



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
MESTRADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

BENVINDO SIRTOLI GARDIMAN JUNIOR

**QUALIDADE DA ÁGUA DE MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS SOB
ATIVIDADES SILVICULTURAIS EM ARACRUZ, ES**

JERÔNIMO MONTEIRO - ES
AGOSTO - 2012

BENVINDO SIRTOLI GARDIMAN JUNIOR

**QUALIDADE DA ÁGUA DE MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS SOB
ATIVIDADES SILVICULTURAIS EM ARACRUZ, ES**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Espírito Santo, como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em Ciências Florestais na Área de Concentração Ciências Florestais.

Orientador: Prof. Dr. Giovanni de Oliveira Garcia
Co-orientador: Prof. Dr. Roberto Avelino Cecílio
Co-orientador: Dr. Rodolfo Araújo Loos

JERÔNIMO MONTEIRO - ES
AGOSTO – 2012

Dados Internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP)
(Biblioteca Setorial de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil)

G219q Gardiman Junior, Benvindo Sirtoli, 1988-
Qualidade da água de microbacias hidrográficas sob atividades silviculturais em Aracruz, ES / Benvindo Sirtoli Gardiman Junior. – 2012.
121 f. : il.

Orientador: Giovanni de Oliveira Garcia.

Coorientadores: Roberto Avelino Cecílio; Rodolfo Araújo Loos.

Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Agrárias.

1. Bacias hidrográficas - Aracruz (ES). 2. Água - Qualidade. 3. Florestas - Conservação. I. Garcia, Giovanni de Oliveira. II. Cecílio, Roberto Avelino. III. Loos, Rodolfo Araújo. IV. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro de Ciências Agrárias. V. Título.

CDU: 630

**QUALIDADE DA ÁGUA DE MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS SOB
ATIVIDADES SILVICULTURAIS EM ARACRUZ, ES**

Benvindo Sirtoli Gardiman Junior

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Espírito Santo, como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em Ciências Florestais na Área de Concentração Ciências Florestais.

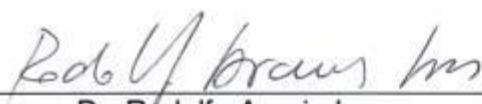
Aprovada em 07 de Agosto de 2012.



Prof. Dr. João Batista Pavesi Simão
Ifes – Campus de Alegre
Membro Externo



Dr. Júpiter Israel Muro Abad
Fibria Celulose SA
Membro Externo



Dr. Rodolfo Araujo Loos
Fibria Celulose SA
Coorientador



Prof. Dr. Roberto Avelino Cecílio
CCA/UFES
Coorientador



Prof. Dr. Giovanni de Oliveira Garcia
CCA/UFES
Orientador

De maneira muito especial a Deus pela iluminação,
aos meus pais Benvindo e Alda Glória e meus
irmãos Bruno, Fábio e Guilherme pelo apoio e
incentivo a mim oferecido.
A minha namorada Lóris, seus pais Adelson Abílio e
Elizabeth Regina pelo companheirismo e
compreensão em todos os momentos.
Ao ex-professor e orientador de graduação Carlos
Alexandre (*in memoriam*) pelos valiosos
ensinamentos.
Dedico.

AGRADECIMENTOS

Ao Deus onipotente e misericordioso pelas conquistas, bênçãos de vencer mais um obstáculo dos vários que não de vir e pelo dom da sabedoria em aprender a cada dia mais com os ensinamentos da vida. Pelas maravilhosas oportunidades reservadas e pelas pessoas muito especiais que me cercam.

Aos meus queridos pais, Benvindo e Alda Glória, e meus irmãos, Bruno, Fábio e Guilherme que na incansável luta diária deram-me a oportunidade de realizar mais um sonho.

A minha namorada, Lóris e seus queridos pais Adelson Abílio e Elizabeth Regina pela compreensão, carinho e amizade a mim atribuída.

Ao meu professor e orientador Giovanni de Oliveira Garcia, por sua orientação, apoio, confiança e por ter acreditado no projeto vinculado a empresa Fibria.

Ao meu professor e co-orientador Roberto Avelino Cecílio pelos ensinamentos durante o curso e auxílio no desenvolver deste trabalho.

Ao pesquisador da Fibria e co-orientador Rodolfo Araújo Loos pelos ensinamentos, contribuições sugeridas no decorrer do trabalho, pela amizade, convívio alegre e por suas importantes contribuições na concepção inicial deste trabalho.

Ao pesquisador da Fibria Jupiter Israel Muro Abad que não mediu esforços para auxiliar-me em todas as dúvidas sobre a análise estatística dos dados.

Aos componentes da banca examinadora, Prof. Dr. Giovanni, Prof. Dr. Roberto, Pesquisador Dr. Rodolfo, Pesquisador Dr. Jupiter e Prof. Dr. João Batista pelas valiosas considerações que enriqueceu ainda mais meu trabalho.

Aos professores do programa de pós-graduação em Ciências Florestais pelo conhecimento transmitido durante as disciplinas, além de Joel Camilo de Souza Carneiro, Adair José Regazzi, Sidney Sára Zanetti e Maristela de Oliveira Bauer pelas valiosas informações e disposição em me ajudar.

Aos meus ilustres amigos de mestrado: Ivo Magalhães, Marcelo Dan, Daniela Agrizzi, Danilo Fukunaga, Dayvid Couto, Ana Paula Bertossi, Herbert Torres, Emanuel Effegen e Kleriston Navarro (ex-secretário e atual estudante de medicina na UFES) por toda ajuda concedida.

Aos amigos da Fibria, pela admirável boa vontade que sempre tiveram em ajudar, em especial ao Edson Pereira de Andrade, Jair, Renato, Lorena, Josias, Vitor Hugo, Evânio, Marcos Ayres, Getúlio, Adjaine, José Luiz, Edmundo, João Bosco, Ruela, Edimilson, Jurandir, Júlio, Carlos Forechi e peço desculpas àqueles que, porventura, não foram aqui citados, mas saibam que levo comigo uma eterna gratidão.

Ao Geraldo Fávero e Gabriel Finck supervisores da terceirizada Emflora, que sempre tiveram à disposição para auxiliar-me no monitoramento das atividades silviculturais desenvolvidas nos talhões das microbacias monitoradas.

Mais uma vez à todos da empresa Fibria Celulose S.A pela presteza, empenho e viabilização dos custos para realização deste estudo.

Aos meus mestres, pela contribuição em minha formação, não se esquecendo do primário onde tudo começou.

A meus tios José e Maria por ter me acolhido em sua casa em Aracruz enquanto desenvolvia o experimento.

As minhas amigas de longa data Angélica e Juliana Busato pela consideração, respeito, apoio e confiança desde a graduação.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão de recursos financeiros indispensáveis para a realização deste curso.

A todos que de alguma forma contribuíram para a realização de mais um sonho, hoje concretizado, meu muito OBRIGADO!!!

