio (mg/L)	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	n.a.	0,03	0,03	≤ 2,50	
Sódio (mg/L)	2,49	1,31	1,50	1,68	1,52	1,84	1,93	1,70	2,10	1,85	n.a.	1,73	1,48		
Potássio (mg/L)	8,35	10,49	8,83	10,13	6,39	6,96	6,61	5,18	5,16	4,86	n.a.	5,14	4,96		
Magnésio (mg/L)	0,42	0,57	0,59	0,56	0,60	0,64	0,71	0,65	0,80	0,70	n.a.	0,73	0,69		
Cálcio (mg/L)	4,55	7,31	6,78	8,06	6,70	6,89	7,10	5,68	7,37	5,63	n.a.	5,65	5,31		
Nitrito (mg/L N)	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,03	0,02	0,04	0,01	n.a.	0,02	0,00	≤ 1,00	
Nitrato (mg/L N)	0,05	0,10	0,05	0,08	0,10	0,37	0,23	0,20	0,20	0,05	n.a.	0,07	0,05	≤ 10,00	
Nitrogênio Amoniacal (mg/L N)	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	n.a.	0,10	0,10	≤ 3,70	
Nitrogênio Total (mg/L N)	0,70	1,13	0,40	0,67	0,83	0,67	0,70	0,25	1,07	0,73	n.a.	0,13	0,38		
Coliformes Totais (NMP/100 mL)	24192	24192	15885	12257	16678	9014	8587	24192	24192	9356	n.a.	8942	3446		
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100 mL)	671	1084	267	284	1097	6622	3227	8498	11552	271	n.a.	452	21	≤ 1000	

n.a. = não analisado \*Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005, considerando os padrões para corpos d'água de classe 2.

Valores em vermelho: valores não conformes com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005. Os valores em triplicata foram substituídos pela média.

Tabela 15. Valores médios das variáveis - Maio/2011.

PARÂMETROS ANALÍTICOS	ESTAÇÕES DE COLETA													Limites CONAMA*
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	
Temperatura do Ar (°C)	22,0	23,5	23,7	26,0	17,0	20,0	19,0	20,0	21,0	25,0	19,0	21,0	22,0	6,00 a 9,00
Temperatura da Água (°C)	26,5	26,9	27,2	27,4	26,3	26,3	26,3	26,1	26,4	26,7	25,6	26,1	25,6	
pH	7,33	7,57	7,62	8,06	7,70	7,78	7,74	7,73	7,43	7,29	7,30	7,38	7,28	
Salinidade	0,08	0,05	0,04	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,04	
POR (mV)	18,6	21,1	20,2	2,8	32,1	-30,2	-35,2	-42,7	-15,1	-27,3	8,5	17,1	-4,6	≥ 5,00
Condutividade (µS/cm)	163	104	97	109	111	109	113	111	112	113	114	103	92	
Oxigênio Dissolvido (mg/L O <sub>2</sub> )	7,10	7,19	7,77	8,22	7,63	7,84	7,60	6,92	5,51	6,49	5,58	6,85	5,72	≥ 5,00
DBO <sub>5</sub> (mg/L O <sub>2</sub> )	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	2	3	2	≤ 5
DQO (mg/L O <sub>2</sub> )	3	2	2	1	0	1	6	7	7	1	11	7	4	≤ 75,0
Resíduo Total (mg/L)	88	80	60	75	65	78	69	70	87	110	156	1134	120	
Resíduo Não Filtrável (mg/L)	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	≤ 100,0
Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	81	52	48	55	56	52	57	55	56	56	57	51	46	
Cor (U.C.)	21,9	27,3	27,2	20,6	12,8	10,0	8,1	11,5	10,9	12,7	19,0	26,2	35,4	≤ 75,0
Turbidez (NTU)	8,4	19,2	18,8	23,8	24,2	23,5	21,5	15,2	41,8	29,5	94,0	66,3	49,1	≤ 100,0
Dureza (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	86,7	54,8	61,8	71,2	81,4	77,9	79,9	75,6	80,2	91,3	77,1	79,9	40,6	≤ 250
Cloreto (mg/L)	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,76	0,63	0,89	0,96	1,09	1,49	0,86	0,94	
Fluoreto (mg/L)	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	≤ 1,40
Sulfato (mg/L)	2,50	2,50	2,50	2,50	2,50	2,50	2,50	2,50	2,50	2,50	2,50	2,50	2,50	≤ 250,00
Alcalinidade (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	75	46	44	47	50	50	52	50	50	49	49	42	39	≤ 0,10
Ortofosfato (mg/L P)	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	
Fósforo Total (mg/L P)	2,10	1,58	1,64	1,79	1,83	1,72	1,69	1,74	2,04	2,05	1,82	1,99	2,01	≤ 0,10
Lítio (mg/L)	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	≤ 2,50
Sódio (mg/L)	2,96	1,46	1,09	1,06	1,97	2,11	1,59	1,84	2,58	1,93	2,17	3,02	1,95	≤ 1,00
Potássio (mg/L)	12,37	7,50	7,06	8,29	7,96	7,48	8,92	8,75	6,89	8,68	7,91	7,19	6,77	
Magnésio (mg/L)	0,27	0,46	0,51	0,53	0,38	0,41	0,54	0,55	0,40	0,57	0,53	0,46	0,65	≤ 10,00
Cálcio (mg/L)	13,73	10,18	9,90	11,40	10,24	10,11	11,19	10,76	10,08	10,80	10,75	9,72	8,45	
Nitrito (mg/L N)	0,00	0,01	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	≤ 1,00
Nitrato (mg/L N)	0,05	0,05	0,05	0,05	0,08	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	≤ 10,00
Nitrogênio Amoniacal (mg/L N)	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	≤ 3,70
Nitrogênio Total (mg/L N)	0,17	0,27	0,33	0,53	0,70	1,07	0,57	0,97	0,83	0,33	0,83	1,13	0,10	≤ 1000
Coliformes Totais (NMP/100 mL)	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	22749	11611	7188	
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100 mL)	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	1287	121	45	≤ 1000

n.a. = não analisado \*Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005, considerando os padrões para corpos d'água de classe 2.

Valores em vermelho: valores não conformes com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005. Os valores em triplicata foram substituídos pela média.

## 5.2 Resíduos de Pesticidas em Água Superficial

Os parâmetros utilizados para a quantificação dos pesticidas e produtos de degradação estudados estão apresentados na Tabela 16 (CG/EM) e na Tabela 17 (CLAE-DAD).

**Tabela 16. Tempos de retenção, dados da curva analítica e limites de detecção e de quantificação do equipamento – CG/EM.**

Analitos	$t_r$ (min)	Curva analítica			LD ( $\mu\text{g mL}^{-1}$ )	LQ ( $\mu\text{g mL}^{-1}$ )
		Intervalo de Trabalho* ( $\mu\text{g mL}^{-1}$ )	Equação da reta	$r^2$		
DIA	11,10	0,59-10,92	$y=0,0285x-0,0500$	1,0000	0,01	0,59
DEA	11,30	0,01-10,98	$y=0,1440x-0,0370$	1,0000	0,01	0,01
Atrazina	13,00	0,10-10,79	$y=0,1920x-0,0672$	1,0000	0,09	0,10
Parationa metílica	17,30	0,20-8,76	$y=0,0299x-0,0232$	0,9999	0,19	0,20
Malationa	20,90	0,19-7,64	$y=0,0957x-0,0974$	0,9998	0,02	0,19
Metolacloro	21,10	0,01-9,04	$y=0,4193x-0,1401$	0,9999	0,01	0,01
Clorpirifós	21,70	0,05-9,01	$y=0,1054x-0,0637$	0,9999	0,01	0,05
$\alpha$ -endossulfan	24,00	0,12-8,99	$y=0,0391x-0,0008$	1,0000	0,02	0,12
Flutriafol	24,30	0,01-10,12	$y=0,1789x-0,0368$	1,0000	0,01	0,01
$\beta$ -endossulfan	25,30	0,09-8,90	$y=0,0290x-0,0091$	1,0000	0,01	0,09
Endossulfan sulfato	26,00	0,04-8,16	$y=0,0180x-0,0191$	0,9980	0,01	0,04

$t_r$  (min): Tempo de retenção em minutos. \*Intervalo de concentração das soluções padrão utilizadas na obtenção das curvas analíticas.

**Tabela 17. Tempos de retenção, dados da curva analítica e limites de detecção e de quantificação do equipamento – CLAE/DAD.**

Pesticidas	$t_r$ (min)	$\lambda$ (nm)	Curva analítica			LD ( $\mu\text{g mL}^{-1}$ )	LQ ( $\mu\text{g mL}^{-1}$ )
			Intervalo de Trabalho* ( $\mu\text{g mL}^{-1}$ )	Equação da reta	$r^2$		
Metomil	6,84	230	0,04-20,00	$y=8,2306x-0,0081$	0,9960	0,04	0,04
Tiametoxam	7,82	230	0,06-20,00	$y=3,8184x-0,0053$	0,9930	0,04	0,06
Carbendazim	9,63	280	0,10-19,98	$y=77,325x-0,0023$	0,9980	0,08	0,10
Imidaclopride	9,93	280	0,10-19,98	$y=150,31x-0,2861$	0,9930	0,06	0,10
Acetamipride	10,65	230	0,10-19,98	$y=9,9600x-0,0044$	0,9990	0,08	0,10
Tiaclopride	12,79	230	0,06-19,98	$y=12,806x-0,0046$	0,9999	0,04	0,06
Aldicarbe	13,18	230	0,70-19,98	$y=0,4319x-0,00190$	0,9970	0,14	0,70
Carbofurano	16,32	280	0,10-19,98	$y=65,390x-0,0137$	0,9980	0,10	0,20
Diurrom	17,84	230	0,30-19,98	$y=4,7391x-0,0020$	0,9980	0,08	0,30
Teflubenzurom	26,83	230	0,20-20,00	$y=5,2093x-0,0007$	0,9990	0,08	0,20

$t_r$  (min): Tempo de retenção em minutos.  $\lambda$  (nm): comprimento de onda em nanômetros \*Intervalo de concentração das soluções padrão utilizadas na obtenção de curvas analíticas.

As Figuras 7 e 8 apresentam os cromatogramas obtidos por CG/EM e por CLAE/DAD, respectivamente.

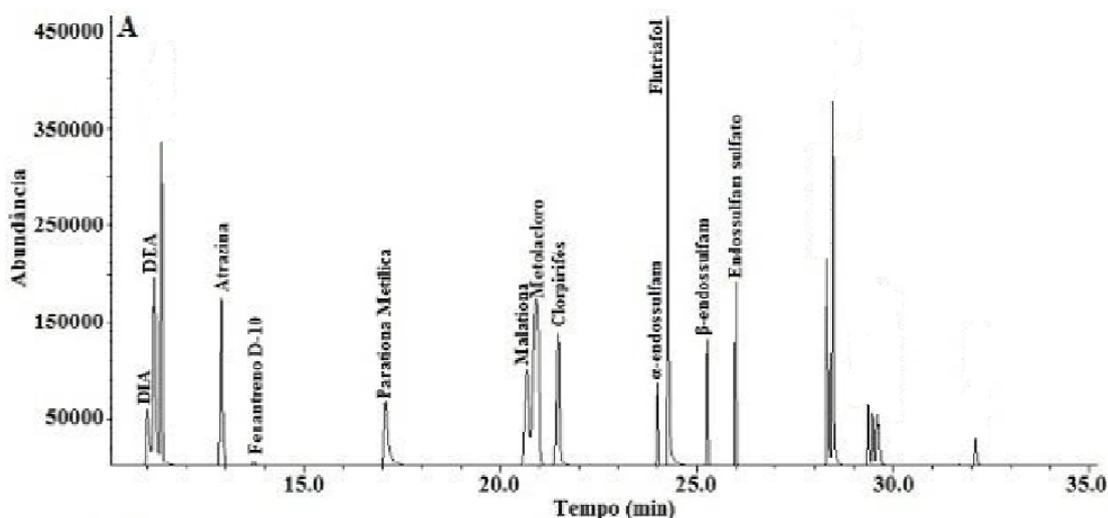


Figura 6. Cromatograma CG/EM: Solução padrão ( $10 \mu\text{g mL}^{-1}$ ).

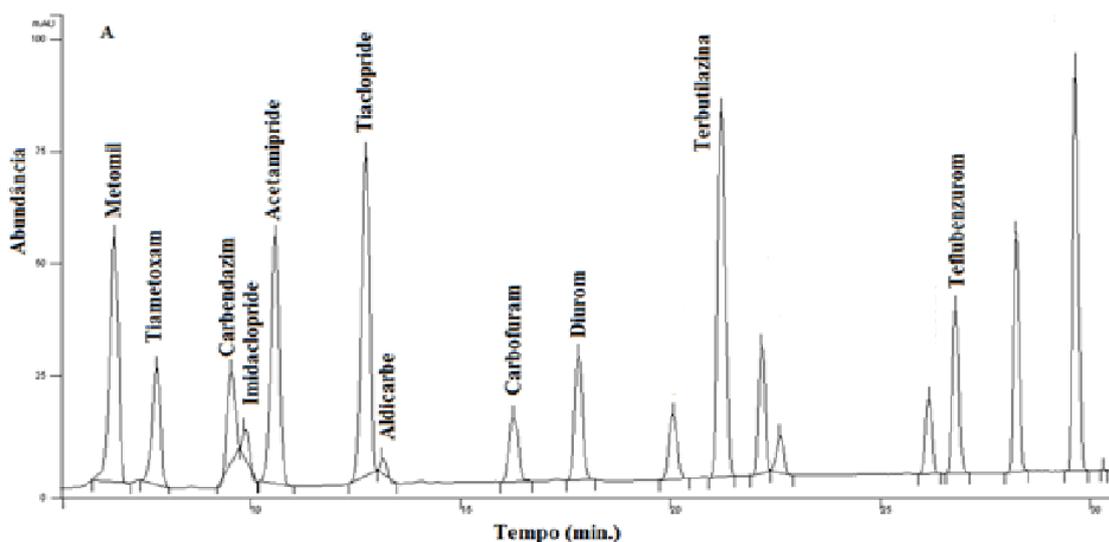


Figura 7. Cromatograma CLAE/DAD ( $\lambda = 230 \text{ nm}$ ): Solução padrão ( $10 \mu\text{g mL}^{-1}$ ).

Em apenas 7,42% do total de amostras coletadas do rio Cuiabá foram detectados pesticidas (Anexo A). Os pesticidas foram detectados em 4 dos seis meses monitorados, principalmente nos meses de julho de 2010 e março de 2011, sendo as moléculas de metolacoloro e flutriafol as únicas quantificadas no período. Em julho também foram detectados os compostos malationa, clorpirifós e  $\beta$ -endossulfam.

Informações do Instituto de Defesa Agropecuária de Mato Grosso – INDEA-MT reportam que o metolaclo-ro é um herbicida comercializado para aplicação nas culturas de milho e soja, e cerca de 1.020.000 L foram comercializados na baixada cuiabana em 2009, para aplicação principalmente nas cidades de Chapada dos Guimarães e Cuiabá.

O flutriafol é um fungicida utilizado em lavouras de soja e apresenta uso intenso na região médio-norte do estado. Não há dados de aquisição de flutriafol na região da baixada cuiabana. O fluriafol também apresenta registro de uso em outras culturas, como frutas, podendo assim ter sido utilizado para este fim na região do cinturão verde de Cuiabá, uma vez que foi detectado próximo à área urbana da cidade.

O clorpirifós é um inseticida/acaricida de uso possível em diversas culturas. Segundo o INDEA-MT, na bacia do rio Cuiabá em 2009 foi utilizado nas culturas de milho, tomate, soja, eucalipto, citrus, cenoura, entre outras, principalmente comercializado nas cidades de Rosário Oeste, Chapada dos Guimarães, Cuiabá, Várzea Grande e Santo Antônio do Leverger. As detecções de clorpirifós ocorreram principalmente nas proximidades de Rosário Oeste, na área urbana de Cuiabá e em Santo Antônio do Leverger.

A atrazina também foi detectada nas proximidades da área urbana de Cuiabá no mês de março de 2011. A atrazina é um herbicida largamente utilizado principalmente nas culturas de milho. Segundo informações do INDEA-MT, cerca de 11.580.000 L foram comercializados em 2009, principalmente nas cidades de Nobres, Chapada dos Guimarães e Cuiabá.

Dos três pesticidas quantificados, somente o metolaclo-ro e a atrazina possuem limites especificados pela Resolução CONAMA nº 357/2005. As concentrações encontradas estão abaixo do limite especificado pela referida resolução, assim como dos níveis máximos indicados pela OMS. Nos estudos de Laabs et al. (2002) também foi encontrado o metolaclo-ro em concentrações que variavam de 0,002 a 0,007  $\mu\text{g L}^{-1}$  em amostras de água superficial coletadas na bacia do rio Tenente Amaral (afluente do São Lourenço, pertencente à mesma grande bacia hidrográfica da qual faz parte o rio Cuiabá), e de 0,004 a 0,014  $\mu\text{g L}^{-1}$  em amostras de rios da bacia do Cuiabá, como o rio

Mutum e o próprio rio Cuiabá. Concentrações de metolaclopro também foram reportadas por Struger e Fletcher (2007) (valor máximo de  $0,05 \mu\text{g L}^{-1}$ ) no oeste do rio Don, no Canadá. As concentrações encontradas reforçam que este composto continua sendo usado nestas bacias, sendo encontrado agora mais próximo das cabeceiras, em concentrações maiores.

Detecções de atrazina nas proximidades da área urbana de Cuiabá foram reportadas anteriormente nos estudos de Laabs et al. (2002) em concentrações de cerca de  $0,008$  a  $0,010 \mu\text{g L}^{-1}$ , inclusive no rio São Lourenço. A atrazina também foi detectada em concentrações que variam de  $0,00005$  a  $0,00108 \mu\text{g L}^{-1}$  na bacia do rio Llobregat, em Barcelona, Espanha (RICARTE et al, 2010) e em concentrações que variam entre  $0,05$  a  $3,6 \mu\text{g L}^{-1}$  nas bacias dos rios Humber e Don, no Canadá (STRUGER; FLETCHER, 2007).

O clorpirifós, assim como o  $\beta$ -endossulfam e o endossulfam sulfato também foram encontrados em rios na área do Pantanal, segundo Laabs et al. (2002).

A respeito da análise das amostras de água pela metodologia CLAE-DAD, nenhum dos compostos possíveis de serem determinados pelo método empregado foi encontrado nas amostras coletadas. Nos estudos de Laabs et al. (2002) também não foi detectada a presença dos compostos metomil, diuron e teflubenzurom nas amostras de água dos rios Cuiabá e São Lourenço. Nogueira (2011) utilizando metodologia similar a deste estudo, não detectou nenhum dos compostos em amostras de água do córrego Lajes, rios Casca e São Lourenço, pertencentes à mesma grande bacia hidrográfica ao qual pertence o rio Cuiabá, a bacia hidrográfica do rio Paraguai.

É importante ressaltar que a ausência de detecção das moléculas analisadas neste estudo não significa que estes compostos não estejam sendo utilizados na bacia e carregados aos recursos hídricos, convergindo para a calha do rio Cuiabá. Principalmente nos trechos do médio curso, onde a vazão média é de cerca de  $200 \text{ m}^3/\text{s}$  nos arredores da cidade de Cuiabá (FIGUEIREDO; SALOMÃO, 2009), ou seja, o volume de água é significativo, podendo implicar na diluição dos compostos a níveis abaixo do limite de detecção dos métodos utilizados.