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS.....	ix
LISTA DE FIGURAS.....	xi
LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS.....	xii
RESUMO.....	xiv
ABSTRACT.....	xv
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS.....	3
3. REVISÃO DE LITERATURA.....	4
3.1. A BACIA E MICROBACIA HIDROGRÁFICA COMO A UNIDADE DE ESTUDO.....	4
3.2. A QUALIDADE DA ÁGUA EM MICROBACIAS OCUPADAS POR FLORESTAS PLANTADAS.....	5
3.3. PARÂMETROS DE QUALIDADE DAS ÁGUAS.....	7
3.3.1. Parâmetros Físicos	7
3.3.1.1. Sólidos Suspensos	7
3.3.1.2. Sólidos Dissolvidos	8
3.3.1.3. Cor	8
3.3.1.4. Turbidez	9
3.3.1.5. Temperatura.....	9
3.3.2. Parâmetros químicos	10
3.3.2.1. Potencial Hidrogeniônico (pH)	10
3.3.2.2. Alcalinidade Total.....	11
3.3.2.3. Dureza em Cálcio.....	11
3.3.2.4. Dureza em Magnésio.....	12
3.3.2.5. Ferro.....	12
3.3.2.6. Zinco.....	13
3.3.2.7. Cobre.....	13
3.3.2.8. Sódio.....	13
3.3.2.9. Cálcio.....	14
3.3.2.10. Magnésio.....	14
3.3.2.11. Enxofre.....	15
3.3.2.12. Fosfato.....	15
3.3.2.13. Fósforo total.....	15
3.3.2.14. Cloreto.....	16
3.3.2.15. Potássio.....	17
3.3.2.16. Sulfato.....	17
3.3.2.17. Nitrogênio Amoniacal.....	18
3.3.2.18. Nitrato.....	19
3.3.2.19. Oxigênio dissolvido.....	19
3.3.2.20. Condutividade Elétrica.....	20
3.3.2.21. Demanda Química de Oxigênio	21
3.3.2.22. Carbono Orgânico Total.....	22
3.3.2.23. Carbono Inorgânico.....	22
3.3.2.24. Sulfloramida	22
3.3.2.25. Glifosato.....	23

3.4. MANEJO OPERACIONAL DE FLORESTAS PLANTADAS SOBRE A QUALIDADE DA ÁGUA.....	24
3.5. INDICADORES DE QUALIDADE DE ÁGUAS (IQA's).....	27
3.6. NORMAS E PADRÕES DE QUALIDADE DE ÁGUA.....	29
4. METODOLOGIA.....	32
4.1. ÁREA DE ESTUDO.....	32
4.2. CARACTERIZAÇÃO DO SOLO DAS MICROBACIAS.....	35
4.3 COLETA E ANÁLISE DA ÁGUA.....	37
4.4. ANÁLISE DOS DADOS.....	42
4.4.1. Padronização dos dados.....	42
4.4.2. Matriz de correlação.....	43
4.4.3. Adequacidade do modelo.....	43
4.4.4. Análise Fatorial (AF) e Análise das Componentes Principais (ACP).....	44
4.4.5. Transformação ortogonal ou rotação da matriz de cargas fatoriais.....	46
4.4.6. Comunalidade de cada variável.....	46
4.4.7. Extração dos fatores de cada componente e sua caracterização.....	47
4.4.8. Análise de Agrupamento	47
4.4.9. Estruturação do IQA.....	49
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	52
5.1. AVALIAÇÃO DAS ALTERAÇÕES DA QUALIDADE DA ÁGUA.....	52
5.2. ANÁLISE DA MATRIZ DE CORRELAÇÃO E TESTE DE ADEQUACIDADE (KMO).....	64
5.3. ANÁLISE DOS COMPONENTES PRINCIPAIS (ACP).....	67
5.4. CARACTERIZAÇÃO DOS FATORES DETERMINANTES DA QUALIDADE DA ÁGUA.....	69
5.5. ALTERAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DURANTE AS ATIVIDADES.....	73
5.6. FORMULAÇÃO DE UM ÍNDICE DE QUALIDADE DAS ÁGUAS (IQA).....	79
6. CONCLUSÕES.....	90
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	91
APÊNDICE.....	103

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Valores dos pesos w_i de cada variável do IQA (CETESB, 2011).....	28
Tabela 2. Classificação da qualidade da água com base no valor numérico do Índice de Qualidade de Águas (IQA).....	29
Tabela 3. Valores máximos permitidos para as variáveis de qualidade da água superficial de corpos hídricos classe 2 (BRASIL, 2005).....	30
Tabela 4. Valores máximos permitidos para as variáveis de qualidade da água para irrigação (AYRES; WESTCOT, 1994).....	31
Tabela 5. Classes de declividade e classificação do relevo segundo Embrapa (1979)	34
Tabela 6. Porcentagem de área por classe de declividade nas microbacias hidrográficas (MB) estudadas.....	34
Tabela 7. Usos de solo nas microbacias hidrográficas (MB) monitoradas no estudo.....	34
Tabela 8. Classificação e textura dos solos das microbacias hidrográficas (MB) estudadas.....	36
Tabela 9. Condutividade hidráulica do solo das microbacias hidrográficas (MB) monitoradas.....	37
Tabela 10. Caracterização química dos solos das microbacias hidrográficas (MB) monitoradas.....	37
Tabela 11. Atividades silviculturais monitoradas nas quatro microbacias hidrográficas (MB) estudadas.....	39
Tabela 12. Variáveis analisadas e método utilizado para detecção, forma de preservação, prazo para análise, volume mínimo a ser coletado e frascos a serem utilizados em amostras para análises físico-químicas e microbiológicas segundo a NBR 9898 (ABNT, 1987).....	41
Tabela 13. Intervalos de teste <i>Kaiser-Meyer-Olkin</i> para se avaliar a aplicação do modelo de Análise Fatorial.....	44
Tabela 14. Classificação das variáveis de qualidade de água com base no valor numérico do Índice de Qualidade de Águas proposto.....	51
Tabela 15. Resultado das variáveis de qualidade de água e intensidade máxima de precipitação (IP) em cada atividade monitorada nas microbacias hidrográficas (MB) estudadas.....	53
Tabela 16. Matriz de Correlação (coeficientes de correlação de Pearson) entre as variáveis em estudo.....	65

Tabela 17. Estimativas dos autovalores da matriz de correlação (R) e variância retida pelos componentes.....	68
Tabela 18. Matriz das cargas fatoriais rotacionadas pelo algoritmo <i>Varimax</i> nos sete componentes principais, comunalidades associadas, autovalores e variância unitária.....	70
Tabela 19. Grupos formados, as amostragens, as Intensidades de Precipitação (IP), as datas de coleta, as microbacias hidrográficas (MB) monitoradas e a descrição das atividades desenvolvidas.....	75
Tabela 20. Variáveis de qualidade de água padronizadas (q_i) utilizadas no cálculo do Índice de Qualidade de Águas (IQA) de cada microbacia hidrográfica (MB) seguida das datas de coleta e atividades monitoradas (Ativ).....	80
Tabela 21. Matriz de cargas fatoriais das variáveis rotacionadas pelo algoritmo <i>varimax</i> nos quatro componentes principais selecionados e os pesos w_i das variáveis.....	81

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização da área de estudo na Fíbria S.A., em Aracruz, ES	33
Figura 2. Permeâmetro de Guelph em ensaio de condutividade hidráulica dos solos das microbacias.....	36
Figura 3. Localização das estações meteorológicas usadas no monitoramento.....	38
Figura 4. Amostras de água após a coleta.....	40
Figura 5. Dendograma com os grupos formados com as amostragens das atividades desenvolvidas nas microbacias no das abscissas.....	74
Figura 6. Distribuição dos valores do Índice de Qualidade de Água (IQA) nos pontos de amostragens das quatro microbacias (MB's) estudadas.	85
Figura 7. Valores médios e desvios padrões do IQA nas amostragens das quatro microbacias monitoradas.....	86

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

AA	Análise de Agrupamento
ACP	Análise de Componentes Principais
AF	Análise Fatorial
Alca	Alcalinidade
Amo	Amônio (NH ₄ ⁺)
APHA	American Public Health Association
Ativ	Atividade desenvolvida na microbacia
BH	Bacia Hidrográfica
C1,...,7	Componentes principais de 1 a 7
Ca	Cálcio
CA	Coeficiente de Aglomeração
CE	Condutividade Elétrica (μS.cm ⁻¹)
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CI	Carbono Inorgânico
Clor	Cloreto
CO	Carbono Orgânico
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
Cu	Cobre
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DT ₅₀	Meia-vida no solo e na água
Dur. (Ca)	Dureza do cálcio
Dur. (Mg)	Dureza do Magnésio
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Fe	Ferro
Fosf	Fosfato
Glif	Glifosato
HPLC	High Performance Liquid Chromatography
IP	Intensidade de Precipitação (mm h ⁻¹)
IQA	Índice de Qualidade de Água
K	Potássio

KMO	Kaiser-Meyer-Olkin
Koc	Coeficiente de adsorção à matéria orgânica do solo
Kow	Coeficiente de partição octanol-água
MB	Microbacia
Mg	Magnésio
MO	Matéria Orgânica
Na	Sódio
NBR	Normas Brasileiras Regulamentadoras
Nitr	Nitrato
NSF	National Sanitation Foundation
OD	Oxigênio Dissolvido
P	Fósforo
pH	Potencial Hidrogeniônico
Pka	Constante de ionização ácida
POP PA 032	Cromatografia Líquida – Ânions
RAS	Razão de Adsorção de Sódio
S	Enxofre
SD	Sólidos Dissolvidos
SS	Sólidos Suspensos
Sulf	Sulfato
Sulfl	Sulfloramida
Temp	Temperatura
Turb	Turbidez (UNT)
USEPA	United State Environmental Protection Agency
Zn	Zinco

RESUMO

GARDIMAN JUNIOR, Benvindo Sirtoli. **Qualidade da água de microbacias hidrográficas sob atividades silviculturais em Aracruz, ES.** 2012. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro - ES. Orientador: Prof. Dr. Giovanni de Oliveira Garcia. Coorientadores: Prof. Dr. Roberto Avelino Cecílio e Dr. Rodolfo Araujo Loos.