## 5.3 Análise Estatística Multivariada

### 5.3.1 Tratamento dos dados

Antes de se proceder as análises estatísticas dos dados, efetuou-se primeiramente um exame dos mesmos, com o intuito de revelar problemas não aparentes que podem prejudicar a análise, como vieses introduzidos por dados perdidos e violações da suposição estatística, que podem também provocar desvios e não significância nos resultados que não podem ser distinguidos dos dados verdadeiros (HAIR et al., 2009).

Após a substituição dos valores abaixo do limite de detecção por LD/2, realizou-se uma análise preliminar dos dados perdidos com a totalidade dos resultados obtidos entre os meses de julho de 2010 e maio de 2011 nas estações do rio Cuiabá, conforme apresentado na Tabela 18.

Examinando as variáveis percebeu-se que todas apresentaram casos contendo dados perdidos (pelo menos 3), mas as variáveis DQO, resíduo não filtrável (RNF), fluoreto, coliformes totais e *E. coli* apresentam um número maior de dados perdidos, sendo que a DQO, RNF e fluoreto apresentaram percentagens de dados perdidos maiores que 30%. Essa frequência torna estas variáveis possíveis candidatas a eliminação na tentativa de reduzir a quantidade geral de dados perdidos. Hair et al. (2009) apontaram que variáveis com até 15% de dados perdidos ou que acarretem grande diminuição no número de dados perdidos na matriz são candidatas à eliminação.

Avaliando a quantidade de dados perdidos por caso (Tabela 19), verificou-se que 78 casos não possuem dados perdidos e 3 casos apresentaram 100% de dados perdidos (32 variáveis), tornando estes últimos passíveis de eliminação.

Tabela 18. Estatísticas-resumo de dados perdidos para a amostra original.

Variáveis	Casos sem dados perdidos	Média	Desvio Padrão	Casos com dados perdidos	Percentual de dados perdidos
Temperatura do Ar	231	27,7	5,1	3	1,28
Temperatura da Água	231	27,2	1,6	3	1,28
pH	231	7,29	0,42	3	1,28
Salinidade	231	0,04	0,02	3	1,28
POR	231	62,4	58,1	3	1,28
Condutividade	231	84	35	3	1,28
Oxigênio dissolvido	231	6,68	1,29	3	1,28
DBO	231	1,2	0,8	3	1,28
DQO	156	10	10	78	33,33
Resíduo Total	231	129	205	3	1,28
Resíduos não-filtrável	114	17	13	120	51,28
STD	231	42	17	3	1,28
Cor	231	31,3	23,1	3	1,28
Turbidez	231	65,3	66,0	3	1,28
Dureza	231	37,7	24,9	3	1,28
Cloreto	231	0,70	0,48	3	1,28
Fluoreto	78	0,5	0,0	156	66,67
Sulfato	231	2,8	2,2	3	1,28
Alcalinidade	231	38	20	3	1,28
Fosfato	231	0,11	0,14	3	1,28
Fósforo Total	231	0,43	0,68	3	1,28
Lítio	231	0,03	0,00	3	1,28
Sódio	231	1,60	0,53	3	1,28
Potássio	231	6,67	3,55	3	1,28
Magnésio	231	0,54	0,15	3	1,28
Cálcio	231	8,02	3,86	3	1,28
Nitrito	231	0,15	0,22	3	1,28
Nitrato	231	0,30	0,43	3	1,28
Nitrogênio amoniacal	231	0,11	0,06	3	1,28
Nitrogênio Total	231	0,70	0,72	3	1,28
Coliformes Totais	201	14789	16767	33	14,10
<i>Escherichia coli</i>	201	3206	11499	33	14,10

POR = potencial de oxidação-redução, DBO = demanda bioquímica de oxigênio, DQO = demanda química de oxigênio, STD = sólidos totais dissolvidos.

**Tabela 19. Estatísticas de dados perdidos levando em consideração os casos da amostra original.**

Número de dados perdidos por caso	Número de casos	Percentual da Amostra
0	78	33
2	84	36
3	39	17
4	30	13
32	3	1
<b>Total</b>	234	100

Para avaliar os casos e as variáveis de forma mais adequada, foi necessário averiguar o padrão da perda de dados (Tabelas 20 e 21).

Tabela 20. Padrões de perda de dados por caso.

Caso	Casos 79 a 117	Casos 118 a 156	Casos 157 a 186 e 190 a 195	Casos 187 a 189	Casos 196 a 225	Casos 226 a 234	
Estações - Meses de Coleta correspondentes	Estações 01 a 13 - Novembro de 2010	Estações 01 a 13 - Janeiro de 2011	Estações 01 a 10 e 12 e 13 - Março 2011	Estação 11 - Março 2011	Estações 01 a 10 - Maio 2011	Estações 11 a 13 - Maio 2011	
Quantia Perdida	2	3	2	32	4	2	
Percentual Perdido	6	9	6	100	13	6	
Padrões de dados perdidos	Temperatura do ar			X			
	Temperatura da água			X			
	pH			X			
	Salinidade			X			
	POR			X			
	Condutividade			X			
	Oxigênio dissolvido			X			
	DBO			X			
	DQO		X	X	X		
	Resíduo total			X	X		
	Resíduo não filtrável	X	X	X	X	X	X
	STD			X	X		
	Cor			X	X		
	Turbidez			X	X		
	Dureza			X	X		
	Cloreto			X	X		
	Fluoreto	X	X	X	X	X	X
	Sulfato			X	X		
	Alcalinidade			X	X		
	Fosfato			X	X		
	Fósforo Total			X	X		
	Lítio			X	X		
	Sódio			X	X		
	Potássio			X	X		
	Magnésio			X	X		
	Cálcio			X	X		
	Nitrito			X	X		
	Nitrato			X	X		
	Nitrogênio amoniacal			X	X		
	Nitrogênio total			X	X		
Coliformes Totais			X	X	X		
<i>Escherichia coli</i>			X	X	X		

\*POR = potencial de oxidação-redução, DBO = demanda bioquímica de oxigênio, DQO = demanda química de oxigênio, STD = sólidos totais dissolvidos.

Tabela 21. Padrões de perda de dados.

Número de Casos		78	3	48	39	36	30
Padrões de dados perdidos	Temperatura do ar		X				
	Temperatura da água		X				
	pH		X				
	Salinidade		X				
	POR		X				
	Condutividade		X				
	Oxigênio dissolvido		X				
	DBO		X				
	DQO		X		X	X	
	Resíduo total		X				
	Resíduo não filtrável		X	X	X		X
	STD		X				
	Cor		X				
	Turbidez		X				
	Dureza		X				
	Cloreto		X				
	Fluoreto		X	X	X	X	X
	Sulfato		X				
	Alcalinidade		X				
	Fosfato		X				
	Fósforo Total		X				
	Lítio		X				
	Sódio		X				
	Potássio		X				
	Magnésio		X				
	Cálcio		X				
	Nitrito		X				
	Nitrato		X				
	Nitrogênio amoniacal		X				
	Nitrogênio Total		X				
Coliformes Totais		X				X	
<i>Escherichia coli</i>		X				X	
Número de casos completos se variáveis com o padrão de dados perdidos não são usadas		78	0	126	201	114	164

POR = potencial de oxidação-redução, DBO = demanda bioquímica de oxigênio, DQO = demanda química de oxigênio, STD = sólidos totais dissolvidos.

Observando os padrões de perda de dados da Tabela 20, pôde-se observar que os casos 187 a 189 (dados da estação 11 coletados no mês de março de 2011) são candidatos óbvios à eliminação por possuir 100% de dados perdidos, não possuindo informação para nenhuma das variáveis. Os casos 198 a 225, correspondentes às medições do mês de maio de 2011 para as estações de 01 a 10 também possuem mais do que 10% de dados perdidos, podendo também ser indicados à eliminação.

A Tabela 21, por sua vez, mostra o padrão da perda de dados através da sua comparação com as variáveis. Cenários foram obtidos com a retirada de algumas variáveis visando à construção de uma tabela com o maior número de dados completos.

A análise da Tabela 21 aponta que a retirada das variáveis DQO, fluoreto e resíduo não filtrável, resultaria na ocorrência de 201 casos com dados completos, o que seria a configuração mais próxima do tamanho da amostra original (234 casos), em comparação com os demais cenários de retirada de variáveis.

Consolidando os apontamentos da análise de dados perdidos, optou-se então pela retirada dos casos 187 a 189 (dados da estação 11 coletados no mês de março de 2011) e dos casos 196 a 225 (dados das estações 01 a 10, coletados no mês de maio de 2011). Também se procedeu a retirada das variáveis DQO, resíduo não filtrável e fluoreto, que possuíam mais que 30% de dados perdidos cada. Com este arranjo, pôde-se obter um novo conjunto de dados atribuindo-se apenas dados válidos totalmente disponíveis. Os dados, neste arranjo, passaram a possuir as seguintes características, mostradas na Tabela 22.

Tabela 22. Estatística-resumo para amostra reduzida (33 casos e 3 variáveis eliminadas).

Variáveis	Casos sem dados perdidos	Média	Desvio Padrão	Casos com dados perdidos	Percentual de dados perdidos
Temp. Ar	201	28,6	4,7	0	0,00
Temp. Agua	201	27,3	1,6	0	0,00
pH	201	7,24	0,42	0	0,00
Salin.	201	0,04	0,02	0	0,00
POR	201	72,5	54,6	0	0,00
Cond.	201	79	34	0	0,00
OD	201	6,60	1,33	0	0,00
DBO	201	1,2	0,8	0	0,00
RT	201	136	219	0	0,00
SDT (S)	201	39	17	0	0,00
Cor	201	33,5	23,8	0	0,00
Turb.	201	71,6	68,4	0	0,00
Dureza	201	32,0	20,9	0	0,00
Cloreto	201	0,72	0,49	0	0,00
Sulfato	201	2,8	2,4	0	0,00
Alcal.	201	36	21	0	0,00
Fosfato	201	0,13	0,14	0	0,00
Fósf. Total	201	0,22	0,45	0	0,00
Lítio	201	0,03	0,00	0	0,00
Sódio	201	1,56	0,50	0	0,00
Potássio	201	6,42	3,69	0	0,00
Magnésio	201	0,55	0,16	0	0,00
Cálcio	201	7,60	3,95	0	0,00
Nitrito	201	0,17	0,22	0	0,00
Nitrato	201	0,34	0,45	0	0,00
N. amon.	201	0,11	0,06	0	0,00
N. Total	201	0,72	0,75	0	0,00
Colif. Totais	201	14789	16767	0	0,00
<i>E. coli</i>	201	3206	11499	0	0,00

Neste novo arranjo, o conjunto de dados passa a se apresentar como uma matriz de dados completa, com 201 casos e 29 variáveis. Observa-se que agora nenhuma variável apresenta dados perdidos, assim como nenhum caso, obtendo-se assim uma matriz contendo apenas observações com dados completos, o que permite obter uma matriz consistente, com pequena redução

da amostra frente aos dados originais (cerca de 14,10% de diminuição). Como não há mais dados perdidos, não foi preciso realizar testes de aleatoriedade do processo de perdas de dados e seleção de um método de atribuição, necessários quando ainda persistem menos de 10% dos dados perdidos, segundo Hair et al. (2009). A variável lítio foi retirada devido a ausência de variação apresentada na Tabela 24 (desvio padrão igual a zero). Este parâmetro não foi detectado em nenhuma análise e portanto pode prejudicar a análise fatorial a ser realizada posteriormente.

Em seguida, procedeu-se à avaliação da ocorrência de observações atípicas, que são as observações com uma combinação única de características identificáveis como sendo notavelmente diferentes das outras observações (HAIR et al., 2009). Estas observações não podem ser consideradas como benéficas ou problemáticas, mas devem ser vistas no contexto da análise e avaliadas pelo tipo de informação que possam fornecer.

As observações atípicas podem ocorrer em virtude de um erro de procedimento, resultado de um evento extraordinário, em virtude de observações extraordinárias para os quais o pesquisador não tem explicação e por último na ocorrência de observações que se enquadram no intervalo usual de valores para cada variável, sendo únicas em sua combinação de valores entre as variáveis. No primeiro caso, o melhor procedimento é a eliminação, no segundo, o pesquisador deve avaliar se o evento extraordinário se ajusta aos propósitos da pesquisa, mantendo o resultado em caso positivo. No terceiro caso, deve-se avaliar se os dados atípicos representam um segmento válido da população que deve ser mantido. No último caso, o pesquisador deve reter a informação a não ser que exista uma evidência específica que desconsidere a observação atípica como um membro válido da população (HAIR et al., 2009).

Os resultados do levantamento de observações atípicas estão listados na Tabela 23.

Tabela 23. Resultados de detecção de observações atípicas univariadas e multivariadas.

Atípicas Univariadas		Atípicas Multivariadas		
Variável	Casos com valores padronizados excedendo $\pm 3,0$	Casos	D <sup>2</sup>	D <sup>2</sup> /df*
Temp. Ar	Sem casos	103	125,1	4,5
Temp. Água	Sem casos	120	110,1	3,9
pH	Sem casos	189	89,4	3,2
Salinidade	1, 2, 3, 40, 41, 42	198	197,4	7,1
POR	80, 81			
Condutividade	1, 2, 3, 40, 41, 42			
OD	Sem casos			
DBO	101, 189, 192, 194			
RT	198			
STD	1, 2, 3, 40, 41, 42			
Cor	175, 176, 177			
Turbidez	79, 80, 81			
Dureza	40, 41, 42			
Cloreto	184, 187, 188			
Sulfato	103			
Alcalinidade	1, 2, 3, 40, 41, 42			
Fosfato	Sem casos			
Fósforo Total	68, 69, 193, 194, 195, 196, 197, 198, 199, 200, 201			
Lítio	Sem casos			
Sódio	139, 197			
Potássio	1, 2, 3, 40, 41, 42			
Magnésio	154, 155, 156			
Cálcio	1, 2, 3, 40, 41, 42			
Nitrito	Sem casos			
Nitrato	120, 128			
N. amoniacal	100, 101 e 102			
N. Total	23, 28, 30, 39			
Colif. Totais	Sem casos			
<i>E. coli</i>	97, 98, 99, 101, 102, 172			

\* Valor de D<sup>2</sup> de Mahalanobis baseado nas 28 variáveis que permaneceram, para nível de confiança 99% de confiança ( $\alpha = 0,01$ ).

Com base nos dados mostrados, as observações (casos) 1, 2, 3, 40, 41 e 42 excedem o valor de referência 3 em mais de uma variável. As variáveis em que estas observações aparecem têm estreita relação (condutividade, STD, salinidade, dureza, alcalinidade, cálcio e potássio), o que indica a ocorrência de um fenômeno nestes casos, que repercutiu nos resultados de muitas variáveis. Estes valores podem ser oriundos de um evento extremo ou de uma observação extraordinária em uma estação de coleta e, por isso, se optou por manter estes dados, notando se, posteriormente, estas observações implicam em alterações significativas nas análises multivariadas subsequentes. Algumas

observações foram identificadas no método de detecção multivariado como sendo significativamente diferentes das demais pela combinação das variáveis (casos 103, 120, 189 e 198). Alguns destes casos também foram identificados no método univariado. Estes casos não parecem ser característicos de observações que diferem da população, mas eles foram registrados para verificar seus possíveis efeitos nas análises realizadas posteriormente.

Posteriormente procede-se com o atendimento às suposições críticas à análise fatorial. Em relação ao tamanho das amostras, o número mínimo de 50 observações foi atendido, sendo de preferência maior do que 100. Segundo Hair et al. (2009), como regra geral, o número mínimo deve ter pelo menos cinco vezes mais observações que o número de variáveis analisadas. Como restaram 29 variáveis, seriam necessárias pelo menos 140 observações, valor abaixo do total de observações restantes na matriz (201 observações ou casos).

Não foi necessário executar, em seguida, a verificação do atendimento à suposição de normalidade e homocedasticidade (homogeneidade de variâncias). Segundo Hair et al. (2009), a suposição de normalidade dos dados é necessária apenas quando um teste estatístico é aplicado para a significância dos valores, mas estes testes raramente são usados. Em outros artigos de temática semelhante, como os citados na Tabela 2, não foi citado pelos autores o atendimento à normalidade dos dados, procedendo-se logo à análise das correlações.

Um grande número de correlações significativas foi encontrado para o nível de significância  $\alpha = 0,05$  (Tabela 24), mas devido ao grande número de observações, o valor crítico de  $r$  foi baixo (0,196 para  $\alpha = 0,05$ ). Como o teste de significância para  $r$  apenas prova que as correlações significantes diferem de zero, é importante focar as correlações maiores que 0,5 ( $p = 4,4 \times 10^{-5}$ ), conforme indicado por Vega et al. (1998), Helena et al. (2000) e Andrade et al. (2007b).

Dentre as correlações observadas, destacam-se as associações entre salinidade e condutividade ( $r = 0,98$ ), salinidade e sólidos totais dissolvidos ( $r = 0,99$ ) e sólidos totais dissolvidos e condutividade ( $r = 0,99$ ), que são variáveis

que possuem relação forte em virtude de representarem a presença de sais dissolvidos na água, que, devido ao seu caráter iônico, permite a condução de eletricidade. Estes sais podem ter origem natural, em virtude de características geológicas e pedológicas da região ou ter origem antrópica, em virtude de processos de assoreamento dos corpos d'água ou da poluição difusa que ocorre na sub-bacia. Resultados semelhantes foram encontrados por Andrade et al. (2007b) em estudo realizado na bacia do Alto Acaraú, no Ceará. A forte correlação entre dureza e cálcio ( $r = 0,71$ ) era esperada, pois a dureza reflete a presença de sais de cálcio. No entanto, a forte correlação da dureza com potássio ( $r = 0,67$ ) pode ser devido à presença de carbonatos e bicarbonatos de potássio no corpo d'água, sendo que estes ânions podem ter forte interação com sais de cálcio na bacia.

A forte correlação do nitrogênio amoniacal ( $r = 0,52$ ) com *Escherichia coli*, se deve à presença destes dois componentes nos efluentes domésticos despejados recentemente nos corpos d'água sem tratamento. Tal efluente é rico em matéria orgânica de origem fecal, sendo que sob a ação dos microorganismos nos corpos d'água há formação de nitrogênio amoniacal, principalmente.

A correlação significativa entre cor e turbidez também foi encontrada por Andrade et al. (2007a). A cor da água é definida pela reflexão e refração da luz sobre materiais dissolvidos e em suspensão. Os sólidos em suspensão, que caracterizam a turbidez, podem ser oriundos de processos naturais, assim como não-naturais, como despejo de efluentes, o assoreamento e a poluição difusa na sub-bacia.

Tabela 24. Matriz de correlação das 28 variáveis.