O presente trabalho foi desenvolvido com o objetivo de investigar os possíveis impactos das atividades silviculturais sobre a qualidade da água superficial de cursos d'água. Para tanto, realizou-se um monitoramento em quatro microbacias hidrográficas sob atividades do manejo florestal no município de Aracruz, norte do estado do Espírito Santo, Brasil, no período de janeiro a junho de 2012. Relacionaram-se as características físicas e químicas da água à influência dos fatores climáticos e de manejo silvicultural, bem como à legislação vigente e, por fim, foi proposto um Índice de Qualidade das Águas (IQA). Utilizaram-se no monitoramento as variáveis Ca, Cu, Fe, K, Mg, Na, P, S, Zn, Carbono Inorgânico, Carbono Orgânico, Cloreto, Nitrato, Sulfato, Fosfato, Amônio, Glifosato, Alcalinidade, Condutividade Elétrica, Cor, Demanda Química de Oxigênio, Dureza do Cálcio, Dureza do Magnésio, Oxigênio Dissolvido, Sólidos Suspensos, Sólidos Dissolvidos, Sulfloramida, Temperatura, Turbidez e pH. Os resultados do monitoramento mostraram que as variáveis Cu, Fe, P e Cor apresentaram-se acima dos limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05 para rios classe 2, enquanto que o Oxigênio Dissolvido e pH apresentaram-se abaixo do limite da mesma legislação. Tal fato pode estar associado às características do próprio meio físico de cada microbacia monitorada. A análise de componentes principais proporcionou a redução de 30 variáveis analisadas em quatro componentes, que explicaram 73,10% da variância total dos dados. A primeira componente, contendo 31,62% da variância total, representa o enriquecimento mineral das águas das microbacias, a segunda componente, com 18,53% da variância, reflete os sólidos solúveis presentes na água, a terceira com 15,57% é referente ao processo de acidificação e a quarta é concernente à influência pedológica sobre as águas. Dentre todas as variáveis analisadas, a análise fatorial mostrou que as mais sensíveis a variabilidade espacial e temporal da qualidade da água das microbacias estudadas, foram: Mg, Na, Carbono Orgânico, Cloreto, CE, Cor, Fe, Nitrato, Sólidos suspensos, pH, Carbono Inorgânico e alcalinidade. A qualidade das águas monitoradas sofreu variação espacial e temporal. Não foi evidenciado impacto das atividades silviculturais sobre a qualidade das águas superficiais no período estudado. As diferentes intensidades de precipitação e as atividades silviculturais monitoradas não alteraram as características físicas e químicas de qualidade da água e o IQA calculado mostrou-se uma ferramenta eficiente para comparar a qualidade das águas das microbacias, ao invés de se estudar isoladamente cada variável.

Palavras-chave: microbacias hidrográficas; qualidade de água; silvicultura.

ABSTRACT

GARDIMAN JUNIOR, Benvindo Sirtoli. **Water quality in small watersheds with different vegetal cover at Aracruz city, Espírito Santo State, Brazil. 2012.** Dissertation (Master of Science in Forestry Science) – Federal University of Espírito Santo, Jerônimo Monteiro - ES. Adviser: Prof. Dr. Giovanni de Oliveira Garcia. Co-advisers: Prof. Dr. Roberto Avelino Cecílio e Dr. Rodolfo Araujo Loos.

This research aims at investigating possible impact of forestry over the diversity of water quality. For that, a monitoring of four small watersheds under forestry activity was performed in Aracruz city, in northern Espírito Santo state, Brazil, from January to July, 2012. The physical and chemical features of water are related to the influence of climate factors and forestry management, besides the law. At last, a water quality index (WQI) was proposed. The variables used for monitoring are the following: Ca, Cu, Fe, K, Mg, Na, P, S, Zn, Inorganic Carbonate, Organic Carbonate, Chloride, Nitrate, Sulphate, Phosphate, Ammonium, Glyphosate, Alkalinity, CE, Cor, DQO, Calcium Hardness, Magnesium Hardness, OD, Midair Solid, Dissolver Solid, Sulfluramida, Temperature, Turbidity e pH. The monitoring results showed the variables of Cu, Fe, P, Cor, OD e pH. The monitoring results showed that the variable Cu, Fe, P, Color, OD, and pH are over the limits established by CONAMA 357/05 resolution for class-two rivers. The analysis of the main components provided the reduction of 30 variables verified in four components, which explains a total of 73,10% variation in data. The first component, with 31,62% of total variation, represents the mineralization process of the small watersheds; the second component, with 18,53% of variation, reflects the solving solids in water; the third one, with 15,57%, refers to the acidification process; and the fourth is related to the pedological influence over waters. Among all the analyzed variation, the factorial analysis showed that the variables with the most sensitive to spatial and seasonal variability of the quality of water within the watersheds were: Mg, Na, Organic Carbonate, Chloride, CE, Clor, Fe, Nitrate, Midair Solid, pH, Inorganic Carbonate and Alkalinity. The quality of the monitored waters presented spacial and seasonal alteration. The impact of forestry activities over the water quality variations was not proved. The range of rain intensity and forestry activities did not alter the physical and chemical features of the water quality, and the rated WQA was proved to be an efficient tool to compare water quality of small watersheds, instead of studying each variable alone.

Keywords: small watersheds; water quality; forestry.

1. INTRODUÇÃO

Atualmente, uma das grandes preocupações da humanidade diz respeito ao meio ambiente, sobretudo no que se refere à qualidade da água no mundo (GRÜTZMACHER et al., 2008). Como causa dessa preocupação, as plantações florestais são questionadas acerca dos possíveis impactos ambientais negativos, principalmente, associados ao consumo excessivo de água e à alteração de sua qualidade (LIMA, 1993).

Deve-se deixar claro que tais impactos realmente podem acontecer decorrentes de um manejo silvicultural inadequado. A fim de minimizá-los, torna-se necessário o monitoramento contínuo da qualidade das águas, quantificando os que, porventura, podem causar danos aos corpos hídricos (GUIMARÃES et al., 2008).

O monitoramento da qualidade das águas de superfície permite o estabelecimento de padrões de referência para a avaliação de impactos ambientais, causados por operações florestais, como o preparo de solo, o plantio, a aplicação de defensivos agrícolas ou a colheita. Esse monitoramento é um dos indicadores mais seguros para a avaliação da qualidade ambiental, por meio do qual é possível detectar a ocorrência de eventuais falhas operacionais no manejo florestal empregado (ARACRUZ, 1996).

Quando se pretende conduzir um estudo de qualidade da água, o problema de amostragem é, sem dúvida, um dos aspectos mais importantes a serem considerados (LIMA, 2008). Além disso, para identificar possíveis impactos, em um monitoramento deve-se considerar também, as variáveis que mais os expressam, a periodicidade, o local, quando e como amostrar. Esses impactos devem ser identificados para subsidiar planos de manejo mais sustentáveis (GUIMARÃES et al., 2008), sobretudo, num setor onde há constantes críticas referentes aos impactos ambientais das plantações florestais sobre a quantidade e qualidade da água (LIMA; ZAKIA, 1998).