	Temp. Ar	Temp. Água	pH	Salin.	POR	Cond.	OD	DBO	RT	SDT	Cor	Turb.	Dureza	Cloreto	Sulfato	Alcal.	Fosfato	Fósf. Total	Sódio	Potássio	Magnésio	Cálcio	Nitrito	Nitrato	N. amon.	N. Total	Colif. Totais	<i>E. coli</i>		
Temp. Ar	1,00																													
Temp. Água	<b>0,20</b>	1,00																												
pH	0,09	<b>-0,40</b>	1,00																											
Salin.	0,07	<b>-0,20</b>	<b>0,31</b>	1,00																										
POR	<b>0,34</b>	<b>0,36</b>	<b>-0,19</b>	-0,08	1,00																									
Cond.	0,05	<b>-0,20</b>	<b>0,31</b>	<b>0,98*</b>	-0,11	1,00																								
OD	-0,03	<b>-0,64</b>	<b>0,41</b>	0,08	<b>-0,20</b>	0,09	1,00																							
DBO	<b>-0,27</b>	0,07	<b>-0,27</b>	-0,09	<b>-0,24</b>	-0,10	<b>-0,29</b>	1,00																						
RT	<b>-0,18</b>	0,02	-0,08	0,07	-0,02	0,06	-0,03	<b>0,15</b>	1,00																					
STD	0,05	<b>-0,19</b>	<b>0,31</b>	<b>0,99*</b>	-0,10	<b>0,99*</b>	0,10	-0,11	0,06	1,00																				
Cor	-0,13	<b>0,44</b>	<b>-0,41</b>	<b>-0,22</b>	0,11	<b>-0,24</b>	<b>-0,46</b>	0,09	0,11	<b>-0,23</b>	1,00																			
Turb.	<b>-0,25</b>	<b>0,37</b>	<b>-0,46</b>	<b>-0,21</b>	<b>0,33</b>	<b>-0,22</b>	<b>-0,28</b>	0,04	<b>0,23</b>	<b>-0,21</b>	<b>0,64*</b>	1,00																		
Dureza	0,12	<b>-0,34</b>	<b>0,23</b>	<b>0,67*</b>	<b>-0,21</b>	<b>0,69*</b>	<b>0,27</b>	0,01	<b>0,16</b>	<b>0,69*</b>	<b>-0,33</b>	<b>-0,31</b>	1,00																	
Cloreto	<b>-0,32</b>	-0,02	<b>-0,30</b>	-0,06	<b>-0,47</b>	-0,05	-0,11	<b>0,18</b>	0,10	-0,05	<b>0,38</b>	<b>0,24</b>	0,05	1,00																
Sulfato	<b>-0,25</b>	<b>0,59*</b>	<b>-0,32</b>	-0,20	<b>0,24</b>	<b>-0,20</b>	<b>-0,50</b>	0,07	0,12	<b>-0,19</b>	<b>0,59*</b>	<b>0,64*</b>	<b>-0,41</b>	<b>0,15</b>	1,00															
Alcal.	0,09	<b>-0,28</b>	<b>0,38</b>	<b>0,93*</b>	-0,07	<b>0,95*</b>	<b>0,24</b>	<b>-0,15</b>	0,01	<b>0,95*</b>	<b>-0,35</b>	<b>-0,30</b>	<b>0,68*</b>	-0,14	<b>-0,30</b>	1,00														
Fosfato	<b>0,39</b>	<b>-0,62</b>	<b>0,51*</b>	<b>0,20</b>	-0,13	<b>0,20</b>	<b>0,59*</b>	<b>-0,24</b>	<b>-0,22</b>	<b>0,20</b>	<b>-0,71</b>	<b>-0,74</b>	<b>0,36</b>	<b>-0,31</b>	<b>-0,76</b>	<b>0,35</b>	1,00													
Fósf. Total	<b>-0,34</b>	-0,11	-0,07	0,05	<b>-0,16</b>	0,06	<b>-0,16</b>	<b>0,27</b>	<b>0,30</b>	0,06	0,01	0,06	<b>0,23</b>	<b>0,16</b>	0,04	-0,01	<b>-0,20</b>	1,00												
Sódio	<b>-0,28</b>	<b>0,23</b>	<b>-0,26</b>	<b>-0,18</b>	-0,10	<b>-0,19</b>	<b>-0,35</b>	<b>0,39</b>	<b>0,15</b>	<b>-0,18</b>	<b>0,44</b>	<b>0,42</b>	<b>-0,18</b>	<b>0,47</b>	<b>0,45</b>	<b>-0,28</b>	<b>-0,51</b>	<b>0,36</b>	1,00											
Potássio	0,09	<b>-0,25</b>	<b>0,18</b>	<b>0,91*</b>	-0,13	<b>0,92*</b>	<b>0,24</b>	-0,13	0,02	<b>0,93*</b>	<b>-0,32</b>	<b>-0,25</b>	<b>0,67*</b>	-0,04	<b>-0,30</b>	<b>0,91*</b>	<b>0,28</b>	-0,03	<b>-0,27</b>	1,00										
Magnésio	0,08	<b>0,28</b>	<b>-0,30</b>	-0,08	-0,07	-0,09	<b>-0,56</b>	<b>0,16</b>	0,06	-0,09	<b>0,46</b>	<b>0,21</b>	-0,10	<b>0,43</b>	<b>0,31</b>	<b>-0,17</b>	<b>-0,26</b>	0,02	<b>0,17</b>	<b>-0,14</b>	1,00									
Cálcio	0,12	<b>-0,25</b>	<b>0,36</b>	<b>0,97*</b>	-0,08	<b>0,98*</b>	<b>0,18</b>	<b>-0,15</b>	0,03	<b>0,99*</b>	<b>-0,32</b>	<b>-0,28</b>	<b>0,71*</b>	-0,13	<b>-0,27</b>	<b>0,96*</b>	<b>0,31</b>	0,03	<b>-0,27</b>	<b>0,93*</b>	<b>-0,14</b>	1,00								
Nitrito	<b>0,56*</b>	<b>-0,21</b>	<b>0,31</b>	0,12	0,05	0,13	<b>0,40</b>	<b>-0,21</b>	<b>-0,19</b>	0,14	<b>-0,63</b>	<b>-0,63</b>	<b>0,37</b>	<b>-0,29</b>	<b>-0,64</b>	<b>0,26</b>	<b>0,82*</b>	-0,12	<b>-0,39</b>	<b>0,21</b>	<b>-0,23</b>	<b>0,23</b>	1,00							
Nitrato	<b>-0,17</b>	<b>-0,51</b>	<b>0,32</b>	-0,04	-0,11	-0,04	<b>0,30</b>	-0,07	-0,08	-0,06	<b>-0,18</b>	<b>-0,16</b>	-0,03	-0,07	<b>-0,14</b>	0,02	<b>0,33</b>	<b>-0,14</b>	-0,13	-0,06	-0,10	-0,03	-0,05	1,00						
N. amon.	<b>-0,14</b>	<b>0,25</b>	-0,06	0,03	0,03	0,03	<b>-0,22</b>	<b>0,32</b>	-0,01	0,05	0,01	0,06	-0,11	0,06	<b>0,15</b>	-0,03	<b>-0,20</b>	0,00	<b>0,16</b>	-0,02	0,10	0,00	-0,10	-0,14	1,00					
N. Total	-0,11	-0,03	0,11	-0,07	-0,05	-0,08	0,05	0,09	0,00	-0,08	-0,02	0,11	-0,08	0,05	0,10	-0,09	-0,07	-0,02	0,06	-0,10	0,05	-0,09	<b>-0,17</b>	<b>0,17</b>	<b>0,18</b>	1,00				
Colif. Totais	<b>-0,36</b>	0,02	-0,03	<b>-0,16</b>	-0,04	-0,14	0,02	0,12	0,06	-0,14	0,08	<b>0,27</b>	<b>-0,17</b>	<b>0,19</b>	<b>0,21</b>	<b>-0,14</b>	<b>-0,31</b>	-0,02	<b>0,21</b>	<b>-0,15</b>	-0,11	<b>-0,19</b>	<b>-0,37</b>	0,04	<b>0,15</b>	<b>0,17</b>	1,00			
<i>E. coli</i>	<b>-0,27</b>	<b>0,14</b>	0,03	0,00	-0,11	0,00	-0,08	<b>0,25</b>	0,00	0,01	0,07	<b>0,14</b>	-0,13	<b>0,19</b>	<b>0,17</b>	-0,07	<b>-0,22</b>	-0,07	<b>0,16</b>	-0,09	0,09	-0,06	<b>-0,18</b>	-0,07	<b>0,52*</b>	0,10	<b>0,47</b>	1,00		

\*Os valores possuem  $r \geq 0,5$ . Os valores grafados em negrito apresentam correlação com nível de significância 95% ( $p < 0,05$ ).

Os testes KMO e de esfericidade de Bartlett aplicados à matriz de dados (Tabela 25) revelaram que existem correlações suficientes que permitem a continuidade da análise fatorial dos dados. Atendidos esses pressupostos, é possível prosseguir com a Análise de Componentes Principais para identificar a estrutura latente de relações.

**Tabela 25. Testes KMO e de Bartlett aplicado aos dados.**

Teste de adequacidade de Kaiser-Meyer-Olkin		<b>0,773</b>
Teste de esfericidade de Bartlett	Qui-quadrado aproximado	6526,300
	df	378
	Significância	<b>0,000</b>

Após a realização de todo o exame dos dados e consolidação da matriz de dados para a análise fatorial, os dados foram avaliados quanto à estatística descritiva, como pode ser visualizado na Tabela 26 a seguir.

Tabela 26. Estatística descritiva dos dados elencados para análise fatorial.

Variáveis	N	Média (Md)	Mediana (Mdn)	Valor Mínimo (Mn)	Valor Máximo (Mx)	1º Quartil (1º Q)	3º Quartil (3º Q)	Coefficiente de variação (%) (CV)	Desvio Padrão (SD)	Assimetria	Curtose
Temp. Ar	201	28,6	28,0	19,0	39,0	25,0	32,0	16,5	4,7	0,246	-0,530
Temp. Agua	201	27,3	27,5	23,7	30,6	26,6	28,5	6,0	1,6	-0,461	-0,609
pH	201	7,2	7,3	5,6	8,1	7,1	7,5	5,8	0,4	-0,823	1,485
Salinidade	201	0,04	0,03	0,02	0,013	0,03	0,04	46,2	0,02	4,604	22,466
POR	201	72,5	63,2	-8,9	240,0	24,6	114,0	75,3	54,6	0,702	-0,170
Cond.	201	79	71	51	276	67	80	43,3	34	4,604	22,519
OD	201	6,60	6,68	1,10	9,30	5,94	7,53	20,2	1,33	-1,208	3,300
DBO	201	1,2	1,0	0,1	7,0	1,0	1,0	64,7	0,8	3,648	19,329
RT	201	136	115	25	3121	73	157	160,7	219	12,743	173,922
STD	201	39	36	26	138	33	40	43,3	17	4,705	23,288
Cor	201	33,5	28,0	4,2	134,1	13,7	51,5	71,0	23,8	1,226	2,529
Turb.	201	71,6	64,4	1,3	337,0	9,1	127,0	95,5	68,4	1,122	1,461
Dureza	201	32,0	32,4	5,7	168,3	19,5	38,1	65,4	20,9	3,887	21,521
Cloreto	201	0,72	0,61	0,10	2,54	0,36	0,94	68,3	0,49	1,414	1,955
Sulfato	201	2,84	2,50	0,26	18,97	0,60	4,93	83,3	2,36	1,707	9,100
Alcalinidade	201	36	33	21	154	27	37	57,0	21	4,489	21,406
Fosfato	201	0,13	0,02	0,00	0,30	0,01	0,30	111,5	0,14	0,437	-1,813
Fósf. Total	201	0,22	0,10	0,01	2,36	0,04	0,17	202,3	0,45	3,637	12,300
Sódio	201	1,56	1,49	0,68	4,19	1,23	1,85	32,1	0,50	1,079	3,361
Potássio	201	6,42	6,16	0,64	26,29	4,97	6,77	57,5	3,69	3,892	17,857
Magnésio	201	0,55	0,52	0,13	1,52	0,47	0,61	28,6	0,16	2,886	15,606
Cálcio	201	7,60	6,98	4,07	30,71	6,00	7,90	51,9	3,95	4,789	24,008
Nitrito	201	0,17	0,03	0,00	0,60	0,01	0,20	132,6	0,22	1,234	-0,127
Nitrato	201	0,34	0,17	0,00	3,40	0,10	0,30	133,3	0,45	2,747	11,209
N. amon.	201	0,11	0,10	0,02	0,58	0,10	0,10	57,8	0,06	5,193	34,449
N. Total	201	0,72	0,60	0,00	5,00	0,10	1,00	104,0	0,75	2,092	6,783
Colif. Totais	201	11910	9804	161	24192	3094	24192	77,2	9195	0,233	-1,561
<i>E. coli</i>	201	1994	521	5	24192	143	1850	214,8	4283	3,788	15,179

Na Tabela 26 é possível observar altos valores para os coeficientes de variação exibidos por algumas variáveis, demonstrando a variabilidade durante o período de amostragem. A sazonalidade possui um papel importante na explicação deste fenômeno, devido à variação da precipitação e do fluxo durante o período de estudo, o que pôde ser percebido no gráficos box-plot de algumas variáveis como cor, turbidez, oxigênio dissolvido e *Escherichia coli* (Figuras 8 a 16). Colleti et al. (2010) também reportaram em sua pesquisa na bacia do rio das Pedras altos valores de coeficientes de variação para as

variáveis turbidez e nitrogênio total, atribuindo como causa a este fenômeno às intervenções antrópicas que estão em curso na área da bacia hidrográfica.

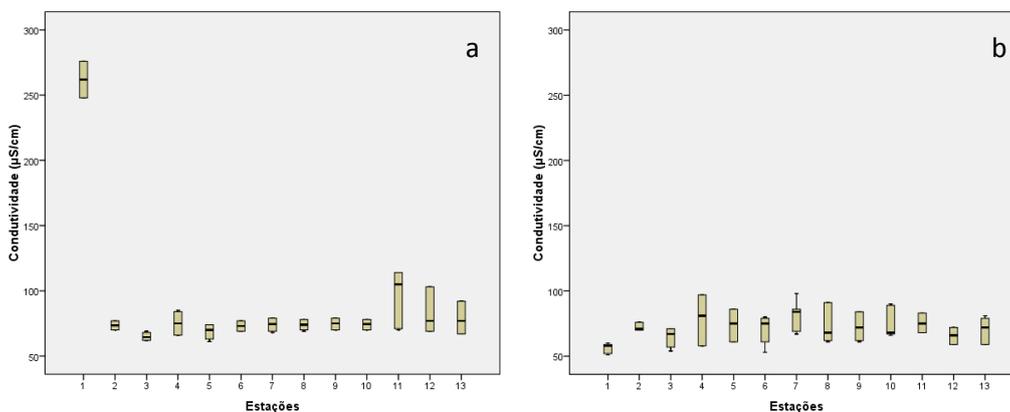


Figura 8. Gráficos box-plot da variável condutividade no período de estiagem (a) e chuvoso (b).

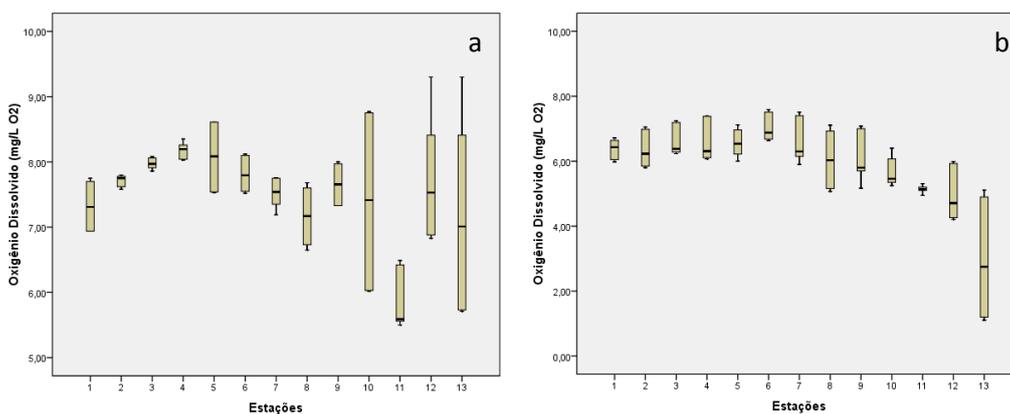


Figura 9. Gráficos box-plot da variável oxigênio dissolvido no período de estiagem (a) e chuvoso (b).

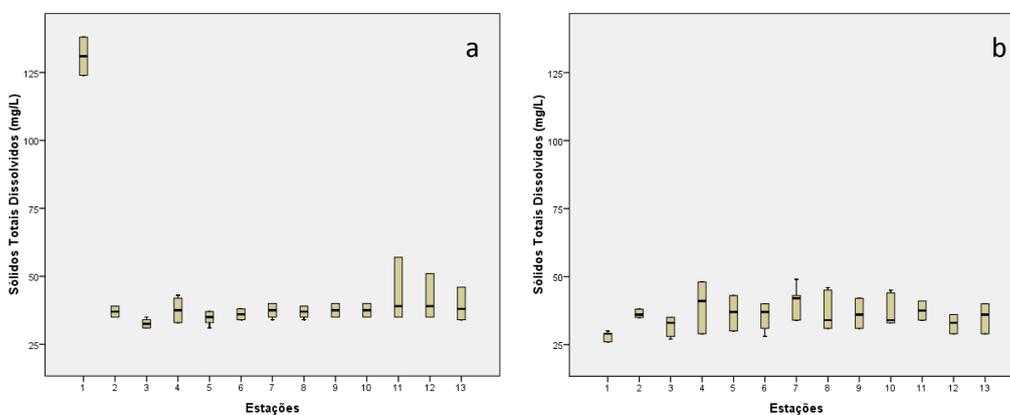


Figura 10. Gráficos box-plot da variável sólidos dissolvidos totais no período de estiagem (a) e chuvoso (b).

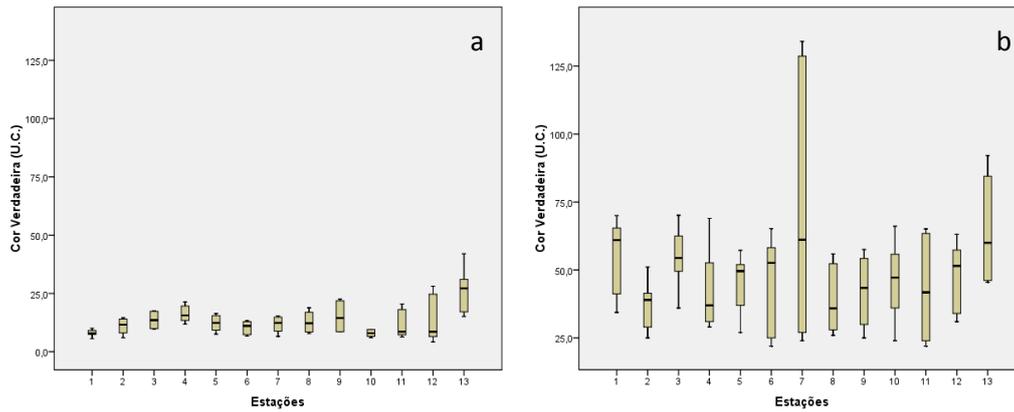


Figura 11. Gráficos box-plot da variável cor verdadeira no período de estiagem (a) e chuvoso (b).

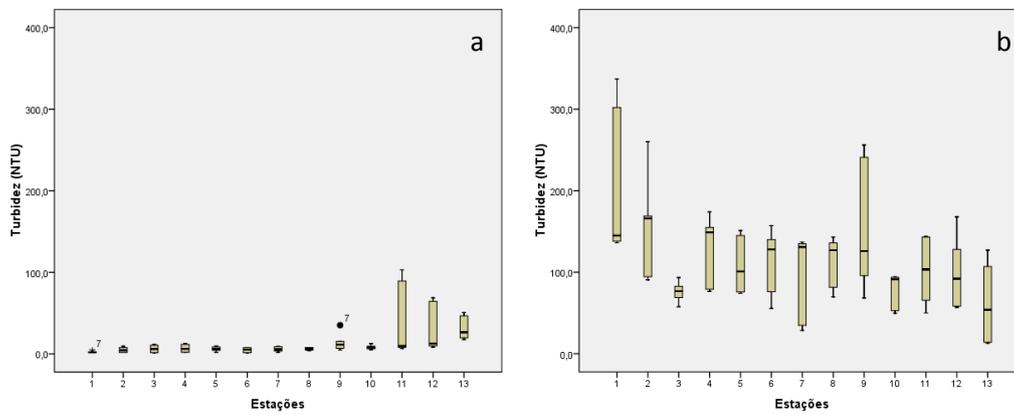


Figura 12. Gráficos box-plot da variável turbidez no período de estiagem (a) e chuvoso (b).

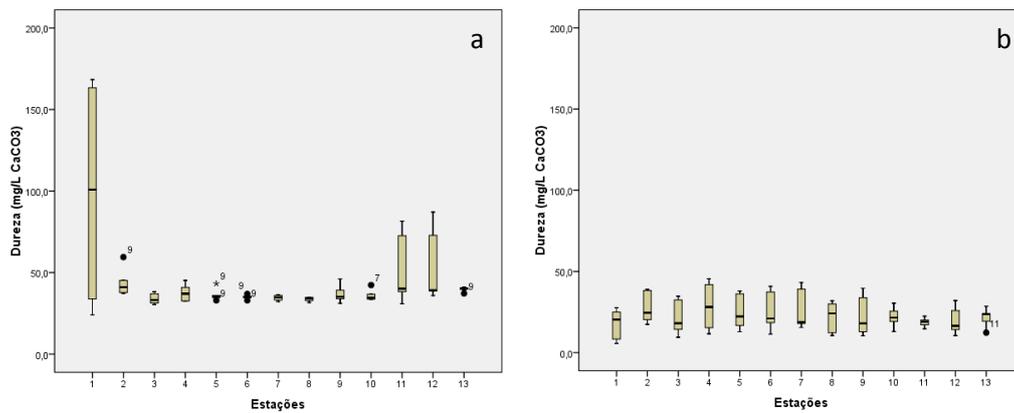


Figura 13. Gráficos box-plot da variável dureza no período de estiagem (a) e chuvoso (b).

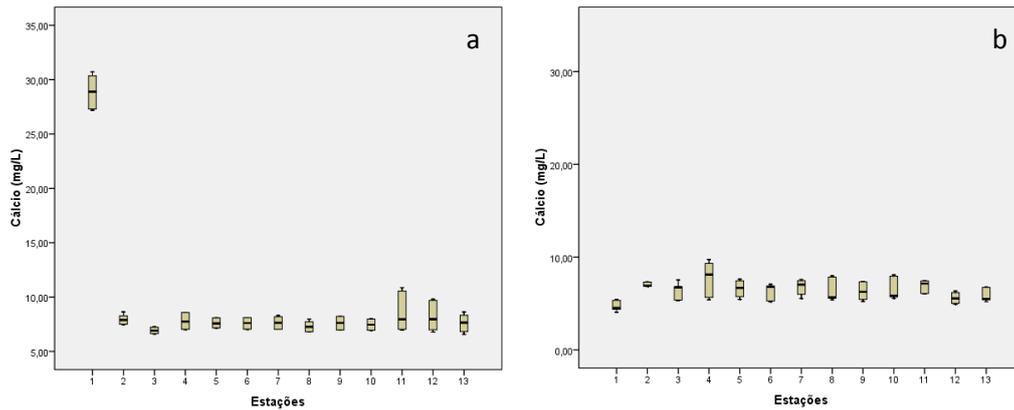


Figura 14. Gráficos box-plot da variável cálcio no período de estiagem (a) e chuvoso (b).

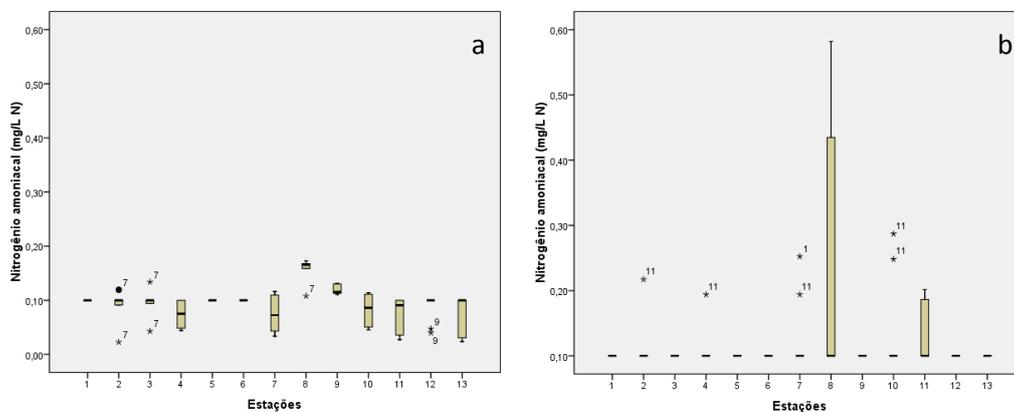


Figura 15. Gráficos box-plot da variável nitrogênio amoniacal no período de estiagem (a) e chuvoso (b).

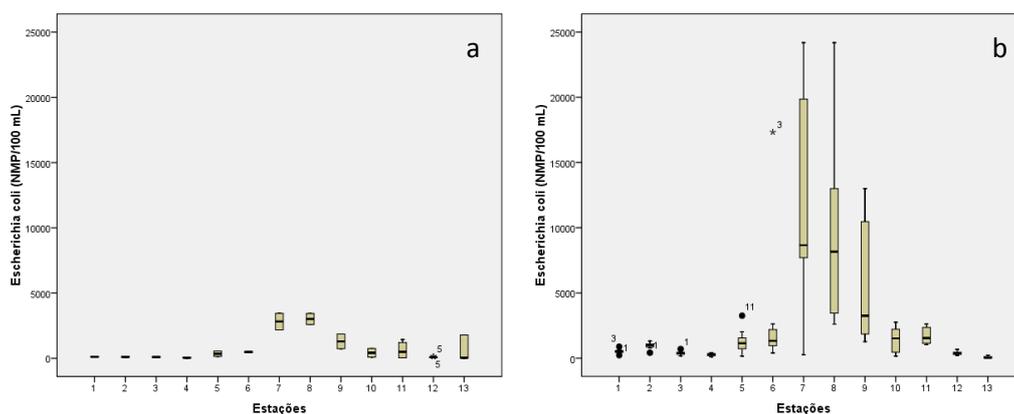


Figura 16. Gráficos box-plot da variável *Escherichia coli* no período de estiagem (a) e chuvoso (b).

Algumas variáveis tais como, temperatura, pH, salinidade, OD, DBO e nitrogênio amoniacal, apresentaram valores de média muito próximos das

medianas, o que indica uma aparente simetria, que também pode ser observada pelos baixos valores de assimetria, pelo menos nas variáveis temperatura da água, pH e POR. Valores de pH próximo à mediana também foram reportados por Colleti et al. (2010).

Pode-se perceber alterações significativas nos valores de algumas variáveis entre os períodos de estiagem e chuvosos, assim como diferenças devido à localização dos locais amostrados. As variáveis condutividade, sólidos totais dissolvidos e concentração de cálcio apresentaram comportamentos similares, como por exemplo, apresentando valores altos para a primeira estação, no período de estiagem. Os valores extremos de condutividade foram menores do que os registrados por Silva e Sacomani (2001) no rio Pardo, embora os valores para as demais estações tenham sido aparentemente mais baixos.

Com relação ao oxigênio dissolvido, destacou-se as variações ocorridas nas concentrações das estações 11, 12 e 13, que apresentaram valores baixos, principalmente no período de estiagem (com exceção da estação 13, que apresentou concentrações baixas em ambos os períodos). Pereira-filho et al. (2010) reportaram que o decréscimo nas concentrações de oxigênio dissolvido rio Itajaí-Açu ocorreu devido à degradação na qualidade da água ao longo do curso. No rio Cuiabá, no entanto, o comportamento de outros parâmetros que sinalizam a degradação da qualidade não acompanharam o decréscimo do OD, o que indica a ocorrência de um outro fenômeno, discutido mais adiante.

As alterações de cor e turbidez entre os períodos de estiagem e chuvoso é significativa, o que aponta a influência do escoamento superficial, e por consequência, o aporte de sedimentos e cargas difusas na bacia. Valores similares foram reportados por Pejman et al. (2009) em seus estudos na bacia do rio Haraz (Irã), com valores de turbidez variando entre 50 e 300 NTU, indicando a influência da sazonalidade na bacia. Os valores encontrados no rio Cuiabá foram maiores que os reportados por Silva e Sacomani (2001) no rio Pardo e menores que os valores reportados por Vega et al. (1998) para o rio Pisuerga (Espanha), este último localizado próximo a uma área urbana com

descargas pontuais de efluentes domésticos e industriais e população de cerca de 400.000 habitantes, situação parecida com a da bacia do rio Cuiabá.

As variáveis nitrogênio amoniacal e *Escherichia coli* apresentaram maiores variações entre as estações 7 e 11, e principalmente no período chuvoso. Os trabalhos de Vega et al. (1998), Silva e Sacomani (2001), Mendigúchia et al. (2004), Pejman et al. (2009), indicam que as variações nas concentrações de amônia e coliformes se devem, principalmente, à influência das áreas urbanas, principalmente pelo lançamento de efluentes domésticos.

### **5.3.2 Análise Fatorial - ACP**

A Tabela 27 apresenta os resultados para a extração de fatores componentes da matriz de correlação de 201 casos x 28 variáveis. Considerando o critério da raiz latente, seriam retidas 7 componentes principais, que reunidas explicariam cerca de 75,74% da variância total dos dados. Analisando o gráfico do teste scree na Figura 17, pode-se perceber que o ponto de inflexão se localiza entre os fatores 7 e 8. Avaliando a combinação destes dois critérios pode-se supor que a manutenção de 7 fatores é satisfatória para a interpretação dos fatores a ser realizada em seguida.

Tabela 27. Resultados para a extração de fatores componentes.

Componentes	Autovalores Iniciais (Initial Eigenvalues)		
	Total	% de Variância	% Cumulativa
1	8,142	29,078	29,078
2	4,316	15,416	44,494
3	2,687	9,596	54,089
4	1,876	6,702	60,791
5	1,709	6,105	66,895
6	1,383	4,938	71,833
7	1,094	3,909	75,742
8	,913	3,261	79,002
9	,806	2,877	81,879
10	,789	2,817	84,696
11	,687	2,455	87,151
12	,620	2,216	89,367
13	,588	2,102	91,468
14	,428	1,528	92,996
15	,360	1,285	94,281
16	,320	1,142	95,424
17	,275	,983	96,407
18	,233	,832	97,239
19	,201	,718	97,957
20	,179	,638	98,595
21	,151	,540	99,135
22	,107	,381	99,516
23	,049	,174	99,690
24	,041	,147	99,836
25	,023	,084	99,920
26	,013	,047	99,968
27	,007	,024	99,992
28	,002	,008	100,000

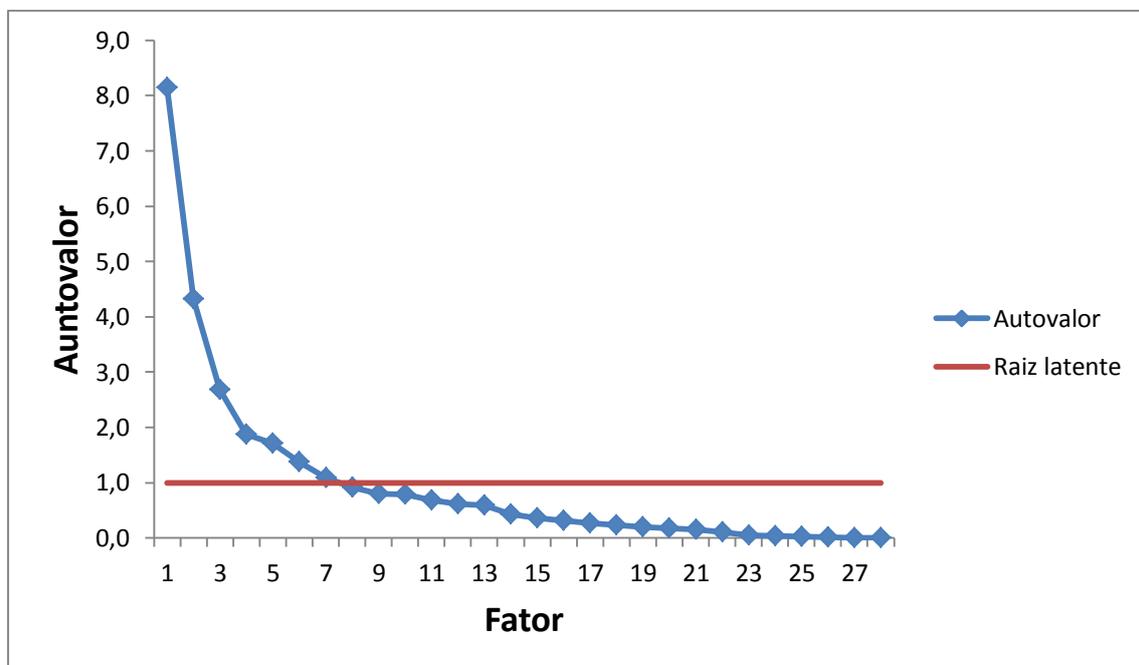


Figura 17. Teste scree para análise de componentes.

A Tabela 28 apresenta a matriz fatorial não-rotacionada da análise de componentes. Nesta matriz, as cargas fatoriais representam o grau de associação (correlação) de cada variável com cada fator. O primeiro fator é composto por 15 variáveis contendo cargas altas (maiores que 0,50). Segundo Hair et al. (2009), cargas fatoriais de  $\pm 0,50$  ou maiores são tidas como praticamente significantes (nível de significância  $\alpha = 0,05$  e nível de poder de 80% para tamanho de amostra igual ou maior que 120) e cargas maiores que 0,70 são consideradas indicativas de estrutura definida (neste caso o fator explica cerca de 50% da variância da variável). Neste caso, o primeiro fator possui 8 variáveis com cargas maiores que 0,70.

**Tabela 28. Matriz fatorial não-rotacionada.**

Variáveis	Componentes							Comunalidades
	1	2	3	4	5	6	7	
alcalinidade	,857	,439	-,062	,107	-,045	,024	,004	,945
cálcio	,854	,494	-,095	,074	-,031	,020	,026	,990
potássio	,809	,480	-,069	,030	-,043	,055	-,107	,908
condutividade	,787	,596	-,061	,072	-,021	,042	,026	,986
STD*	,784	,604	-,070	,077	-,016	,033	,014	,992
salinidade	,774	,594	-,081	,076	-,027	,041	,054	,970
dureza total	,722	,300	,094	-,284	,010	-,097	-,025	,711
fosfato	,721	-,596	,067	-,099	,139	,100	,040	,920
nitrito	,584	-,516	-,221	-,211	,344	-,099	-,101	,839
pH	,542	-,231	,223	,289	-,020	,053	,244	,543
nitrogênio amoniacal	-,152	,268	,102	,336	,677	-,089	,131	,701
<i>Escherichia coli</i>	-,192	,255	,322	,468	,520	,048	-,225	,747
magnésio	-,340	,311	-,173	-,348	,194	,562	,219	,765
nitrogênio total	-,115	,005	,264	,314	,046	,151	,560	,521
turbidez	-,614	,422	-,103	,195	-,371	-,059	-,093	,753
sulfato	-,640	,450	-,185	,232	-,184	,031	,123	,756
cor	-,643	,413	-,173	-,083	-,244	,273	-,045	,756
sódio	-,507	,393	,247	-,216	,036	-,109	,023	,533
temperatura da água	-,521	,295	-,598	,102	,262	-,077	-,027	,803
temperatura do ar	,253	-,308	-,692	-,116	,192	,129	,036	,705
POR*	-,155	-,068	-,664	,346	-,149	-,307	,122	,721
fósforo total	-,062	,287	,314	-,473	-,051	-,510	,208	,715
OD*	,498	-,440	,380	,168	-,258	-,054	-,272	,758
nitrato	,146	-,314	,417	,209	-,315	,303	,398	,687
resíduo total	-,079	,296	,154	-,200	-,221	-,424	,133	,404
DBO*	-,260	,255	,351	-,243	,467	-,216	,216	,627
cloreto	-,282	,371	,413	-,380	,040	,442	-,300	,819
coliformes totais	-,286	,153	,425	,494	,021	-,091	-,321	,641
<b>Soma de Quadrados (autovalor)</b>	8,142	4,316	2,687	1,876	1,709	1,383	1,094	
<b>Percentual de Traço**</b>	29,078	15,416	9,596	6,702	6,105	4,938	3,909	<b>75,742</b>

\*POR - potencial de oxidação-redução, DBO - demanda química de oxigênio, STD - sólidos totais dissolvidos

\*\*Traço = 28,0 (soma de autovalores)

No entanto, algumas variáveis apresentaram valores significantes, mas negativos na primeira componente, o que indica que a correlação com as demais variáveis é inversa neste mesmo fator. Outra característica que também chama a atenção é a existência de cargas cruzadas (quando uma variável demonstra ter mais do que uma carga significativa), principalmente nos fatores 1 e 2 para as variáveis condutividade, STD, salinidade, fosfato e nitrito. A existência de cargas cruzadas torna difícil a interpretação da matriz de dados da ACP, porque não permite a identificação de características únicas e distintas a cada fator. Além disso, foram identificadas variáveis com cargas significantes em outros fatores, mas não com altos valores, que se acumularam no fator 1.

Após esta etapa foi necessário avaliar as comunalidades (quantia da variância explicada pela solução fatorial de cada variável – soma em linha das cargas fatoriais quadradas). Geralmente é necessário considerar que a variável deve ter pelo menos 50% da variação explicada pelos 7 fatores retidos. Vinte e sete variáveis apresentaram valores de comunalidade maior do que 0,5, o que indica que uma grande quantia da variância foi extraída por esta solução fatorial (HAIR et al., 2009). A variável resíduo total apresentou baixo valor de comunalidade (0,404) e não apresentou nenhuma carga significativa nesta matriz, tornado-se uma variável sujeita à eliminação.

Devido à existência de variáveis com cargas cruzadas, o acúmulo de variáveis em um mesmo fator e a existência de um fator que não possui nenhuma variável com carga significativa (fator 4), a interpretação da matriz não-rotacionada tornou-se difícil. Problema semelhante foi reportado por Vega et al. (1998), que apontaram a existência de cargas cruzadas nos primeiros fatores; por Andrade et al. (2007a), que indicaram a existência de variáveis com cargas cruzadas e de fator com nenhuma carga significativa; e por Palácio et al. (2011), que reportaram a existência de valores de pesos fatoriais próximos entre si e provavelmente acumulados em um fator. Neste caso foi necessária a aplicação de rotação na matriz fatorial de dados. A Tabela 29 apresenta a matriz de dados rotacionados pelo método VARIMAX.

Tabela 29. Matriz de análise fatorial de componentes rotacionadas por VARIMAX.