A identificação de causas e a quantificação da magnitude da degradação da qualidade da água, especialmente no setor agroflorestal, tem sido alvo de atenção em muitos países, com os objetivos de estabelecer

procedimentos de avaliação de impactos ambientais e de adotar técnicas que permitam garantir um aumento de produtividade florestal e a otimização de uso da água (CASARIN et al., 2008; MENEZES et al., 2009; GUIMARÃES et al., 2010).

Por esse motivo, diversos autores nacionais e internacionais utilizam microbacias hidrográficas experimentais, para análise dos efeitos ambientais das atividades desenvolvidas em seu interior sobre a qualidade da água, identificando a alteração em um ou mais parâmetros (GRAYSON et al., 1993; CÂMARA; LIMA, 1999; BUENO et al., 2005; GRACE, 2005; GUIMARÃES et al., 2008; 2010; SCHELKER et al., 2012).

Face a todas essas situações descritas, a solução para algumas indagações deve passar, necessariamente, pelo crivo da experimentação científica. Dessa forma, a despeito da importância do setor florestal, que vem conquistando cada vez mais espaço no Brasil e da disponibilidade hídrica, no que se refere à qualidade da água, imprescindível para as condições de sobrevivência humana, ainda não se tem conhecimentos suficientes dos impactos das atividades silviculturais sobre a qualidade da água, o que leva à necessidade de estudos para quantificar tais impactos.

2. OBJETIVOS

O objetivo geral deste trabalho foi avaliar as alterações das variáveis relativas à qualidade da água superficial em quatro microbacias hidrográficas sob a cultura do eucalipto em Aracruz, ES.

Para tanto, os seguintes objetivos específicos foram definidos:

- Avaliar as correlações entre as características físicas e químicas da água superficial das microbacias hidrográficas monitoradas durante o manejo silvicultural e os eventos de chuva;
- Avaliar a influência do manejo silvicultural sobre as variáveis de qualidade das águas superficial;
- Identificar as variáveis de qualidade da água mais representativas do impacto do manejo silvicultural sobre a qualidade da água; e,
- Propor um Índice de Qualidade de Águas (IQA) para as diferentes etapas da produção florestal.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1. A BACIA E MICROBACIA HIDROGRÁFICA COMO A UNIDADE DE ESTUDO

As bacias hidrográficas são de extrema importância à vida, pois nelas estão alguns recursos naturais, que beneficiam as comunidades com a sua utilização (CUELBAS; CARVALHO, 2009). Para Rodrigues et al. (2008) e McKergow et al. (2006) deve ser considerada como a unidade de trabalho quando se deseja a preservação dos recursos hídricos, já que as atividades desenvolvidas no seu interior têm influência sobre a quantidade e a qualidade da água.

Pissarra et al. (2004) citam que as bacias hidrográficas têm sido utilizadas como uma unidade geomorfológica fundamental da superfície terrestre, sendo considerada como principal unidade fisiográfica do terreno, constituindo para Ranzini e Lima (2002), ecossistemas adequados para avaliação dos impactos causados pelas atividades florestais, que podem afetar o equilíbrio e a manutenção da quantidade e qualidade da água.

Além disso, a microbacia proporciona uma modalidade de avaliação das relações entre o manejo de florestas plantadas e a água numa escala sistêmica, movida pelo ciclo hidrológico (LIMA; ZAKIA, 2006).

Para melhor entender os processos que ocorrem sobre o uso e ocupação do solo dentro das bacias, além das atividades desenvolvidas em um determinado espaço, a delimitação da área é um dos primeiros e mais comuns procedimentos executados em análise hidrológicas ou ambientais (CARDOSO et al., 2006).

Além da delimitação, Politano e Pissarra (2003) observaram que a subdivisão de uma bacia hidrográfica de maior ordem em microbacias permite a pontualização de problemas difusos, tornando mais fácil a identificação de focos de deterioração dos recursos naturais, dos processos de degradação ambiental instalado e do grau de comprometimento da produção existente.

Lima e Zakia (2006) afirmam que a eficácia do manejo da qualidade da água será maior à medida que enfocar bacias de menores escalas.

Em concordância, Fernandes et al. (2011) acrescentaram que microbacias podem ser avaliadas quanto à influência do uso do solo na qualidade da água, sendo coletada na saída da microbacia (exutório).

Quanto ao aspecto do tamanho da área de contribuição, ou seja, o tamanho da microbacia, este influenciará na evapotranspiração e, conseqüentemente, na quantidade de água e na sua temperatura; na litologia; e, finalmente, o uso do solo será um fator marcante para as variáveis físicas e químicas de qualidade da água (LIMA; ZAKIA, 2006).

3.2. A QUALIDADE DA ÁGUA EM MICROBACIAS OCUPADAS POR FLORESTAS PLANTADAS

A preocupação referente ao desenvolvimento da silvicultura está nas conseqüências do uso de espécies exóticas e da prática de monocultura sobre o ecossistema. Dentre estas conseqüências, destacam-se os possíveis impactos provenientes da atividade florestal sobre a qualidade da água e a dinâmica hídrica fluvial, provocados principalmente pela exportação de nutrientes e sedimentos pela água de deflúvio e pelo consumo de água no metabolismo das espécies arbóreas (GUIMARÃES et al., 2010).

Quando se utiliza o termo "qualidade de água", é necessário compreender que esse termo não se refere, necessariamente, a um estado de pureza, mas simplesmente às características químicas, físicas e biológicas, e que, conforme essas características são estipuladas diferentes finalidades para a água (MERTEN; MINELLA, 2002).

A qualidade da água é resultante dos inúmeros processos que ocorrem na bacia de drenagem do corpo hídrico sendo modificada por diversos fatores atuantes, estando relacionada diretamente com o uso e ocupação do solo, permitindo, muitas vezes, diagnosticar possíveis causas dos impactos ambientais sobre os recursos naturais (VON SPERLING, 2005; BRAGA et al., 2005).

Pelo fato da qualidade da água ser controlada por uma complexa relação entre o meio biótico e abiótico de uma bacia hidrográfica, é evidente que qualquer alteração que cause interferências significativas pode ser percebida nas características físicas e químicas dos cursos d'água (SLIVA; WILLIAMS, 2001; BUENO et al., 2005; CASTRO JUNIOR et al., 2007).

Rocha et al. (2004) acreditam que bacias com maiores proporções de cobertura vegetal e áreas ripárias protegidas apresentam melhor qualidade de água. Chaves e Santos (2009) completam que não apenas a proporção mas também a posição das áreas florestadas na bacia influenciam a qualidade da água.

Da mesma forma como citado anteriormente, alguns autores (RANZINI; 2002; LIMA, 1993) alegam que, de todas as formas de uso do solo, a floresta é considerada a mais conservadora, pois apresenta perdas mínimas ou nulas de nutrientes e materiais.

Lima (1996) revelou que em bacias degradadas, o uso do eucalipto parece promover, com o devido tempo, um adequado controle dos processos de escoamento superficial, erosão e uma maior ciclagem de nutrientes, contribuindo, dessa forma, para a melhoria da qualidade da água produzida na bacia. Esse autor ainda ressaltou que, a qualidade final da água em uma bacia sob cultura do eucalipto é, em condições naturais, mais dependente da geologia e do uso do solo da bacia hidrográfica, assim como regime de chuvas da região, através da interação dos processos hidrológicos envolvidos na geração do deflúvio pela bacia.

Sabará (1999 apud BUENO, 2005) ao comparar o efeito do eucalipto e culturas agrícolas em rios, na região do Médio Rio Doce, MG, concluiu que a atividade silvicultural apresenta vantagens sobre a agricultura e pecuária, na qualidade e conservação da água.

Quanto ao uso do solo e à qualidade da água, apesar dessa relação ser reconhecida na literatura, há vários fatores que intervêm no processo e a sua característica dinâmica tornam sua determinação qualitativa difícil e elusiva (RHODES et al., 2001; BUENO et al., 2005; ANDRADE et al., 2007a). Por isso, a escolha de variáveis de qualidade da água que possibilitem essa associação

é de fundamental importância para a interpretação dos resultados e para a sua aplicação do manejo das atividades florestais (LIMA; ZAKIA, 2006).