Variáveis	Componentes							Comunalidades
	1	2	3	4	5	6	7	
STD*	,994	-,058	,030	-,002	,001	,012	,000	,992
condutividade	,990	-,064	,022	,004	,006	,013	,016	,986
salinidade	,982	-,053	,016	-,020	,025	,015	,029	,970
cálcio	,980	-,161	-,028	-,051	-,019	-,019	,018	,990
alcalinidade	,948	-,185	-,030	-,045	-,073	-,048	,039	,945
potássio	,933	-,144	-,049	,045	-,064	-,056	-,074	,908
dureza total	,701	-,341	-,128	,150	-,012	,236	-,089	,711
turbidez	-,155	,839	-,017	-,066	-,087	,067	-,091	,753
Cor	-,190	,769	-,091	,177	,273	-,042	-,115	,756
sulfato	-,153	,816	,128	-,139	,153	,035	,025	,756
nitrogênio amoniacal	,026	,035	,817	-,078	,149	,052	,039	,701
Escherichia coli	-,006	,150	,797	,184	-,192	-,137	-,011	,747
cloreto	-,029	,293	,055	,834	,119	,052	-,127	,819
magnésio	-,058	,298	,029	,349	,735	-,098	,017	,765
fósforo total	,047	,022	-,049	,107	,017	,834	-,054	,715
nitrato	-,067	-,126	-,201	,127	-,169	-,116	,753	,687
fosfato	,154	-,880	-,198	-,007	-,082	-,221	,164	,920
nitrito	,091	-,846	-,087	-,169	,067	-,153	-,226	,839
POR*	-,080	,240	-,079	-,779	,051	-,148	-,138	,721
DBO*	-,127	-,011	,471	,220	,225	,538	,011	,627
resíduo total	,090	,206	-,101	-,046	-,096	,575	-,026	,404
nitrogênio total	-,072	,101	,236	-,060	,102	,039	,659	,521
oxigênio dissolvido	,093	-,461	-,224	,112	-,650	-,157	,162	,758
coliformes totais	-,124	,333	,439	,156	-,541	-,054	,043	,641
pH	,277	-,412	,011	-,103	-,220	-,125	,471	,543
temperatura do ar	,043	-,360	-,194	-,382	,425	-,382	-,254	,705
temperatura da água	-,171	,471	,284	-,359	,413	-,093	-,403	,803
Sódio	-,184	,436	,182	,277	,107	,425	-,084	,533
<b>Soma de Quadrados (autovalor)</b>	<b>8,142</b>	<b>4,316</b>	<b>2,687</b>	<b>1,876</b>	<b>1,709</b>	<b>1,383</b>	<b>1,094</b>	
<b>Percentual de Traço**</b>	<b>29,078</b>	<b>15,416</b>	<b>9,596</b>	<b>6,702</b>	<b>6,105</b>	<b>4,938</b>	<b>3,909</b>	<b>75,742</b>

\*POR - potencial de oxidação-redução, DBO - demanda química de oxigênio, STD - sólidos totais dissolvidos

\*\*Traço = 28,0 (soma de autovalores)

Com a aplicação da rotação VARIMAX, a variável resíduo total que possui baixa comunalidade passou a exibir uma carga significativa no sexto fator. Com a redistribuição da variância, as variáveis se agruparam de forma mais equilibrada e distribuída, o que facilitou o esforço de interpretação. O valor da soma de quadrados diminuiu no primeiro, terceiro e quarto fatores, aumentando nos fatores restantes.

À primeira componente (CP1) foi atribuída às variáveis STD, condutividade, salinidade, cálcio, alcalinidade, potássio e dureza. Basicamente, representa uma componente de sais dissolvidos, principalmente sais de cálcio

e potássio. Singh et al. (2004) e Andrade et al. (2007b) também reportaram em seus estudos a ocorrência de variáveis similares na primeira componente e relacionou estas variáveis com o processo natural de intemperismo dos componentes geológicos do solo. Palácio et al. (2011) também reportaram que a primeira componente de seu estudo foi de sais dissolvidos (sódio, magnésio, cloreto e condutividade elétrica), no caso oriundo tanto de fontes naturais como antrópicas (esgotos domésticos).

A segunda componente (CP2) deste estudo foi atribuída aos parâmetros turbidez, sulfato e cor, que apresentaram correlação positiva com o fator; e aos parâmetros fosfato e nitrito, que apresentaram correlação negativa. Pereira-Filho et al. (2010) em estudo da qualidade da água do rio Itajaí-Açú apontaram que a segunda componente era composta por correlação negativa do fator com as variáveis fosfato, no entanto a correlação com a variável nitrito era positiva. Entretanto, neste estudo, a influência foi causada pela proximidade das estações com a água do mar, o que não ocorre no presente caso.

Reunidas, a primeira e a segunda componentes explicam cerca de 44,49% de toda a variância dos dados. Para poder interpretar melhor a contribuição espacial e temporal destas variáveis, um plot das componentes 1 e 2 foi elaborado, conforme pode ser visto na Figura 18. Na parte direita estão agrupadas as variáveis com maiores valores de cargas na componente 1. Nas extremidades superiores e inferiores estão reunidas as variáveis com maiores valores de cargas na componente 2. Esta estrutura é importante para a avaliação da variação temporal e espacial destas variáveis, mostradas nas Figuras 19 e 20.

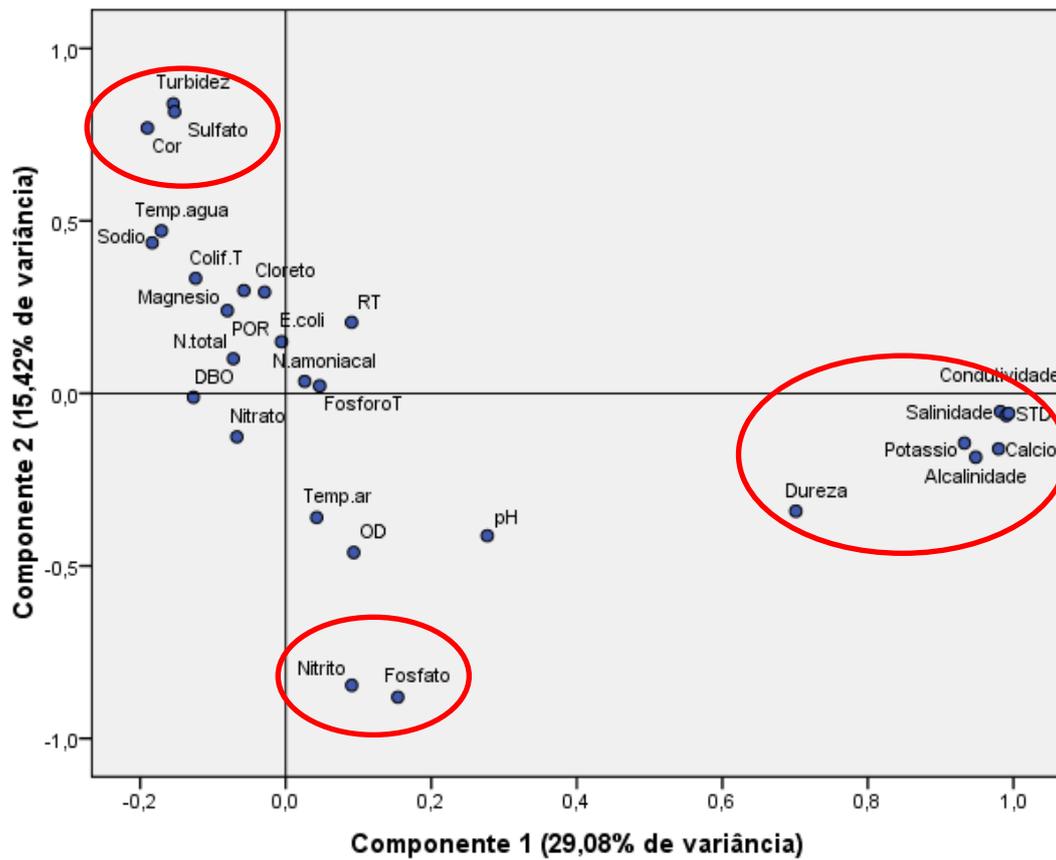


Figura 18. Gráfico (plot) das cargas (loadings) das variáveis.

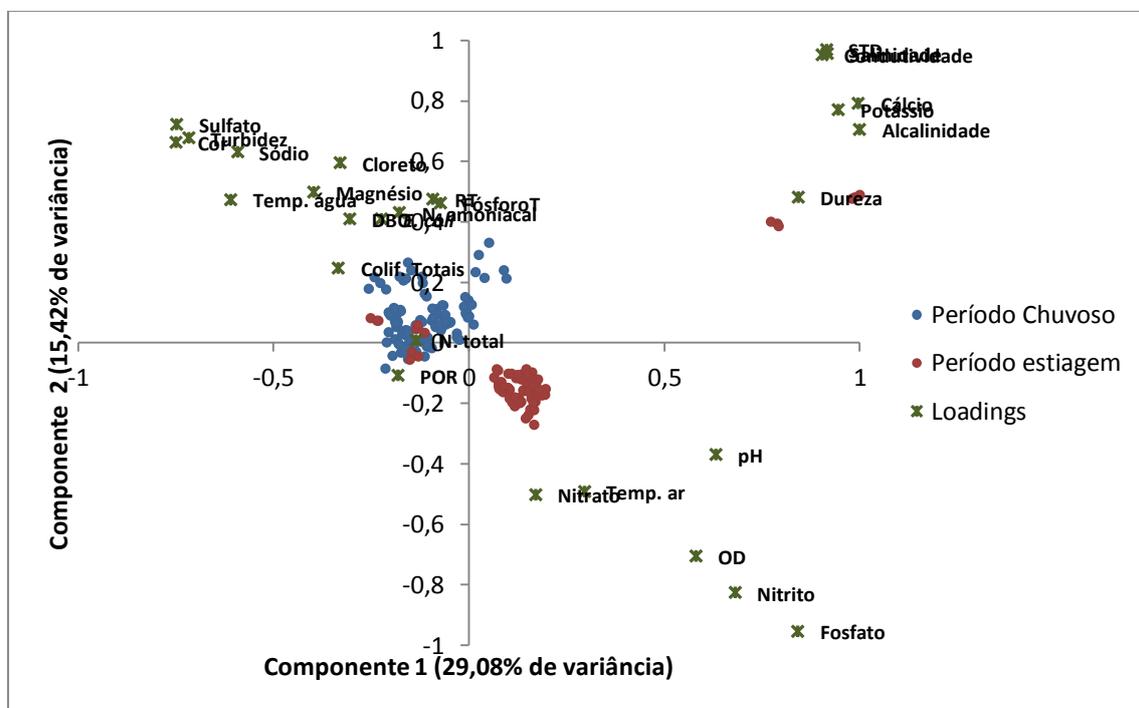


Figura 19. Gráfico biplot de escores e cargas (loadings) das amostras, classificadas segundo a sazonalidade.

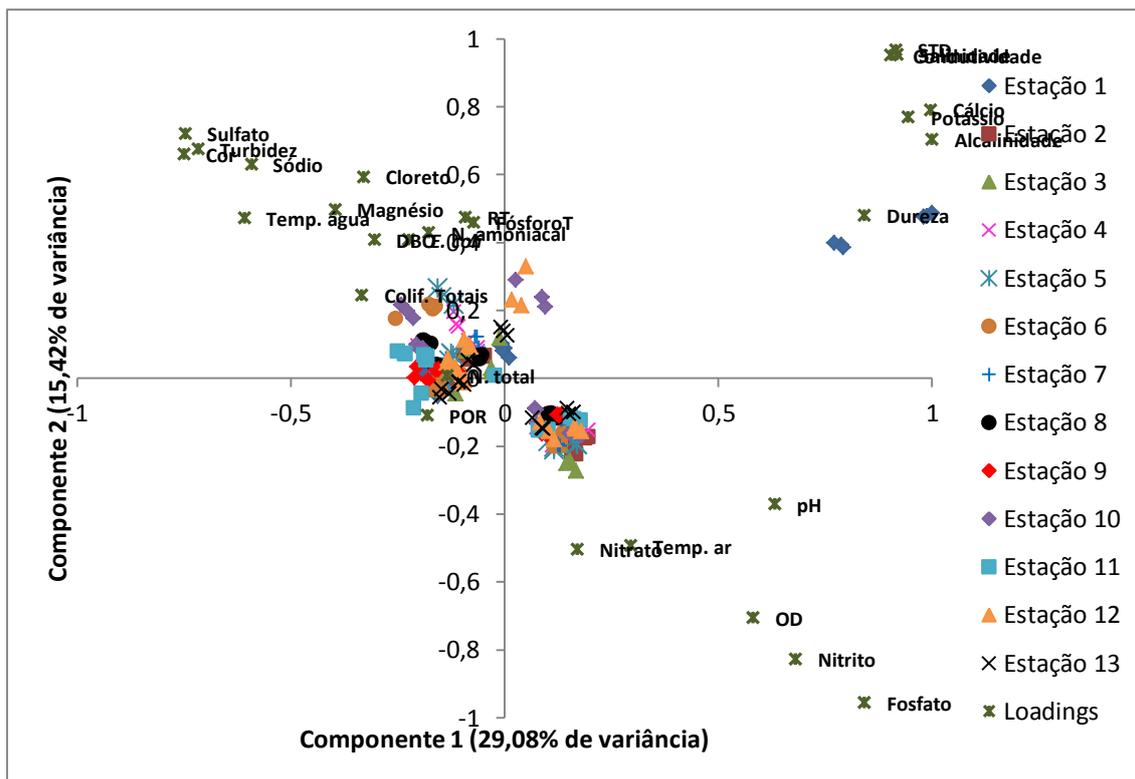


Figura 20. Gráfico biplot de scores e cargas (loadings) das amostras, classificadas segundo a estação de coleta.

Na Figura 19, os escores e cargas das amostras foram plotados de acordo com a sazonalidade. É possível perceber que as amostras coletadas no período chuvoso tem maior relação com os valores da componente 1 (CP1), e com as variáveis que apresentaram cargas negativas na componente 2 (CP2), enquanto as amostras coletadas durante o período de estiagem possuem maior relação com as variáveis que apresentaram cargas positivas na componente 2 (CP2).

Observando a distribuição de escores e loadings das amostras segundo a estação de coleta na Figura 20, pôde-se observar que os maiores escores registrados para a componente 1 estão relacionados à estação 01 (Marzagão), ou seja, nesta estação apresentaram-se as maiores variações nos parâmetros relacionados à CP1. De fato, a estação Marzagão apresenta os maiores registros para os parâmetros condutividade, dureza, salinidade, potássio e cálcio nos meses de estiagem, devido provavelmente à geologia desta área.

Durante o período chuvoso os valores destas variáveis diminuem consideravelmente, devido ao fator diluição.

Nas proximidades da cidade de Nobres, onde se localiza esta estação, ocorrem as seguintes formações geológicas: Araras, Raizama e Puga, sendo as mesmas compostas principalmente por sedimentos e rochas ricas em carbonatos de cálcio e magnésio, como os arenitos (FIGUEIREDO; SALOMÃO, 2009). Estes compostos, quando incorporados à água aumentam a concentração de íons cálcio e carbonatos, aumentando a dureza, a alcalinidade, e por consequência, a condutividade e a salinidade. Nesta estação, o potássio pode ser oriundo de minerais pouco resistentes ao intemperismo físico e químico e que contêm quantidades significativas de potássio.

Durante o período chuvoso, ocorre um aumento nas concentrações de turbidez e cor devido ao escoamento superficial, o que acarreta a “lavagem dos solos”. Esse fato é agravado pela retirada de mata ciliar em vários trechos da sub-bacia e por processos localizados de assoreamento. Assim, grande quantidade de sedimento e matéria orgânica chegam aos afluentes e desembocam no rio Cuiabá, o que resulta no aumento das concentrações de cor e turbidez. O sulfato pode ser oriundo das atividades antrópicas, principalmente de fertilizantes e do tratamento de águas e de efluentes. Estes últimos ocorrem mais próximos da área urbana de Cuiabá e Várzea Grande. Andrade et al. (2007a) também reportaram que o sulfato presente na segunda componente indicava a influência da poluição difusa, principalmente de áreas agrícolas irrigadas na bacia do Acaraú.

Na estação 11 foram reportados valores elevados (inclusive acima dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005) de cor e turbidez no mês de janeiro de 2011 (metade do período chuvoso) e valores baixos no mês de maio de 2011 (início do período de estiagem), o que pode ter contribuído para os altos valores de variância encontrados. Figueiredo e Salomão (2009) indicam que o transporte de sedimentos na bacia do rio Cuiabá tem tido incrementos significativos devido à urbanização e que os sedimentos iniciam a sua deposição nas proximidades de Santo Antônio do

Leverger (início da planície pantaneira), onde foram registrados as maiores variações nestes parâmetros.

As correlações negativas para nitrito e fosfato indicam que estas variáveis possuem comportamento distinto das outras três variáveis deste componente de lixiviação (sulfato, cor e turbidez). Relatórios da Secretaria de Estado do Meio Ambiente (2011) têm reportado a contribuição das fontes pontuais de lançamento de esgotos na região metropolitana de Cuiabá, que resultam no incremento das concentrações de nitrito e ortofosfato.

A terceira componente, responsável por 9,60% da variância explicada, representa o lançamento de efluentes domésticos e industriais e a lixiviação da matéria orgânica de áreas de pecuária na sub-bacia, uma vez que esta componente foi composta pelas variáveis *E. coli* e nitrogênio amoniacal. Estas variáveis apresentam valores elevados principalmente na estação Marzagão e nas estações das áreas urbanas de Cuiabá, Várzea Grande e Santo Antônio do Leverger. Variações nas concentrações de nitrogênio amoniacal devido à existência de fontes de lançamento pontuais também foram observados por Campanha et al. (2010) no rio Preto, em São Paulo.

As demais componentes explicam cerca de 7-3% da variância total cada. A quarta componente é relacionada positivamente com a variável cloreto e negativamente com a variável POR. O cloreto é relacionado com despejo de efluentes domésticos (HELENA et al., 2000; ANDRADE et al., 2007a). O aumento na concentração de cloretos (espécie química altamente reativa) diminui o POR (que indica o ponto em que metade das espécies químicas se encontra reduzida). A quinta componente pode ser explicada devido à presença de calcário dolomítico, rico em magnésio, principalmente na Província Serrana, região do alto curso do rio Cuiabá (FIGUEIREDO; SALOMÃO, 2009). As sexta e sétima componentes são representadas pelas variáveis fósforo total e nitrato. Ambas as variáveis são indicativas de processos de poluição agrícolas ou urbanas (ANDRADE et al., 2007a; ZIMMERMANN, GUIMARÃES e PERALTA-ZAMORA, 2008; CAMPANHA et al., 2010; PEREIRA-FILHO et al., 2010). No entanto, por estarem em componentes diferentes, ambas podem revelar aspectos diferentes desta poluição, como um deles representar com

maior propriedade as fontes pontuais, no caso do nitrato, e as fontes difusas, no caso do fósforo total, ou uma combinação diferenciada de ambas as fontes.

No caso do fósforo total, é importante citar a importância da contribuição crescente das atividades piscícolas no incremento das concentrações de fósforo total na bacia. Levamento realizado por Silva (2007) indicou a existência de 490 pisciculturas na bacia do rio Cuiabá e apontou que aportes significativos de fósforo no rio Cuiabá e afluentes ocorrem em virtude do despejo de efluentes destes empreendimentos, contribuindo para o aumento nas concentrações de fósforo na bacia.

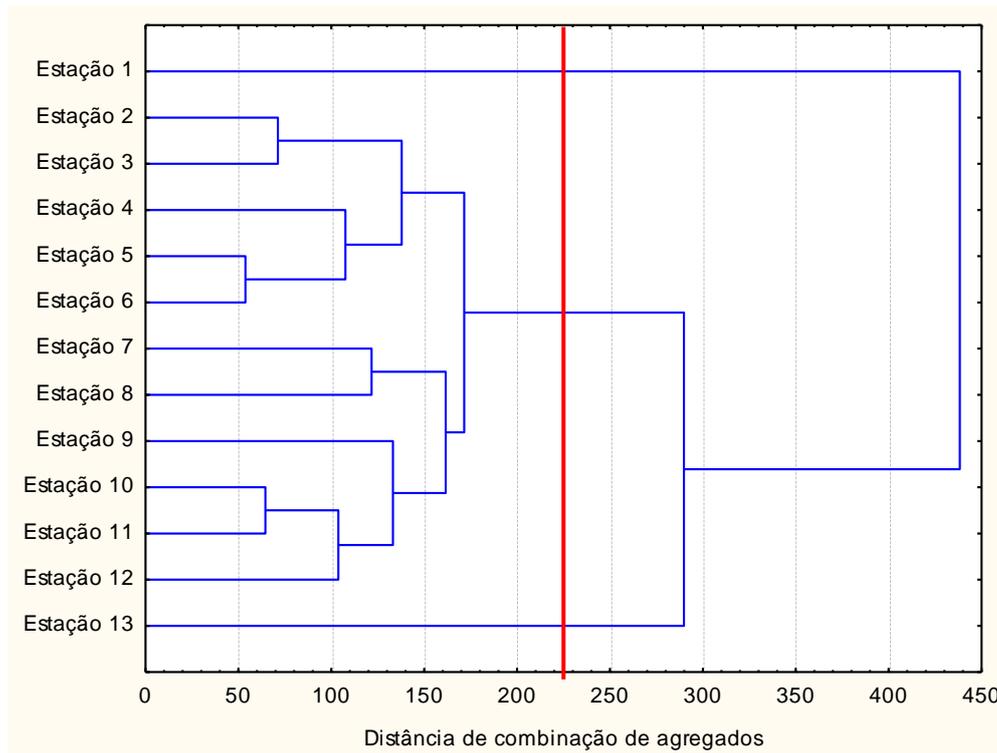
### **5.3.3 Análise Hierárquica de Agrupamentos (AHA)**

A análise hierárquica de agrupamentos (AHA) teve por objetivo observar a similaridade e a dissimilaridade existente entre as estações de coleta, buscando agregar em cada grupo as estações de coleta que possuem características semelhantes, oriundas dos dados de qualidade da água, que, por sua vez, são reflexos dos estados naturais do ambiente e do uso e ocupação do solo na área da sub-bacia do rio Cuiabá.

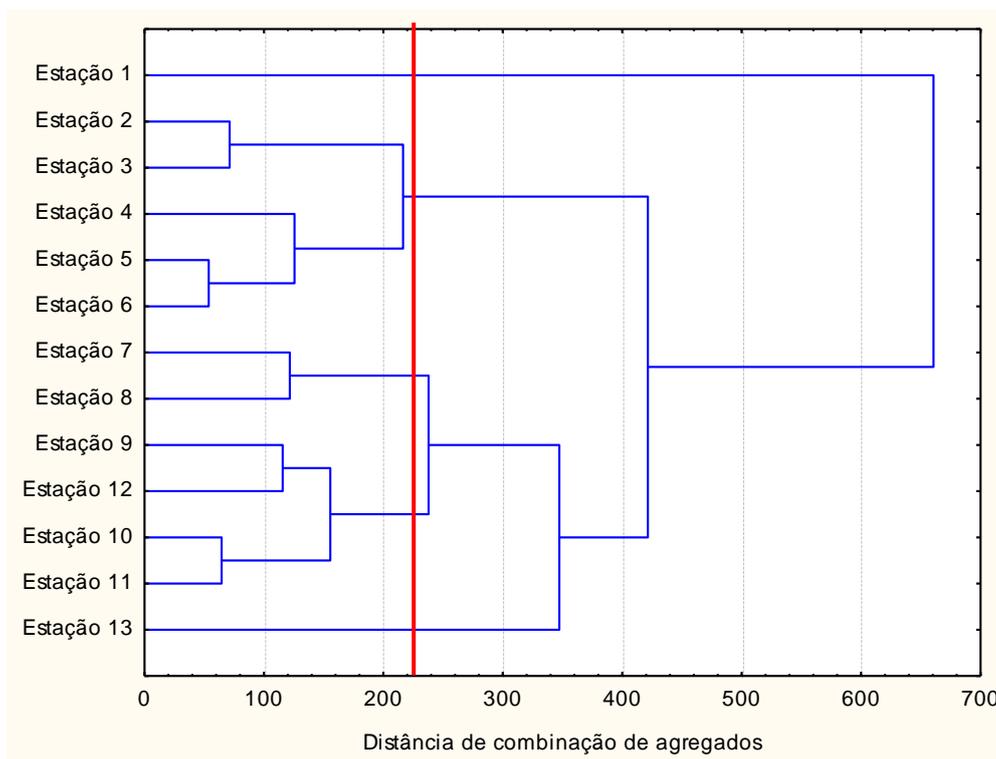
Em seguida à ACP, procedeu-se a realização da análise hierárquica de agrupamentos (AHA), também conhecida como análise de clusters. Primeiramente foi elaborada uma matriz de dados completa, de forma a exibir as estações como linhas (casos) e os parâmetros físicos, químicas e biológicas como colunas (variáveis).

Neste caso, como a matriz de dados foi diferente da matriz utilizada na análise fatorial, primeiramente devido à utilização de valores médios e também devido à disposição dos resultados, foi necessário realizar nova avaliação no tocante à dados perdidos, pois não é possível a realização da AHA se houver dados perdidos na matriz. Devido à existência de dados perdidos nos meses de março de 2011 (estação 11) e maio de 2011 (dados de coliformes totais e *Escherichia coli*), optou-se pela exclusão dos dados referentes a estes dois meses para a obtenção da matriz completa (13x112).

Foram obtidos dois dendogramas. O primeiro foi calculado utilizando como algoritmo de agrupamento o método de ligação média entre grupos (Figura 21) e o segundo utilizando o método de Ward (Figura 22). Segundo Hair et al. (2009) é de fundamental importância a análise da estrutura representada nos grupos definidos, buscando avaliar tamanhos de agrupamentos amplamente diferentes e agrupamentos de uma ou duas observações (prováveis casos atípicos).



**Figura 21. Dendrograma das estações de coleta no rio Cuiabá obtido utilizando Ligação Média como algoritmo de agrupamento e quadrado da distância euclidiana como medida de distância.**



**Figura 22. Dendrograma das estações de coleta no rio Cuiabá obtido utilizando Método de Ward como algoritmo de agrupamento e quadrado da distância euclidiana como medida de distância.**

Para o dendrograma obtido utilizando o algoritmo de ligação média, a maior diferença entre os coeficientes de aglomeração de dois grupos consecutivos está entre os estágios 10 e 11 (Tabelas 30 e 31), onde se verificou uma variação de 68,96%, sendo o ponto de corte a distância em torno do valor 250 para o dendrograma obtido, obtendo-se 3 grupos.

**Tabela 30. Coeficiente de aglomeração e esquema de agrupamento para análise hierárquica – Algoritmo Ligação Média.**

Estágio	Agrupamentos Combinados		Coeficiente de Aglomeração	Estágio em que o agrupamento surge pela primeira vez		Próximo estágio na qual o novo agrupamento surge
	Agrupamento 1	Agrupamento 2		Agrupamento 1	Agrupamento 2	
1	5	6	53,821	0	0	5
2	10	11	64,537	0	0	4
3	2	3	71,271	0	0	8
4	10	12	103,825	2	0	7
5	4	5	107,642	0	1	8
6	7	8	121,686	0	0	9
7	9	10	133,155	0	4	9
8	2	4	137,921	3	5	10
9	7	9	161,596	6	7	10
10	2	7	171,533	8	9	11
11	2	13	289,819	10	0	12
12	1	2	438,333	0	11	0

**Tabela 31. Regra de parada para a análise hierárquica de agrupamentos – Algoritmo Ligação Média.**

Estágio	PROCESSO HIERÁRQUICO		REGRA DE PARADA	
			Coeficiente de Aglomeração	
	Número de Agrupamentos		Valor	Aumento percentual para o próximo estágio
Antes de Unir	Depois de Unir			
5	9	8	107,642	13,05
6	8	7	121,686	9,42
7	7	6	133,155	3,58
8	6	5	137,921	17,17
9	5	4	161,596	6,15
<b>10</b>	<b>4</b>	<b>3</b>	<b>171,533</b>	<b>68,96</b>
<b>11</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>289,819</b>	51,24
12	2	1	438,333	-

No entanto, o dendograma obtido com o método de Ward apresentou uma maior segregação dos agrupamentos nos estágios intermediários. Analisando a diferença percentual no coeficiente de aglomeração (Tabelas 32 e 33) para avaliar o número de agrupamentos formados pela regra de parada, observou-se que a maior diferença percentual ocorreu entre os estágios 11 e 12. No entanto, Hair et al. (2009) apontam que as soluções de 1 agrupamento

resulta da união de dois grupos bastante heterogêneos, resultando em valores elevados para a regra de parada, não sendo considerável aceitáveis. Por isso, considerou-se o maior aumento anterior, nos estágios 7 e 8, onde se verificou uma variação de 30,57%, sendo o ponto de corte a distância em torno do valor 225 para o dendograma obtido pelo método de Ward, obtendo-se 5 grupos.

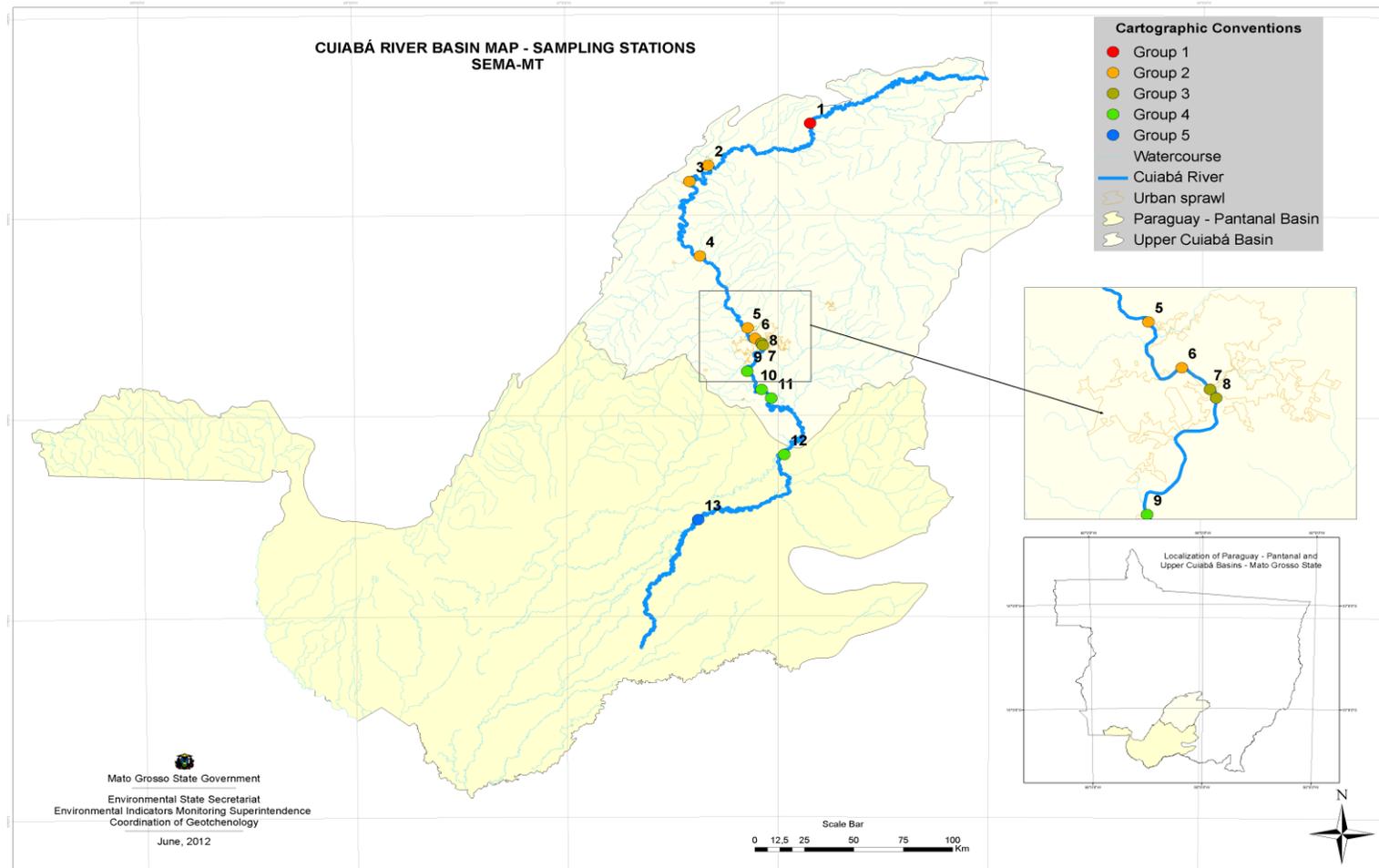
**Tabela 32. Coeficiente de aglomeração e esquema de agrupamento para análise hierárquica – Algoritmo Método Ward.**

Estágio	Agrupamentos Combinados		Coeficiente de Aglomeração	Estágio em que o agrupamento surge pela primeira vez		Próximo estágio na qual o novo agrupamento surge
	Agrupamento 1	Agrupamento 2		Agrupamento 1	Agrupamento 2	
1	5	6	26,911	0	0	6
2	10	11	59,179	0	0	7
3	2	3	94,815	0	0	8
4	9	12	152,656	0	0	7
5	7	8	213,499	0	0	9
6	4	5	276,290	0	1	8
7	9	10	354,093	4	2	9
8	2	4	462,337	3	6	11
9	7	9	581,266	5	7	10
10	7	13	754,940	9	0	11
11	2	7	965,667	8	10	12
12	1	2	1296,000	0	11	0

**Tabela 33. Regra de parada para a análise hierárquica de agrupamentos – Algoritmo Método Ward.**

Estágio	PROCESSO HIERÁRQUICO		REGRA DE PARADA	
			Coeficiente de Aglomeração	
	Número de Agrupamentos		Valor	Aumento percentual para o próximo estágio
	Antes de Unir	Depois de Unir		
5	9	8	213,499	29,41
6	8	7	276,290	28,16
<b>7</b>	<b>7</b>	<b>6</b>	<b>354,093</b>	<b>30,57</b>
<b>8</b>	<b>6</b>	<b>5</b>	<b>462,337</b>	25,72
9	5	4	581,266	29,88
10	4	3	754,940	27,91
11	3	2	965,667	34,21
12	2	1	1296,000	-

Avaliando-se ambos os dendogramas, observou-se que a solução obtida com o método de Ward é mais adequada uma vez que promove uma melhor segregação de grupos, apontando que as estações 1 e 13 são diferentes das demais devido a características próprias apontadas pelas variáveis. A solução obtida utilizando o algoritmo da ligação média apenas segrega as estações 1 e 13 das demais, que ficam reunidas em um único grande agrupamento. Em virtude da existência de diferentes usos e ocupação do solo na bacia, é evidente que esta solução não é adequada, por isso optou-se pela solução apontada utilizando o algoritmo do método de Ward. A distribuição espacial das estações e a sua classificação segundo os agrupamentos formados pode ser visualizada na Figura 23.



**Figura 23. Distribuição locacional das estações de coleta na bacia do rio Cuiabá de acordo com os agrupamentos formados na AHA.**

A estação 1 (Marzagão) difere das demais estações em ambas as soluções de agrupamento. Nesta estação ocorreram variações significativas nos valores de turbidez, cor e fósforo total. Segundo informações obtidas da Secretaria de Estado de Meio Ambiente (2011), entre o período de 2007 a 2009, os valores máximos de turbidez, cor e fósforo total foram de 112 NTU, 69 U.C. e 0,11 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente na estação 01. No mês de novembro de 2010 (início do período chuvoso) foram registrados valores de 317 NTU, 64 U.C. e 0,12 mg L<sup>-1</sup> para estes parâmetros, respectivamente. Na mesma estação foram registrados no mês de março de 2011 (final do período chuvoso) valores de 143 NTU de turbidez, 38 U.C. de cor e 0,14 mg L<sup>-1</sup> para fósforo total, para citar apenas um exemplo. As grandes variações nas concentrações de sais dissolvidos registradas pelas amostras e apontadas pela análise fatorial também contribuem para a caracterização única desta estação.

Pôde-se perceber visualmente o incremento da turbidez e da cor na estação 01 durante os procedimentos de coleta, conforme registrados nas Figuras 24 e 25. Esse fato é devido ao significativo aporte de sedimentos no rio Cuiabá na estação chuvosa. Durante este período ocorreu um incremento significativo nas concentrações de fósforo total, cor, turbidez e resíduo total nas amostras.

Esses resultados podem indicar o aporte de matéria orgânica oriundo de fontes difusas em virtude do escoamento superficial nas áreas de agricultura e pecuária, fato potencializado pelo desmatamento das áreas de mata ciliar observado em alguns locais. Essa suposição também é corroborada pelos valores significativos de coliformes totais e *E. coli* registrados nesta estação. O desmatamento das matas ciliares e o crescimento a ocupação humana na região pode ter ocasionado o incremento nos valores dos parâmetros entre os anos 2007 e 2011.



**Figura 24. Rio Cuiabá na estação Marzagão - Janeiro de 2011 (Período Chuvoso).**



**Figura 25. Rio Cuiabá na estação Marzagão - Junho de 2011 (Período de Estiagem).**

As estações de 02 a 06 situam-se no trecho do rio Cuiabá localizado entre o município de Nobres e a área urbana de Cuiabá, à montante dos locais de lançamento de efluentes do aglomerado urbano. Nestas estações, os valores dos parâmetros analisados são similares entre as estações, com incrementos para os valores de turbidez e cor, principalmente no período chuvoso. No entanto, os valores de coliformes, principalmente *Escherichia coli*

apresentaram poucas extrapolações do limite da Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005). Resultados similares foram encontrados nos estudos de Dos Santos et al. (2008), em estações de coleta situadas à jusante da primeira estação, com a diferença que os níveis de concentração se mantiveram estáveis durante todo o período amostrado, mesmo na época chuvosa.

Neste caso, nota-se a influência da regularização da vazão ocasionada pelo barramento da APM-Manso, a partir da estação 02. A partir deste ponto, a baixa variação dos parâmetros amostrados e a queda das concentrações de sais dissolvidos, ocorrem, muito provavelmente, devido ao aporte de fluxo e à retenção de sedimentos ocasionada pela barragem. Figueiredo e Salomão (2009) apontam que o barramento APM Manso ocasiona uma retenção de grande parte dos sedimentos produzidos à montante na bacia do Rio Cuiabá, embora ainda não se tenha determinado a quantidade de sedimentos retidos.

Esses resultados também são um reflexo do uso e ocupação do solo neste trecho, que ainda apresenta significativa conservação das matas ciliares e baixo grau de antropização ao longo das margens. Os municípios de Nobres, Rosário Oeste e Acorizal possuem baixa densidade populacional e não possuem lançamentos pontuais de efluentes significativos e em grande quantidade em comparação com o aglomerado urbano de Cuiabá. É interessante ressaltar que a qualidade da água se altera pouco até o interior da área urbana, nas proximidades do bairro do Porto, antes da primeira fonte pontual de lançamento de efluentes domésticos com aporte significativo no rio Cuiabá, o córrego Mané Pinto.