Para os mesmos autores citados anteriormente, as operações de manejo florestal somam-se a esse complexo conjunto de variáveis, de forma que, do ponto de vista experimental, a separação dos efeitos dessas operações dos decorrentes das variações naturais do ecossistema torna-se muito difícil, especialmente quando o período de caracterização da microbacia é pequeno.

De fato, o que deve-se entender é que, há possibilidades que os plantios florestais possam influenciar na conservação do solo e na qualidade da água na escala de microbacia (LIMA; ZAKIA, 2006), além de abolir a queima e o preparo convencional do solo (COUTO; DUBÉ, 2001).

Nesse contexto, diferentes variáveis que a caracterizam e indicam a sua qualidade devem ser monitoradas (BRITO et al, 2006; ANDRADE et al, 2007b). Essas variáveis podem ser utilizadas para o controle e monitoramento das atividades desenvolvidas ao longo do curso d'água (PETERS; MEYBECK, 2000), sendo possível, a partir dessas informações, inferir sobre as condições da bacia hidrográfica como um todo (QUEIROZ et al., 2010).

3.3. PARÂMETROS DE QUALIDADE DAS ÁGUAS

A qualidade da água refere-se a uma série de parâmetros físicos e químicos que exercem influência direta na integridade da bacia hidrográfica, que por sua vez, está ligada a fatores de ordem natural e antrópica que deve ser observada conjuntamente (ALVES; CASTRO, 2003).

3.3.1. Parâmetros Físicos

3.3.1.1. Sólidos Suspensos

Os sólidos correspondem a toda matéria que permanece como resíduo, após evaporação ou secagem da água a uma temperatura pré-estabelecida durante um tempo fixado (CETESB, 2012). Os sólidos suspensos

correspondem a partículas de maiores dimensões, retidas por filtro de papel 3 µm (VON SPERLING, 2005). A principal fonte de sólidos para a água superficial é a erosão do solo, por meio da qual há o aporte de material inorgânico e orgânico para a água (VON SPERLING, 2007).

Lima e Zakia (2006) afirmam que os sedimentos são os principais poluentes associados às operações florestais. Os sedimentos em suspensão não representam apenas perda de solo, prejudicando a fertilidade do sítio, mas também afetam a vida aquática, que depende diretamente de água de qualidade.

3.3.1.2. Sólidos Dissolvidos

Os sólidos dissolvidos, por sua vez, retratam as partículas menores, capazes de passar por um papel filtro de 3 µm podem estar relacionados com a matéria orgânica em decomposição (VON SPERLING, 2005).

As variações na matéria orgânica dissolvida estão ligadas a vários processos: a agitação do meio em geral, condução de materiais particulados e componentes orgânicos por meio do carreamento do perfil superior do solo, as mudanças nas condições hidrológicas, às alterações no micro-clima e a perda da sombra das margens dos rios e córregos (NEAL et al., 1992).

3.3.1.3. Cor

A cor da água é proveniente da matéria orgânica como, por exemplo, substâncias húmicas, taninos e também por metais como o ferro e o manganês e resíduos industriais fortemente coloridos (BRASIL, 2006; VON SPERLING, 2005).

Em uma amostra de água, a cor está em função da redução de intensidade que a luz sofre ao atravessá-la, associada à presença de sólidos dissolvidos que se apresenta no meio aquoso em estado coloidal orgânico e inorgânico. Dentre os colóides destacam-se os compostos orgânicos e os inorgânicos, capazes de possuir as propriedades e provocar os efeitos de

matéria em estado coloidal. Quanto aos inorgânicos, os principais são os óxidos de ferro e manganês, que são abundantes em diversos tipos de solo (CETESB, 2008).

3.3.1.4. Turbidez

A turbidez representa o grau de interferência à passagem da luz através da água, conferindo uma aparência turva à mesma, sendo responsáveis por isso os sólidos em suspensão originados de partículas de rocha, argila e silte (VON SPERLING, 2005). Essa atenuação da intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessá-la dá-se por absorção e espalhamento, uma vez que as partículas que provocam turbidez nas águas são maiores que o comprimento de onda da luz branca (BRASIL, 2006).

Os materiais em suspensão que causam a turbidez podem ter origem no processo de erosão das encostas das bacias hidrográficas e em esgotos domésticos e industriais lançados nas águas, além da presença de algas e pequenos animais (BRAGA, 2005). Essa erosão pode ser decorrente do mau uso do solo em que se impede a fixação da vegetação (BRASIL, 2006).

Lima e Zakia (2006) relatam que a presença de partículas de solo drenado na microbacia, em consequência de práticas de manejo florestal, pode causar significativos aumentos na turbidez da água.

A elevação da turbidez causa redução na fotossíntese da vegetação enraizada submersa das algas. Esse desenvolvimento reduzido de plantas pode, por sua vez, suprimir a produtividade de peixes (BRASIL, 2006).

3.3.1.5. Temperatura

A temperatura, medida de intensidade de calor, é alterada pela transferência de calor por radiação, condução e convecção entre a atmosfera e solo (VON SPERLING, 2005). Este parâmetro merece destaque, uma vez que, dela dependem os processos biológicos, e que a mesma apresenta uma forte sazonalidade diária e anual (NEAL et al., 1992). Além disso, desempenha um

papel principal de controle no meio aquático, condicionando influências a uma série de variáveis físico-químicas (CETESB, 2008). A densidade da água, assim como as concentrações de sólidos totais dissolvidos, dependem da temperatura (PINTO et al., 2009).

A variação de temperatura em um corpo hídrico é parte do regime climático normal, sendo influenciados por fatores tais como, a latitude, a altitude, a estação do ano, o período do dia, a taxa de fluxo e a profundidade (CETESB, 2008).

A temperatura e a química da água da água estão relacionadas ao dossel mais fechado, à porosidades do solo, às fraturas no leito rochoso, à litologia e às diferenças na capacidade da zona hiporrêica em estocar água (LIMA; ZAKIA, 2006).

3.3.2. Parâmetros químicos

Os componentes químicos presentes na água são variáveis e apresentam correlações com as características específicas de cada ambiente, sujeitas a constantes mudanças que ocorrem nos diversos sistemas ambientais pela ação antrópica (GASTALDINI; MENDONÇA, 2001).

3.3.2.1. Potencial Hidrogeniônico (pH)

O potencial hidrogeniônico (pH) representa a concentração de íons hidrogênio H^+ (em escala antilogarítmica), dando uma indicação sobre a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água. Podem ter origem na dissolução de rochas, absorção de gases da atmosfera, oxidação da matéria orgânica e fotossíntese (VON SPERLING, 2005).

O pH fornece indícios sobre a qualidade hídrica, embora alterações podem ser decorrentes da atividade das algas (fotossíntese e respiração), da dissolução de rochas e do lançamento de despejos domésticos e industriais (LIBÂNIO, 2005).

Braga et al. (2005) afirmam que, com o pH baixo, ocorre o decréscimo na disponibilidade de nutrientes, como o fósforo, o cálcio, o magnésio, o potássio e o molibdênio; e aumento da solubilização de íons de zinco, cobre, ferro, manganês e alumínio.

3.3.2.2. Alcalinidade Total

A alcalinidade total trata-se da quantidade de íons na água que reagirão para neutralizar os íons hidrogênio. É uma medida da capacidade da água de neutralizar os ácidos (resistir às mudanças de pH: efeito tampão). Os principais constituintes da alcalinidade são os bicarbonatos (HCO_3^-), os carbonatos (CO_3^{2-}) e os hidróxidos (OH^-). A distribuição dessas três formas na água é função do pH. Pode ter origem na dissolução de rochas e reação do CO_2 com a água (CO_2 advindo da atmosfera ou da deposição da matéria orgânica) (VON SPERLING, 2005).

A medida da alcalinidade é de fundamental importância para o consumo humano e animal, pois, é em função do seu teor que se estabelece a dosagem dos produtos químicos utilizados durante o processo de tratamento de água. Normalmente as águas superficiais possuem alcalinidade natural em concentração suficiente para reagir com o sulfato de alumínio nos processos de tratamento (BRASIL, 2006).

Quanto ao pH das águas naturais superficiais, Libânio (2005) observa que a maioria delas apresenta alcalinidade apenas de bicarbonatos, principalmente, de cálcio e magnésio.

3.3.2.3. Dureza em Cálcio

A dureza em cálcio é ocasionada pela concentração dos cátions multimetálicos em solução. Os cátions bivalentes Ca^{2+} , em condições de supersaturação, reagem com a água formando precipitados. A dureza pode ser classificada como dureza carbonato de cálcio (associada a HCO_3^- e ao CO_3^{2-}) (VON SPERLING, 2005).

O carbonato de cálcio sensível ao calor, precipitando o com o aumento significativo de temperatura como é o caso dos chuveiros elétricos domiciliares, e por essa razão, recebe a denominação de dureza não permanente. Classifica-se em água mole ou branda, águas com concentrações menores que 50 mg L^{-1} de CaCO_3 ; Dureza moderada entre 50 e 150 mg L^{-1} de CaCO_3 ; Dura entre 150 e 300 mg L^{-1} de CaCO_3 e muito dura maior que 300 mg L^{-1} de CaCO_3 (LIBÂNIO, 2005).

3.3.2.4. Dureza em Magnésio

A dureza em magnésio é ocasionada pela concentração dos cátions bivalentes Mg^{2+} , que em condições de supersaturação, esses cátions reagem com a água formando precipitados. Essa dureza pode ser classificada como dureza não carbonato (associada a ânions como o Cl^- e SO_4^{2-}) (VON SPERLING, 2005).

3.3.2.5. Ferro

O ferro, na ausência de oxigênio dissolvido, como nas águas subterrâneas, se apresenta na forma solúvel reduzida (Fe^{2+}), chamada de ferro ferroso. Em uma água contendo essa forma de ferro ao ser exposta ao ar atmosférico (água superficial ou água subterrânea captada), ocorrerá a oxidação desse elemento à sua forma insolúvel (Fe^{3+}), chamada de ferro férrico (VON SPERLING, 2005).

Nas águas superficiais, o nível de ferro aumenta nas estações chuvosas devido ao carreamento de solos e a ocorrência de processos de erosão das margens (CETESB, 2008).

A solubilidade do ferro na água depende do pH. Em condições ácidas a água pode conter altas concentrações desse elemento, tanto na forma férrica como na ferrosa, já em condições alcalinas, pode ocorrer sua precipitação e insolubilização (LIMA, 2008).

3.3.2.6. Zinco

O zinco é encontrado nas águas superficiais, normalmente em concentrações inferiores a $0,10 \text{ mg L}^{-1}$. Sua origem está ligada à combustão de madeira, incineração de resíduos, produção de ferro e aço e efluentes domésticos. A água com alta concentração de zinco tem uma aparência leitosa e produz um sabor metálico ou adstringente quando aquecida (CETESB, 2012).

3.3.2.7. Cobre

O cobre ocorre naturalmente em concentrações inferiores a $0,02 \text{ mg L}^{-1}$ nas águas. Quando em concentrações elevadas, é prejudicial à saúde e confere sabor às águas. Pode ser nocivo para os peixes mais do que para o homem, pois as doses elevadas ocasionar a coagulação do muco das brânquias e conseqüente asfixia. Dentre as fontes de cobre para o meio ambiente, incluem o lançamento de efluentes de estações de tratamento de esgotos, uso de compostos de cobre como algicidas aquáticos, escoamento superficial, excretas de animais domésticos e contaminação da água subterrânea a partir de usos agrícolas do cobre como agroquímicos (CETESB, 2012).

3.3.2.8. Sódio

As águas naturais normalmente possuem sais de sódio, que é um dos elementos mais abundantes na Terra, e é altamente solúvel em água. Encontrado na forma iônica (Na^+), é um elemento ativo para os organismos vivos. O aumento dos níveis na superfície da água pode provir de esgotos, efluentes industriais e uso de sais em rodovias para controlar neve e gelo. Nas áreas litorâneas, a intrusão de águas marinhas pode também resultar em níveis mais elevados (CETESB, 2008).

As concentrações de sódio na superfície natural das águas variam consideravelmente, dependendo das condições geológicas do local, descargas de efluentes e uso sazonal de sais em rodovias. As concentrações podem estender-se de 1 mg L^{-1} até 10 mg L^{-1} (CETESB, 2012).

3.3.2.9. Cálcio

O cálcio é o principal cátion na maioria das águas naturais. Praticamente todas as rochas agem como fonte de cálcio, mas sua concentração é geralmente maior em águas que drenam regiões de rochas calcárias. Aumentos repentinos também podem estar relacionados ao arraste de material de solo e fertilizantes em processos erosivos e pelo lançamento de águas residuárias domésticas, industriais e mineração (CETESB, 2012).

Na água de irrigação, é desejável que a relação entre cálcio e magnésio seja maior do que um, pelo fato do cálcio agir na floculação dos colóides do solo, tendendo a manter uma boa estrutura e permeabilidade (LIMA, 2008).

Os compostos de cálcio são estáveis na água na presença de dióxido de carbono, mas seus níveis de cálcio podem diminuir quando o carbonato de cálcio precipita em decorrência de aumentos de temperatura da água, atividade fotossintética ou perda de dióxido de carbono em razão de aumentos de temperatura (LIMA; ZAKIA, 2006).

3.3.2.10. Magnésio

O magnésio ocorre normalmente em água na forma de Mg^{2+} e provém, principalmente, de rochas contendo ferromagnésio. Ocorre também na matéria orgânica, pois constitui elemento vital para os seres vivos. Como sua origem nas águas é predominantemente das rochas e do solo, o magnésio chega ao deflúvio principalmente via escoamento de base, constituindo bom indicador da infiltração da água no solo (LIMA; ZAKIA, 2006).

Os minerais mais comuns fornecedores de magnésio para as águas são: biotita, anfibólios e piroxênios. Estes minerais são mais estáveis diante do intemperismo químico, do que os minerais fornecedores de cálcio, por isso seu teor nas águas subterrâneas é significativamente menor. Em região de rochas carbonáticas, o mineral dolomita é um importante fornecedor de magnésio para as águas (LIMA, 2008).

3.3.2.11. Enxofre

O enxofre nos ecossistemas aquáticos podem apresentar-se sob várias formas: como íon sulfato (SO_4^{2-}), íon sulfito (SO_3^{2-}), íon sulfeto (S^{2-}), gás sulfídrico (H_2S), dióxido de enxofre (SO_2), ácido sulfúrico (H_2SO_4), enxofre molecular (S^0), associado a metais, etc. Dentre as várias formas de enxofre na água, o íon sulfato e o gás sulfídrico são as mais frequentes, sendo que o íon sulfato assume maior importância na produtividade do ecossistema, visto que constitui a principal fonte de enxofre para os produtores primários. Esses elementos podem ser de três fontes: decomposição de rochas, chuvas (lavagem da atmosfera) e da agricultura (aplicação de adubos contendo enxofre) (ESTEVES, 1998).

3.3.2.12. Fosfato

Na maioria das águas continentais o fósforo é o principal fator limitante de sua produtividade. Toda forma de fósforo presente em águas naturais, quer na forma iônica quer na forma complexa, encontra-se sob a forma de fosfato. A origem desse fosfato destaca-se dentre as fontes naturais e antrópicas, as rochas fosfatadas, esgotos domésticos, industriais e material particulado da atmosfera. O fosfato presente nas águas continentais encontra-se em diferentes formas. Do ponto de vista limnológico, todas as formas (também chamadas de frações) e de fosfato são importantes (ESTEVES, 1998).