As estações 7 e 8 estão localizadas à jusante de dois córregos poluídos, que servem como canal de escoamento de efluentes domésticos pela área urbana do Aglomerado Urbano, o córrego do Barbado e o córrego São Gonçalo, além do rio Coxipó, importante afluente que também apresenta significativo nível de poluição por efluentes domésticos. Também ocorrem lançamentos importantes de efluentes industriais neste trecho, além do lançamento de resíduos sólidos, o que permite considerar que dentre os usos deste corpo d'água neste trecho destaca-se a diluição de efluentes

(ZEILHOFER; RONDON-LIMA; LIMA, 2006). Segundo informações da SANECAP, companhia responsável pelo gerenciamento da rede de tratamento de água e esgotos do município de Cuiabá, em 2011 a cobertura da coleta de esgoto ocorreu em apenas 38% do total de ligações, sendo de 29% o total de ligações que apresentaram esgoto devidamente tratado no município (COMPANHIA DE SANEAMENTO DA CAPITAL, 2012).

A proximidade com as fontes pontuais de lançamento de efluentes refletem nos parâmetros de qualidade da água nestas estações. Em todos os meses monitorados os valores dos parâmetros coliformes totais e *Escherichia coli* foram elevados, atingindo altos valores no período chuvoso. As concentrações de nitrogênio amoniacal também se elevaram no período chuvoso. A poluição difusa também foi significativa, devido ao arraste de sólidos em suspensão e matéria orgânica juntamente com resíduos sólidos para o rio Cuiabá, principalmente no período chuvoso, ocasionando variações importantes nos parâmetros cor e turbidez nestas estações (Figuras 26 e 27).



**Figura 26. Rio Cuiabá na estação Jusante do Córrego Barbado - Janeiro de 2011 (Período Chuvoso).**



**Figura 27. Rio Cuiabá na estação Jusante do Córrego Barbado - Maio de 2011 (Período de Estiagem), com visualização de resíduos sólidos carregados no período chuvoso presos à vegetação anteriormente submersa.**

As estações 09, 10, 11 e 12 estão situadas no trecho do rio Cuiabá localizado à jusante da área urbana do Aglomerado Urbano. Estas estações apresentam como características altas concentrações de matéria orgânica, fósforo total, assim como de coliformes totais e *E. coli*, embora menores do que as registradas na área urbana. Apresentam ainda alta variação nas concentrações menores de oxigênio dissolvido, principalmente na estação 12, localizada em Barão de Melgaço.

Entre as estações de 09 a 12 pode ser percebido o fenômeno da auto-depuração da carga orgânica oriunda do Aglomerado Urbano de Cuiabá, que está sendo carregada pelo rio rumo à foz, no Pantanal Mato-Grossense. Este fenômeno é possibilitado pela preservação das matas ciliares em grande parte deste trecho e à existência de pouca atividade antrópica com potencial de impacto significativo nesta região.

Apesar de parte desta matéria orgânica ser oriunda dos fenômenos registrados à montante, a proximidade com o Pantanal Mato-Grossense pode ser a responsável pelo incremento nas concentrações de fósforo total, assim como pela depleção de oxigênio dissolvido, devido ao fenômeno chamado

“dequada”, que ocorre principalmente na planície inundável. No entanto, lançamentos pontuais importantes de efluentes ocorrem nas cidades de Santo Antônio do Leverger e Barão de Melgaço, situadas neste trecho, o que em conjunto com a poluição difusa podem também ter ocasionado o incremento da matéria orgânica, principalmente de origem fecal registrada nestas estações.

A estação 13 (Porto Cercado) difere das demais estações em ambas as soluções de agrupamento. Dentre os resultados apresentados para esta estação destacam-se as baixas concentrações de oxigênio dissolvido, os incrementos de cor e turbidez no período chuvoso e as baixas concentrações de sais dissolvidos. Também foram registradas baixas quantidades de coliformes, principalmente *E. coli* na maioria dos meses monitorados.

Por ser a estação situada no interior da planície alagável do Pantanal Mato-Grossense, esta estação possui características peculiares que a diferem das demais. O incremento de matéria orgânica é significativo, principalmente no período de cheias da planície. Esse fato deve-se à sedimentação das partículas sólidas, carregadas de matéria orgânica, que é ocasionada pela diminuição da declividade a partir do trecho após a cidade de Santo Antônio do Leverger (FIGUEIREDO; SALOMÃO, 2009).

De certa forma, os trechos apontados pela AHA estão condizentes com o gradiente espacial apontado no estudo de Figueiredo (2006), corroborado pelo levantamento posterior de Figueiredo e Salomão (2009). Figueiredo (2006) identificou quatro trechos distintos quais sejam: I) nascentes do Cuiabazinho até o encontro do Manso (onde se localiza a estação 1); II) após a foz do Manso até o início da área urbana de Cuiabá e Várzea Grande (estações 2 a 6); III) área urbana (estações 7 e 8); e IV) Pantanal Matogrossense. Os grupos II, III e IV corresponderiam a regiões com baixo, alto e moderado grau de impactação dos recursos hídricos, respectivamente.

O diferencial apontado neste estudo é a proposta de uma divisão maior do trecho que se inicia após a área urbana do rio Cuiabá, apontando um trecho que vai até a área urbana de Barão de Melgaço (estações de 9 a 12), e um trecho que se inicia no interior da planície alagável, devido ao comportamento

peculiar apresentado dos parâmetros analisados na estação 13, que se diferencia das demais estações.

Pode-se concluir, com base nos resultados alcançados, que para uma rápida avaliação da qualidade da água, apenas um local em cada agrupamento (cluster) pode servir na avaliação espacial da qualidade da água em toda a rede de monitoramento da qualidade da água do Rio Cuiabá existente no momento. É evidente que a técnica de AHA é útil por oferecer uma classificação confiável das águas superficiais em toda a bacia, e pode servir adequadamente para a avaliação espacial da melhor forma possível (KAZI et al, 2009). Assim, o número de pontos de amostragem e de custos na rede de monitorização pode ser reduzidos sem perder a significância dos resultados obtidos. Estes mesmos aspectos também foram relatados por outros pesquisadores para os rios Curu e Haraz, assim como para o Lago Manchar (PALÁCIO et al., 2009; KAZI et al., 2009; PEJMAN et al., 2009).

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

A qualidade da água na sub-bacia do rio Cuiabá pôde ser avaliada em torno de seus parâmetros físicos, químicos e microbiológicos durante um ano hidrológico. Alguns parâmetros ultrapassaram os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, para corpos d'água de classe 2, como turbidez, fósforo total e *Escherichia coli*.

Em apenas 7,42% das amostras analisadas foram detectados pesticidas, principalmente no meses de Julho de 2010 e março de 2011, sendo as moléculas de flutriafol, metolaclo e a atrazina, as únicas quantificadas nestes períodos.

Após a obtenção da matriz de dados definitiva, procedeu-se a análise de componentes principais. A ACP resultou em sete fatores que, juntos, explicaram 75,74% dos dados. O primeiro fator (29,08%) representa a componente de íons dissolvidos na água, expressando assim o processo natural de intemperismo de componentes geológicos do solo da região da sub-bacia, caracterizada por regiões contendo rochas calcárias (principalmente no alto curso).

O segundo fator (15,42%) foi definido por uma componente associada às atividades antrópicas que produzem a poluição difusa (agrícola e urbana) e às fontes pontuais de lançamento de efluentes. As amostras da sub-bacia apresentaram grande variação nos parâmetros cor e turbidez, influenciado principalmente pelo carreamento de sedimento, que ocorre principalmente no período chuvoso, agravado pelos processos de ocupação antrópica na bacia. O terceiro fator foi associado às emissões pontuais de efluentes domésticos e industriais, principalmente da área urbana de Cuiabá e Várzea Grande.

A análise de agrupamento hierárquico revelou a existência de 5 agrupamentos de estações que exibem características homogêneas. As estações Marzagão e Porto Cercado apresentam alto grau de dissimilaridade, das demais estações, sendo considerados agrupamentos únicos. Outros três grupos homogêneos identificados foram: após a foz do Manso até o início da área urbana de Cuiabá e Várzea Grande (estações 2 a 6); área urbana

(estações 7 e 8); e após a área urbana até as proximidades do Pantanal (estações 9 a 12), caracterizando regiões de baixa, alta e moderada poluição na bacia, respectivamente.

É necessário ampliar o escopo de parâmetros incluídos na análise multivariada para avaliar de forma mais precisa o comportamento temporal e espacial da qualidade de água no rio Cuiabá. A experiência realizada na bacia do rio Cuiabá deve também se estender aos demais rios da região hidrográfica do Rio Paraguai, assim como nos rios das bacias Amazônica e Tocantins-Araguaia, cujos dados hidrológicos e de qualidade da água são escassos, o que pode contribuir para uma melhor gestão dos recursos hídricos.

## REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Relatório de Conjuntura de Recursos Hídricos no Brasil – Informe 2011. Brasília: ANA, 2011.

ALEXANDRE, D. M. B.; ANDRADE, E. M.; LOPES, F. B.; ARAÚJO, H.; PALÁCIO, Q.; FERREIRA, A. C. S. The water quality investigation using GIS and multivariate analysis in a semiarid region reservoir. **Revista Ciência Agronômica**, v. 41, n. 4, p. 554-561, 2010.

ALHO, C. J. R.; VIEIRA, L. M. Fish and wildlife resources in the Pantanal wetlands of Brazil and potential disturbances from the release of environmental contaminants. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 16, n. 1, p. 71-74, 1997.

ANDRADE, E. M.; ARAÚJO, L. F.; ROSA, M. F.; DISNEY, W.; ALVES, A. B. Seleção dos Indicadores da Qualidade das Águas Superficiais pelo Emprego da Análise Multivariada. **Engenharia Agrícola**, v. 27, n. 3, p. 683-690, 2007a.

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

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21 th Edition, 2005.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 518, de 25 de março de 2004. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, n. 59, p. 266-270, 26 mar. 2004. Seção 1.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, n. 53, p. 58-63, 18 mar. 2005. Seção 1.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 396 de 03 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, n. 66, p. 64-68, 07 abr. 2008. Seção 1.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I; CONEJO, J. G. L.; MIERZWA, J. C.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à Engenharia Ambiental - O desafio do Desenvolvimento Sustentável**. 2ª Edição. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.

BRAGA, B; PORTO, M.; TUCCI, C. E. M. Monitoramento da Quantidade e Qualidade das Águas. In: REBOUÇAS, A. C; BRAGA, B, TUNDISI, J. G. **Águas Doces no Brasil**. 3ª Edição. São Paulo: Escrituras Editora, 2006.

BRICKER, O. P.; JONES, B. F. **Main factors affecting the composition of natural waters**. In.: Salbu, B., Steinnes, E. (Eds.), Trace Elements in Natural Waters, CRC Press, Boca Raton, FL, 1995.

BRONDNJAK-VONCINA, D.; DOBCNIK, D.; NOVIC, M.; ZUPAN, J. Chemometrics characterisation of the quality of river water. **Analytica Chimica Acta**, v. 462, p. 87-100, 2002.

CALDAS, E. D.; COELHO, R.; SOUZA, L. C. K. R.; SIBA, S. C. Organochlorine pesticides in water, sediment, and fish of Paranoá lake of Brasilia, Brazil. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 62, p. 199-206, 1999.

CAMPANHA, M. B.; MELO, C. A.; MOREIRA, A. B.; FERRARESE, R. F. M. S.; TADINI, A. M.; GARBIN, E. V.; BISINOTI, M. C. Variabilidade espacial e temporal de parâmetros físico-químicos nos rios Turvo, Preto e Grande no estado de São Paulo, Brasil. **Química Nova**, v. 33, n. 9, p. 1831-1836, 2010.

CARBO, L.; SOUZA, V.; DORES, E. F. G. C.; RIBEIRO, M. L. Determination of Pesticides Multiresidues in Shallow Groundwater in a Cotton-growing Region of Mato Grosso, Brazil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 19, n. 6, p. 1111-1117, 2008.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB - **Coleta e Preservação de Amostras de Água**: 1988. 160 p.

COLETTI, C.; TESTEZLAF, R.; RIBEIRO, T. A. P.; SOUZA, R. T. G.; PEREIRA, D. A. Water quality index using multivariate factorial analysis. **Revista Brasileira e Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 5, p. 517-522, 2010.

COMPANHIA DE SANEAMENTO DA CAPITAL. **Coleta de Esgotos**. Disponível em: <<http://www.sanecap.com.br/TNX/index.php?sid=82>>. Acesso em 04 mar. 2012.

**Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil : informe 2011**. Brasília: ANA, 2011

CRUZ, R. F. **Caracterização Limnológica de quatro rios da sub-bacia do Rio Cuiabá e avaliação espaço-temporal da fauna de Chironomidae**. Cuiabá: UFMT, 2004. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade), Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Federal de Mato Grosso, 2004.

DELORENZO, M. E.; SCOTT, G. I.; ROSS, P.E. Toxicity of pesticides to aquatic microorganisms: a review. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 20, n. 1, p. 84-98, 2001.

DORES, E. F. G. DE C.; DE-LAMONICA-FREIRE, E. M. Contaminação do ambiente por pesticidas. Estudo de caso: Águas usadas para consumo humano em Primavera do Leste, Mato Grosso – Análise Preliminar. **Química Nova**, v. 24, n. 1, p. 27-36, 2001.

DORES, E. F. G. C.; WEBER, O. L. S.; VECCHIATO, A. B.; SHIRAIWA, S.; SALOMÃO, F. X.; CUTRIM, A. O.; GUIMARÃES, S. C.; PINTO, A. A.; PEREIRA, M. J. **Estudo da contaminação de biocidas no ambiente e seu monitoramento em águas superficiais, subterrâneas e pluviais em regiões cotônicas do Estado de Mato Grosso**. Relatório técnico FACUAL, 2003. 155 p.

DORES, E. F. G. C.; NAVICKIENE, S.; CUNHA, M. L. F.; CARBO, L.; RIBEIRO, M. L.; DE-LAMONICA-FREIRE, E. M. Multiresidue determination of herbicides in environmental waters from Primavera do Leste region (Middle West of Brazil) by SPE-GC-NPD. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 17, n. 5, p. 866-873, 2006.

DOS SANTOS, M. L. P.; DOS SANTOS, J. S.; DOS SANTOS, J. R.; OLIVEIRA, Efeitos dos escoamentos urbanos e rurais na qualidade das águas do Córrego Verruga em Vitória da Conquista – Bahia, Brasil. **Química Nova**, v. 31, n. 8, p. 1 2003, 2008.

DZIUBAN, C. D.; SHIRKEY, E. When is a correlation matrix appropriate for factor analysis? **Psychological Bulletin**, v. 84, n. 6, p. 358-361, 1974.

FARNHAM I.M., SINGH A.K., STETZENBACH K.J., JOHANNESSEN K.H. Treatment of nondetects in multivariate analysis of groundwater geochemistry data. **Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems**, v. 60, p. 265–81, 2002.

FELIPE-SOTELO, M.; ANDRADE, J. M.; CARLOSENA, A.; TAULER, R. Temporal characterization of river Waters in urban and semi-urban áreas using physico-chemical parameters and chemometric methods. **Analytica Chimica Acta**, v. 583, p. 128-137, 2007.

FELIPE-SOTELO, M.; TAULER, R.; VIVES, I.; GRIMALT, J. O. Assesment of the environmental and physiological processes determining the accumulation of organochlorine compounds in European mountain lake fish through multivariate analysis (PCA and PLS). **Science of the Total Environment**, v. 404, p. 148-161, 2008.

FIGUEIREDO, D. M. 1996. **A influência dos fatores climáticos e geológicos e da ação antrópica sobre as principais variáveis físicas e químicas do Rio Cuiabá, estado de Mato Grosso**. Cuiabá: UFMT, 1996. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade), Instituto de Biociências, Universidade Federal de Mato Grosso, 1996.

FIGUEIREDO, D. M.; SALOMÃO, F. X. T. **Bacia do Rio Cuiabá: uma abordagem socioambiental**. Cuiabá, MT: Entrelinhas: EdUFMT, 2009. 216 p.

FILIZOLA, H. F.; FERRACINI, V. L.; SANS, L. M. A.; GOMES, M. A. F.; FERREIRA, C. J. A. Monitoramento e avaliação do risco de contaminação por pesticidas em água superficial e subterrânea na Região de Guairá. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 37, p. 659-667, 2002.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE DE MATO GROSSO. Relatório da Qualidade da água dos principais rios da Bacia do Alto Paraguai: Resultados Preliminares 1º Semestre/95. FEMA: Cuiabá-MT, 1995.

GAO, J; LIU, L.; LIU, X.; LU, X.; LU, J.; ZHOU, H.; HUANG, S.; WANG, Z. The occurrence and spatial distribution of Organophosphorous pesticides in Chinese Surface Water. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 82, p. 223-229, 2009.

GATTS, C. E. N.; OVALLE, A. R. C.; SILVA, C. F. Neural pattern recognition and multivariate data: water typology of the Paraíba do Sul River, Brazil. **Environmental Modelling & Software**, v. 20, p. 883-889, 2005.

GONÇALVES, C. M.; SILVA, J. C. G. E.; ALPENDURADA; M. F. Evaluation of the pesticide contamination of groundwater sampled over two years from a vulnerable zone in Portugal. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 55, p. 6227-6235, 2007.

HAIR, J. F.; TATHAM, R. L.; BLACK, W. C.; ANDERSON, R. E.; BABIN, B. J. **Análise Multivariada de Dados**. 6ª Edição. Bookman, 2009.

HAYES, T. B. ; COLLINS, A. ; LEE, M. ; MENDOZA, M. ; NORIEGA, N. ; STUART, A. A. ; VONK, A. Hermaphroditic, demasculinized frogs after exposure to the herbicide atrazine at low ecologically relevant doses. **Proceedings of the National Academy of Sciences of United States of America**, v. 99, n. 8, p. 5476-80, 2002.

HELENA, B.; PARDO, R.; VEGA, M.; BARRADO, E.; FERNANDEZ J. M.; FERNANDEZ, L. Temporal evolution of groundwater composition in an alluvial aquifer (Pisuerga river, Spain) by principal component analysis. **Water Research**, v.34, p.807-816, 2000.

KAZI, T. G.; ARAIN, M. B.; JAMALI, M. K.; JALBANI, N.; AFRIDI, H. I.; SARFRAZ, R. A.; BAIG, J. A.; ABDUL, Q. S. Assessment of water quality of polluted lake using multivariate statistical techniques: A case study. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 72, p. 301-309, 2009.

KETTLES, M.A.; BROWNING, S.R.; PRINCE, T.S.; HORSTMAN, S.W. Triazine herbicide exposure and breast cancer incidence: An ecologic study of Kentucky counties. **Environmental Health Perspectives**, v. 105, n. 11, p. 1222-1227, 1997.

LAABS, V.; AMELUNG, W.; ZECH, W. Multi-residue analysis of corn and soybean pesticides in Brazilian oxisols using gas chromatography and mass selective detection. **Journal of Environmental Quality**, v. 28, p. 1778-1786, 1999.

LAABS, V.; AMELUNG, W.; PINTO, A. A.; WANTZEN, M.; DA SILVA, C. J.; ZECH, W. Pesticides in Surface Water, Sediment, and Rainfall of the Northeastern Pantanal Basin, Brazil. **Journal of Environmental Quality**, v. 31, p. 1636-1648, 2002.

LEARDI, R. Methods of Treatment of Data. In: NOLLET, L. M. L. **Handbook of water analysis**. 2ª ed. CRC Press: 2007.

LIMA, J. B. **Impactos das atividades antrópicas sobre a comunidade dos macroinvertebrados bentônicos do rio Cuiabá no perímetro urbano das cidades de Cuiabá e Várzea Grande - MT**. São Carlos: UFSCar, 2002. Tese (Doutorado em Ciências - Ecologia e Recursos Naturais), Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, 2002, 194 p.