3.3.2.13. Fósforo total

O fósforo pode se apresentar nas águas sob três formas diferentes: fosfato orgânico, ortofosfato e polifosfatos. Os fosfatos orgânicos são a forma em que o fósforo compõe as moléculas orgânicas, como a de um detergente. Os ortofosfatos, por outro lado, são representados pelos radicais, que se combinam com cátions formando sais inorgânicos nas águas. Os polifosfatos ou fosfatos condensados são polímeros de ortofosfatos. No entanto, esta terceira forma não é muito importante nos estudos de controle de qualidade das águas, porque os polifosfatos sofrem hidrólise se convertendo rapidamente em ortofosfatos nas águas naturais (CETESB, 2012).

O fósforo é transportado para os recursos hídricos principalmente pelo escoamento superficial (TOLEDO; NICOLLELA, 2002), especialmente à sua baixa mobilidade, o qual pode ser transportado tanto na forma solúvel como particulada (ligada ao sedimento) (BARROS et al., 2010).

Lima e Zakia (2006) salientam que, a adição de fósforo, por meio de adubações realizadas de forma inadequada, por exemplo, pode atingir os cursos d'água, adicionando carga excessiva capaz de prejudicar o ecossistema aquático. Por outro lado, as características naturais de baixas concentrações desse elemento fazem dessa variável um bom indicador da qualidade das operações florestais.

Práticas de manejo da terra podem ser usadas para efetivamente controlar o movimento de P em águas superficiais. A importância das contribuições agrícolas para as águas superficiais é reconhecida nos planos de gestão para melhorar a qualidade da água (ZAIMES; SCHULTZ, 2002).

3.3.2.14. Cloreto

O cloreto é o ânion Cl^- que se apresenta nas águas superficiais como importante indicador da poluição causada por descargas de esgotos sanitários. O aumento nas concentrações em águas superficiais de regiões costeiras pode ser ocasionado, por meio da chamada intrusão da cunha salina. Nas águas tratadas, a adição de cloro puro ou em solução leva a uma elevação do nível

de cloreto, resultante das reações de dissociação do cloro na água (CETESB, 2008).

Todas as águas naturais, em maior ou menor escala, contêm íons resultantes da dissolução de minerais. Os cloretos (Cl^-) são advindos da dissolução de sais (ex: cloreto de sódio) (VON SPERLING, 2005). Geralmente os cloretos estão presentes em águas brutas e tratadas em concentrações que podem variar de pequenos traços até centenas de mg L^{-1} . Estão presentes na forma de cloretos de sódio, cálcio e magnésio (BRASIL, 2006).

3.3.2.15. Potássio

O potássio é normalmente encontrado em concentrações menores que 10 mg L^{-1} nas águas naturais, já que as rochas potássicas são relativamente resistentes à ações do tempo e à solubilização. Sua origem pode estar relacionada a sais de potássio usados na indústria e em fertilizantes para agricultura. O potássio é um elemento químico abundante na crosta terrestre, que pode ser fixado pelas argilas e é intensivamente consumido pelos vegetais (LIMA, 2008). Normalmente é encontrado na forma iônica e seus sais são altamente solúveis. Ele é rapidamente incorporado às estruturas minerais e acumulado na biota aquática, uma vez que se trata de um elemento essencial para a sua nutrição (LIMA; ZAKIA, 2006).

O potássio é encontrado em baixas concentrações nas águas naturais, já que rochas que contem potássio são relativamente resistentes às ações do tempo. Entretanto, sais de potássio são usados na agricultura na forma de fertilizantes, entrando nas águas doces através da lixiviação do solo agrícola. As concentrações em águas naturais são usualmente menores que 10 mg L^{-1} . Concentrações da ordem de grandeza de 100 e 25.000 mg L^{-1} , podem indicar a ocorrência de fontes quentes e salmouras, respectivamente (CETESB, 2008).

3.3.2.16. Sulfato

O sulfato (SO_4^{2-}) é um dos íons mais abundantes na natureza. Em águas doces naturais, a principal fonte de sulfato está na dissolução de solos e rochas e pela oxidação de sulfeto. Dentre as fontes antrópicas de sulfato sobre as águas superficiais, destacam-se as descargas de esgotos domésticos e efluentes industriais (CETESB, 2008).

Vários fatores podem influenciar na composição iônica dos corpos d'água, como: a geologia da área de drenagem, acumulação do lago e regime de chuvas (ESTEVES, 1998)

O controle do sulfato na água tratada é importante, pois a sua ingestão provoca efeito laxativo. Na rede de esgoto, pode causar incrustações em trechos de baixa declividade ocorrendo depósito da matéria orgânica. O sulfato pode ser transformado em sulfeto, ocorrendo a exalação do gás sulfídrico, que resulta em problemas de corrosão em coletores de esgoto de concreto e odor, além de ser tóxico (CETESB, 2008).

3.3.2.17. Nitrogênio Amoniacoal

A amônia apresenta-se em ambientes aquáticos na forma molecular amônia, NH_3 , conhecida também como amônia não ionizada, e na forma iônica amônio, NH_4^+ . A forma não ionizada é muito mais tóxica que a iônica, certamente graças a sua capacidade de difusão através da membrana epitelial dos organismos aquáticos (SILVA; JARDIM, 2006).

Esteves (1998) relata que em muitas épocas do ano, especialmente no período de seca, a concentração de nitrogênio amoniacoal em ambientes aquáticos pode atingir valores muito elevados, especialmente na parte próxima ao sedimento. Mesmo na parte superior da coluna d'água, onde ainda se detecta oxigênio, a concentração de nitrogênio amoniacoal pode ser muitas vezes superior àquela encontrada em lagos eutróficos. No entanto, em algumas situações, o escoamento superficial também contribui no transporte de nitrogênio (N), principalmente a forma amoniacoal (N-NH_4^+) (BARROS et al., 2010).

Altas concentrações de amônia indicam poluição orgânica, como e esgotos domésticos e fertilizantes. Ocorrem flutuações sazonais naturais das quantidades desse elemento, que resultam da morte de organismos aquáticos, particularmente fitoplâncton e bactérias (LIMA; ZAKIA, 2006). Além disso, a amônia provoca consumo de oxigênio dissolvido das águas naturais ao ser oxidada biologicamente, a chamada DBO de segundo estágio. Por estes motivos, a concentração de nitrogênio amoniacal é importante variável para classificação das águas naturais e normalmente utilizado na constituição de índices de qualidade das águas (CETESB, 2008).

3.3.2.18. Nitrato

O nitrato (NO_3^-) por ser bastante móvel no solo, é normalmente associado com lixiviação (NEAL et al., 1992). O nitrato apresenta também relação com a presença de atividade humana (PALÁCIO et al. 2009).

O nitrato representa uma forma comum de nitrogênio encontrada em águas naturais. Ele pode ser bioquimicamente reduzido a nitrito (NO_2^-) por processos de desnitrificação, normalmente sob condições anaeróbicas. Variações sazonais desse elemento em suas concentrações ocorrem de acordo com o crescimento e a decomposição de plantas aquáticas, pois o nitrato constitui elemento essencial para a formação dos tecidos vegetais. O escoamento superficial pode ser importante agente no carreamento do nitrato para os rios (LIMA; ZAKIA, 2006).

O nitrato é tóxico, causando uma doença chamada metahemoglobinemia infantil, que é letal para crianças (o nitrato reduz-se a nitrito na corrente sanguínea, competindo com o oxigênio livre pelos sítios de transporte das hemoglobinas, tornando o sangue azul). Por isso, o nitrato é padrão de potabilidade, sendo 10 mg L^{-1} o valor máximo permitido (CETESB, 2008). A poluição mais remota em um corpo d'água está associada ao nitrogênio na forma de nitrato (VON SPERLING, 2005).

3.3.2.19. Oxigênio dissolvido

O teor de oxigênio dissolvido (OD) expressa indiretamente a quantidade de matéria orgânica presente no meio, sendo que a sua concentração está sujeita às variações diária e sazonal em função da temperatura, da atividade fotossintética, da turbulência da água e da vazão do rio (PALMA-SILVA et al., 2007), podendo reduzir-se na presença de sólidos em suspensão e de substâncias orgânicas biodegradáveis, como esgoto doméstico e certos resíduos industriais (ESTEVES, 1998).