MAITELLI, G. T. In: MORENO, G.; SOUZA-HIGA, T. C. C. **Geografia de Mato Grosso: Território, Sociedade, Ambiente**. 1ª Ed. Cuiabá: Entrelinhas, 2005

MAS, S.; DE JUAN, A.; TAULER, R.; OLIVIERI, A. C.; ESCANDAR, G. M. Application of chemometric methods to environmental analysis of organic pollutants: A review. **Talanta**, v. 80, p. 1052-1067, 2010.

MAURO, R. M. P. **Análise ambiental da APM-Manso e propostas para uma operação ecológica**. Cuiabá: UFMT, 2006. Dissertação (Mestrado em Geografia), Departamento de Geografia, Universidade Federal de Mato Grosso, 2006, 94 p.

McKENNA JR., J. E. An enhanced cluster analysis program with bootstrap significance testing for ecological community analysis. **Environmental Modelling & Software**, v. 18, p. 205-220, 2003.

MENDIGUCHÍA, C.; MORENO, C.; GALINDO-RIAÑO, M. D.; GARCÍA-VARGAS, M. Using chemometric tools to assess anthropogenic effects in river water. A case study: Guadalquivir River (Spain). **Analytica Chimica Acta**, v. 515, p. 143-149, 2004.

MENEZES, J. M.; PRADO, R. B.; DA SILVA, G. C. J.; MANSUR, K. L.; OLIVEIRA, E. dos S. de. Qualidade da água e sua relação espacial com as fontes de contaminação antrópicas e naturais: bacia hidrográfica do rio São domingos – RJ. **Engenharia Agrícola**, v. 29, n. 4, p. 687-698, 2009.

METTS, B. S.; HOPKINS, W.A.; NESTOR, J.P. Interaction of an insecticide with larval density in pond-breeding salamanders (*Ambystoma*). **Freshwater Biology**, vol. 50, p. 685-696, 2005.

MILHOME, M. A. L.; SOUSA, D. de O. B. de; LIMA, F. de A. F.; NASCIMENTO, R. F. do. Avaliação do potencial de contaminação de águas superficiais e subterrâneas por pesticidas aplicados na agricultura do Baixo Jaguaribe, CE. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 14, n.3, p 363-372, 2009.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Caderno da Região Hidrográfica do Paraguai**. Brasília: MMA, 2006.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Programa de Estruturação Institucional da Consolidação da Política Nacional de Recursos Hídricos - BRA/OEA/01/002. Relatório Parcial: Caracterização das Unidades Naturais e Configuração Atual dos Tipos de Usos/Ocupação da Terra do Estado de Mato Grosso. Cuiabá: MMA, 2007.

MORENO, G.; SOUZA-HIGA, T. C. C. **Geografia de Mato Grosso: Território, Sociedade, Ambiente**. 1ª Ed. Cuiabá: Entrelinhas, 2005.

MUSIS, C. R. **Caracterização Climatológica da Bacia do Alto Paraguai**. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Agronomia – UFMT, Cuiabá. 1997.

NAVARRO, A.; TAULER, R.; LACORTE, S.; BARCELÓ, D. Chemometrical investigation of the presence and distribution of organochlorine and polyaromatic compounds in sediments of the Ebro River Basin. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, v. 385, p. 1020-1030, 2006.

NOGUEIRA, E. N. **Pesticidas e Recursos Hídricos: Validação de método analítico e avaliação da distribuição em dois pólos agrícolas de Mato Grosso**. Cuiabá: UFMT, 2011. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos), Instituto de Ciências Exatas e da Terra, Universidade Federal de Mato Grosso, 2011.

NØRSKOV-LAURITSENA, L.; BÜRGI, H. B. Cluster Analysis of periodic distributions; application to conformational analysis. **Journal of Computational Chemistry**, v. 6, p. 216-228, 1985.

PALÁCIO, H. A. Q.; ANDRADE, E. M.; LOPES, F. B.; ALEXANDRE, D. M. B.; ARRAES, F. D. D. Similaridade da qualidade das águas superficiais da bacia do Curu, Ceará. **Ciência Rural**, v. 39, n. 9, p. 2494-2500, 2009.

PALÁCIO, H. A. Q.; NETO, J. R. A.; MEIRELES, A. C. M.; ANDRADE, E. M.; SANTOS, J. C. N.; CHAVES, L. C. G. Similaridade e fatores determinantes na salinidade das águas superficiais do Ceará, por técnicas multivariadas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 4, p. 395-402, 2011.

PEJMAN, A. H.; NABI BIDHENDI, G. R.; KARBASSI, A. R.; MEHRDADI, N.; BIDHENDI, M. E. Evaluation of spatial and seasonal variations in surface water quality using multivariate statistical techniques. **International Journal of Environment Science and Technology**, v. 6, n. 3, p. 467-476, 2009.

PEREIRA-FILHO, J.; RÖRIG, L. R.; SCHETTINI, C. A. F.; SOPPA, M. A.; SANTANA, B. L.; DOS SANTOS, J. E. Spatial Changes in the water quality of Itajaí-Açú Fluvial-Estuarine System, Santa Catarina, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 82, n. 4, p. 963-982, 2010.

PINHO, L. F. T. **Simulação da qualidade da água utilizando o modelo matem Qual2E para um trecho do Rio Cuiabá**. Cuiabá: UFMT, 1998. Monografia (Especialização em Recursos Hídricos e Qualidade Ambiental), Universidade Federal de Mato Grosso, 1998.

PRIANTE, G. R.; APOITIA, L. F. M.; MARASCHIN, L.; ARRUDA, G. M. U.; NASCIMENTO, O. C.; MATOS, E. R. A.; COUTO, L. S.; LONDON, C. M.; LOTUFO, L. S.; CAMPOS, S. H.; NOQUELLI, L. H.; PINHEIRO, N.; MUSIS, C. R. Qualidade de água da bacia do rio Cuiabá, da nascente até exutório Porto Cercado – Pantanal Poconé, Mato Grosso. In: III Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal, 2000, Corumbá-MS. **Anais**, 2000.

RIBEIRO, A. C. A. **Restauração Ambiental da Nascente do rio São Lourenço, Mato Grosso: Avaliação Preliminar do Efeito sobre a movimentação de Pesticidas**. Cuiabá: UFMT, 2012. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos), Instituto de Ciências Exatas e da Terra, Universidade Federal de Mato Grosso, 2012.

RICARTE, M.; GUASCH, H.; BARCELÓ, D.; BRIX, R.; CONCEIÇÃO, M. H.; GEISZINGER, A.; DE ALDA, M. J. L.; LÓPEZ-DOVAL, J. C.; MUÑOZ, I.; POSTIGO, C.; ROMANÍ, A. M.; VILLAGRASA, M.; SABATER, S. Primary and complex stressors in polluted mediterranean rivers: Pesticide effects on biological communities. **Journal of Hydrology**, v. 383, p. 52-61, 2010.

RISSATO, S. R.; GALHIANE, M. S.; XIMENES, V. F.; ANDRADE, R. M. B. de; TALAMONI, J. L. B.; LIBANIO, M.; ALMEIDA, M. V. de; APON, B. M.; CAVALARI, A. A. Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls In soil and water samples in the northeastern part of São Paulo State, Brazil. **Chemosphere**, v. 65, p.1949-1958, 2006.

RONDON-LIMA, E. B. M. **Modelagem integrada para a gestão da qualidade da água na bacia do Rio Cuiabá**. Rio de Janeiro: UFRJ, 2004. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil), Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2001, 184 f.

ROSA, A. H. **Artigo: Crise da Água: O nosso problema desse século**. UNESP: 2004. Disponível em: <<http://www.sorocaba.unesp.br/noticias/artigos/?a=6>>. Acesso em: 15 jun. 2010.

SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE. **Qualidade da Água – bacia do Rio Cuiabá: 2003-2004. Relatório de Monitoramento**. Cuiabá: SEMA, 2005, 80 p.

SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE. **Relatório de Monitoramento da Qualidade da Água - Região Hidrográfica do Paraguai: 2006**. Cuiabá: SEMA, 2007, 80 p.

SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE. **Relatório de Monitoramento da Qualidade da Água da Região Hidrográfica do Paraguai - 2007 a 2009**. Cuiabá: SEMA/MT; SMIA, 2011, 108 p.

SILVA, A. M. M.; SACOMANI, L. B. Using chemical and physical parameters to define the quality of Pardo River water (Botucatu-SP-Brazil). **Water Resources**, v. 35, n. 6, p. 1609-1616, 2001.

SILVA, N. A. **Caracterização dos impactos causados pela piscicultura na qualidade de água: estudo de caso na bacia do rio Cuiabá**. Cuiabá: UFMT, 2007. Dissertação (Mestrado em Física e Meio Ambiente), Instituto de Ciências Exatas e da Terra, Universidade Federal de Mato Grosso, 2007.

SIMEONOV, V.; STRATIS, J.A.; SAMARA, C.; ZACHARIADIS, G.; VOUTSA, D.; ANTHEMIDIS, A.; SOFONIOU, M.; KOUIMTZIS, T. Assessment of the surface water quality in northern Greece. **Water Research**, v.37, n.17, p.4.119-24, 2003.

SINGH, K. P.; MALIK, A. MOHAN, D, SINHA, S. Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India): a case study. **Water Research**, n. 38, p. 3980-3992, 2004.

SPIRO, T. G.; STIGLIANI, W. M. **Química Ambiental**. 2ª Edição. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2009.

STRUGER, J.; FLETCHER, T. Occurrence of lawn care and agricultural pesticides in the Don river and Humber river watersheds (1998-2002). **Journal of Great Lakes Research**, v. 33, p. 887-905, 2007.

TEIXEIRA, I. **Modelagem da Qualidade da Água do Rio Cuiabá**. Relatório. Cuiabá: FEMA/MMA, 1994, 30 p.

TERRADO, M.; KUSTER, M.; RALDÚA, D.; ALDA, M. L.; BARCELÓ, D.; TAULER, R. Use of chemometric and geostatistical methods to evaluate pesticide pollution in the irrigation and drainage channels of the Ebro river delta during the rice-growing season. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, v. 387, p. 1479-1488, 2007.

TERRADO, M.; LAVIGNE, M.; TREMBLAY, S.; DUCHESNE, S.; VILLENEUVE, J.; ROUSSEAU, A. N.; BARCELÓ, D.; TAULER, R. Distribution and assessment of surface water contamination by application of chemometric and deterministic models. **Journal of Hydrology**, v. 369, p. 416-426, 2009.

**THE PESTICIDE PROPERTIES DATABASE (PPDB)** developed by the Agriculture & Environment Research Unit (AERU), University of Hertfordshire, funded by UK national sources and the EU-funded FOOTPRINT project (FP6-SSP-022704). Disponível em: <<http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/en/index.htm>>. Acesso em: 30 de abril de 2012.

TISSEAU, M. A.; FAUCHON, N.; CAVARD, J.; VANDEVELDE, T. Pesticide contamination of water resources: A case study - the rivers in the Paris region. **Water Science and Technology**, v. 34, p. 147-152, 1996.

TOLEDO, L.G.; NICOLELLA, G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agrícola**, v.59, n.1, p.181-6, 2002.

**Trata Brasil**. Saneamento é Saúde. Rio de Janeiro: FGV/IBRE, CPS, nov. 2007.

TUCCI, C. E. M.; HESPANHOL, I.; CORDEIRO NETTO, O. M. Cenários da Gestão da Água no Brasil: Uma contribuição para a Visão Mundial da Água. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 5, p. 31-43, 2000.

UNITED STATES OF AMERICA. Environmental Protection Agency. National Primary Drinking Water Regulations: Public Notification Rule. **Federal Register**, v. 65, n. 87, p. 25982-26049, 04 mai. 2000.

VEGA, M.; PARDO, R.; BARRADO, E.; DEBAN, L. Assessment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. **Water Research**, v. 32, n. 12, p. 3581–3592, 1998.

VIDAL, M.; LÓPEZ, A.; SANTOALLA, M. C.; VALLES, V. Factor analysis for the study of water resources contamination due to the use of livestock slurries as fertilizer. **Agricultural water management**, v. 45, p. 1-15, 2000.

VITAL, A. R., COSTA, E. S., CURVO, M., et al. **Projeto de Recuperação e Conservação da Bacia do Rio Cuiabá**. FEMA-MT: Cuiabá, MT, 1996.

WANG, X. L.; LU, Y. L.; HAN, J. Y.; HE G. Z.; WANG, T. Y. Identification of anthropogenic influences on water quality of rivers in Taihu watershed. **Journal of Environmental Sciences**, v. 19, p. 475-481, 2007.

WESTON D. P.; HOLMES, R. W.; YOU, J.; LYDY, M. J. Aquatic Toxicity Due to Residential Use of Pyrethroid Pesticides. **Environmental Science and Technology**, v. 39, p. 9778-9784, 2005.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. Guidelines for Drinking-Water Quality – Incorporating the first and second addenda. Volume 1. 3ª Edição. Geneva: WHO Press, 2000.

ZEILHOFER, P.; RONDON-LIMA, E. B; LIMA, G. A. R. Spatial Patterns of Water Quality in the Cuiabá River Basin, Central Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 123, p. 41-62, 2006.

ZIMMERMANN, C. M.; GUIMARÃES, O. M.; PERALTA-ZAMORA, P. G. Avaliação da Qualidade do Corpo Hídrico do Rio Tibagi na região de Ponta Grossa utilizando análise de componentes principais (PCA). **Química Nova**, v. 31, n. 7, p. 1727-1732, 2008.

## ANEXO A

## Concentração de resíduos de pesticida encontrados em amostras do rio Cuiabá – julho a novembro de 2010 – Análise por CG/EM.

	DIA	DEA	Atrazina	Parationa Metilica	Malationa	Metolacloro	Clorpirifos	α-endossulfam	Flutriafol	β-endossulfam	Endossulfam sulfato	
ESTAÇÕES	LD	0,17	0,06	0,03	0,12	0,03	0,02	0,03	0,06	0,06	0,03	0,08
	LQ	0,84	0,82	0,20	0,22	0,20	0,02	0,22	0,22	0,20	0,10	0,22

## JULHO DE 2010

1 - CBA134	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	DT*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
2 - CBA224	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,065*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
4 - CBA342	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
5 - CBA406	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	DT*	n.d.	n.d.
7 - CBA415	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	DT*	n.d.	DT*	n.d.	0,203*	n.d.	n.d.	n.d.
9 - CBA437	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
11 - CBA464	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
12 - CBA561	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

## SETEMBRO DE 2010

1 - CBA134	n.d.											
2 - CBA224	n.d.											
4 - CBA342	n.d.											
5 - CBA406	n.d.											
7 - CBA415	n.d.											
9 - CBA437	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	DT*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
11 - CBA464	n.d.											
12 - CBA561	n.d.											

## NOVEMBRO DE 2010

1 - CBA134	n.d.											
2 - CBA224	n.d.											
4 - CBA342	n.d.											
5 - CBA406	n.d.											
7 - CBA415	n.d.											
9 - CBA437	n.d.											
11 - CBA464	n.d.											
12 - CBA561	n.d.	DT*	n.d.									

LD: Limite de detecção. LQ: Limite de quantificação. nd: não detectado (<LD). DT: detectado (<LQ). \*Quantificado somente em uma amostra.

Concentração de resíduos de pesticida encontrados em amostras do rio Cuiabá – de janeiro a maio de 2011 – Análise por CG/EM.

	DIA	DEA	Atrazina	Parationa Metilica	Malationa	Metolacloro	Clorpirifos	α-endossulfam	Flutriafol	β-endossulfam	Endossulfam sulfato	
ESTAÇÕES	LD	0,17	0,06	0,03	0,12	0,03	0,02	0,03	0,06	0,06	0,03	0,08
	LQ	0,84	0,82	0,20	0,22	0,20	0,02	0,22	0,22	0,20	0,10	0,22
JANEIRO DE 2011												
1 - CBA134	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
2 - CBA224	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
4 - CBA342	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
5 - CBA406	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
7 - CBA415	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
9 - CBA437	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
11 - CBA464	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
12 - CBA561	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
MARÇO DE 2011												
1 - CBA134	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
2 - CBA224	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
4 - CBA342	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
5 - CBA406	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
7 - CBA415	n.d.	n.d.	DT*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
9 - CBA437	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
11 - CBA464	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
12 - CBA561	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
MAIO DE 2011												
1 - CBA134	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	DT*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
2 - CBA224	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	DT*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
4 - CBA342	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	DT*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
5 - CBA406	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	DT*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
7 - CBA415	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	DT*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
9 - CBA437	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
11 - CBA464	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
12 - CBA561	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

LD: Limite de detecção. LQ: Limite de quantificação. nd: não detectado (<LD). DT: detectado (<LQ). \*Quantificado somente em uma amostra.

Concentração de resíduos de pesticida encontrados em amostras do rio Cuiabá – setembro de 2010 a janeiro de 2011 – Análise CLAE/DAD.

		Metomil	Tiametoxan	Carbendazim	Imidacloprido	Acetamiprido	Tiacloprido	Aldicarbe	Carbofurano	Diurom	Teflubenzurom
ESTAÇÕES	LD	0,11	0,10	0,75	0,12	0,14	0,07	0,10	0,13	0,27	0,25
	LQ	0,20	0,20	0,99	0,19	0,19	0,19	0,99	0,20	0,39	0,40

SETEMBRO DE 2010

1 - CBA134		n.d.									
2 - CBA224		n.d.									
4 - CBA342		n.d.									
5 - CBA406		n.d.									
7 - CBA415		n.d.									
9 - CBA437		n.d.									
11 - CBA464		n.d.									
12 - CBA561		n.d.									

NOVEMBRO DE 2010

1 - CBA134		n.d.									
2 - CBA224		n.d.									
4 - CBA342		n.d.									
5 - CBA406		n.d.									
7 - CBA415		n.d.									
9 - CBA437		n.d.									
11 - CBA464		n.d.									
12 - CBA561		n.d.									

JANEIRO DE 2011

1 - CBA134		n.d.									
2 - CBA224		n.d.									
4 - CBA342		n.d.									
5 - CBA406		n.d.									
7 - CBA415		n.d.									
9 - CBA437		n.d.									
11 - CBA464		n.d.									
12 - CBA561		n.d.									

LD: Limite de detecção. LQ: Limite de quantificação. nd: não detectado (<LD). DT: detectado (<LQ). \*Quantificado somente em uma amostra.

Concentração de resíduos de pesticida encontrados em amostras do rio Cuiabá – março e maio de 2011 – Análise CLAE/DAD.

		Metomil	Tiametoxan	Carbendazim	Imidacloprido	Acetamiprido	Tiacloprido	Aldicarbe	Carbofurano	Dirom	Teflubenzurom
ESTAÇÕES	LD	0,11	0,10	0,75	0,12	0,14	0,07	0,10	0,13	0,27	0,25
	LQ	0,20	0,20	0,99	0,19	0,19	0,19	0,99	0,20	0,39	0,40

MARÇO DE 2011

1 - CBA134	n.d.										
2 - CBA224	n.d.										
4 - CBA342	n.d.										
5 - CBA406	n.d.										
7 - CBA415	n.d.										
9 - CBA437	n.d.										
11 - CBA464	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
12 - CBA561	n.d.										

MAIO DE 2011

1 - CBA134	n.d.										
2 - CBA224	n.d.										
4 - CBA342	n.d.										
5 - CBA406	n.d.										
7 - CBA415	n.d.										
9 - CBA437	n.d.										
11 - CBA464	n.d.										
12 - CBA561	n.d.										

LD: Limite de detecção. LQ: Limite de quantificação. nd: não detectado (<LD). DT: detectado (<LQ). \*Quantificado somente em uma amostra.