A decomposição da matéria orgânica nos cursos d'água pode consumir oxigênio dissolvido, assim como o pH da água, por meio da liberação de gás carbônico e levando a formação de ácido carbônico a partir deste (VON SPERLING, 2005)

O OD é uma variável ambiental clássica, sua ausência pode afetar significativamente a biota aquática (SILVA; JARDIM, 2006). Sua solubilidade, assim como a dos demais gases, depende da temperatura e da pressão (ESTEVES, 1998). Este parâmetro (OD) infere, indiretamente, na quantidade e tipo de matéria orgânica instáveis no corpo hídrico (MOURA et al., 2010).

A presença de oxigênio é essencial para vários organismos aquáticos nos processos metabólicos de bactérias aeróbicas e outros micro-organismos responsáveis pela degradação de poluentes nos sistemas aquáticos (ROCHA et al, 2004).

A taxa de reintrodução de oxigênio dissolvido em águas naturais através da superfície depende das características hidráulicas e é proporcional à velocidade, sendo que a taxa de reaeração superficial em uma cascata é maior do que a de um rio de velocidade normal, que por sua vez apresenta taxa superior à de uma represa, com velocidade normalmente bastante baixa (CETESB, 2008).

3.3.2.20. Condutividade Elétrica

A condutividade elétrica é a expressão numérica da capacidade de uma água conduzir a corrente elétrica. Depende das concentrações iônicas e

da temperatura, indicando a quantidade de sais existentes na coluna d'água e, portanto, representa uma medida indireta da concentração de poluentes. Em geral, níveis superiores a $100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ indicam ambientes impactados (CETESB, 2008).

Os íons mais comumente associados à alteração da condutividade elétrica na água são: o cálcio, o magnésio, o potássio, o sódio, o ferro, o nitrato, o cloreto, o sulfato, o silicato, o carbonato e os bicarbonatos (CETESB, 2012). Além disso, está em função dos sólidos totais dissolvidos, que são íons dissolvidos e dissociados presentes na água (VON SPERLING, 2005).

A condutividade elétrica faz inferência sobre os sólidos solúveis do corpo hídrico (FONTENELE et al., 2011). Quando os valores de condutividade se elevam dentro de uma série temporal de dados, é conveniente verificar as causas desse aumento, que normalmente está associado à adição de íons de diferentes origens, os quais podem ser tanto de fonte orgânica, como resíduos domésticos e industriais, quanto na drenagem de nutrientes do solo (LIMA; ZAKIA, 2006).

3.3.2.21. Demanda Química de Oxigênio

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) é a quantidade de oxigênio necessária para oxidação da matéria orgânica através de um agente químico. Os valores de (DQO) normalmente são maiores que os da $\text{DBO}_{5,20}$, pois o agente oxidante degrada tanto a matéria orgânica, quanta a inorgânica presente em um meio. Uma das vantagens de se realizar o teste de DQO ao invés da DBO, é que o teste da DQO é realizado num prazo menor, cerca de poucas horas (CETESB, 2008).

Von Sperling (2005) relata que a concentração obtida no teste da DQO é, portanto, uma indicação indireta do teor de matéria orgânica presente no meio. Acrescenta ainda, que o teste da DQO apresenta algumas vantagens sobre o da DBO: o teste gasta apenas 2 a 3 horas para ser realizado e o resultado dá uma indicação do oxigênio requerido para a estabilização da matéria orgânica. Por outro lado, é interessante observar, que no teste são

oxidadas, tanto a fração biodegradável, quanto a inerte da matéria orgânica, superestimando, portanto, o oxigênio a ser consumido.

3.3.2.22. Carbono Orgânico Total

O carbono orgânico (CO) em água doce origina-se da matéria viva e também como componente de vários efluentes e resíduos. Dessa maneira, o carbono orgânico total na água é um indicador útil do grau de poluição do corpo hídrico (CETESB, 2008).

O carbono orgânico particulado (seston orgânico, material em suspensão, detrito orgânico particulado, detrito particulado ou biodetrito) é de fundamental importância para o metabolismo dos ecossistemas aquáticos. Com relação ao carbono orgânico dissolvido, este origina-se principalmente da decomposição de plantas e animais e a partir de produtos de excreção destes organismos (ESTEVEZ, 1998).

Para Von Sperling (2005) o teste de CO é uma medição direta da matéria orgânica na forma de CO₂, diferentemente dos demais testes que indiretamente medem a matéria orgânica através da determinação do oxigênio consumido.

3.3.2.23. Carbono Inorgânico

O carbono inorgânico (CI) das águas naturais constitui-se principalmente de bicarbonatos (HCO₃⁻) e carbonatos (CO₃⁻²). Essas duas formas podem manifestar-se função da alcalinidade e do pH (VON SPERLING, 2005).

Para Egreja Filho et al. (1999) os íons bicarbonato e carbonato formado pelos carbonos inorgânicos são as principais formas químicas responsáveis pela alcalinidade de águas naturais, embora hidróxidos dissolvidos, amônia, boratos, bases orgânicas, fosfatos e silicatos também possam contribuir.

3.3.2.24. Sulfloramida

A sulfluramida (C₁₀H₆F₁₇NSO₂) pertence ao grupo químico das sulfonas fluoralfáticas e constitui um inibidor da respiração celular dos insetos (VANDER MEER et al., 1985 apud CASARIN et al., 2009).

Esse princípio ativo é utilizado na reforma de áreas reflorestadas com eucalipto efetuando vários combates às formigas-cortadeiras, especialmente as das espécies dos gêneros *Atta* e *Acromyrmex*, que são consideradas as principais pragas de reflorestamentos no Brasil (OLIVEIRA et al., 1993 apud ZANETTI et al., 2003).

A sulfluramida é registrada para uso em iscas formicidas granuladas em florestas cultivadas para controle de formigas. Na água, trata-se de um produto tóxico para peixes, por isso deve-se evitar a contaminação do curso d'água, esgoto e subsolo (ZANETTI, 2007).

3.3.2.25. Glifosato

O glifosato é um herbicida de largo espectro, não seletivo e de pós-emergência e que apresenta elevada eficiência na eliminação de ervas daninhas introduzido na agricultura em 1971 pela Monsanto S.A (AMARANTE JUNIOR et al., 2002).

Em culturas de eucalipto e pinus a aplicação é feita em pós-emergência, em pleno estágio vegetativo do mato, nas entrelinhas, após a implantação das espécies florestais ou, ainda, no pré-plantio, para garantir a eliminação da vegetação da área (KREJCI, 1987). Sua aplicação costuma variar de acordo com a intensidade e variedades das plantas invasoras (AMARANTE JUNIOR et al., 2002).

Quando no ambiente, o glifosato tende a ser inativo em contato com solo, desde que seja adsorvido por este (AMARANTE JUNIOR et al., 2002). O composto livre no solo é degradado rapidamente a dióxido de carbono, pela atividade microbiana, enquanto que o glifosato adsorvido é degradado mais lentamente, ou não degradado, persistindo inativo durante anos (GALLI; MONTEZUMA, 2005).

Estudos em solos brasileiros mostraram que, em argissolo vermelho-amarelo de textura média, a meia-vida do glifosato foi de apenas 8 a 9 dias e não houve influência do histórico de uso do produto. O mesmo se observou em latossolo argiloso, no qual a meia vida do produto foi de 12 dias no solo sem aplicação prévia de glifosato de 22 dias no mesmo solo, após 11 anos de aplicação do produto. Ainda que a meia-vida tenha mostrado pequena variação no solo com o histórico de aplicação do produto, a persistência do glifosato nas condições de solos tropicais em geral é muito curta (ARAÚJO et al., 2003).

Dores e De-Lamonica-Freire (2001) estudaram as propriedades físico-químicas do herbicida glifosato, relacionadas ao seu comportamento ambiental. Estes autores encontraram para este princípio ativo uma constante de ionização ácida (P_{ka}) 3,8; Pressão de vapor desprezível; solubilidade em água 900.000 mg L⁻¹; K_{ow} $-\log 0,17 \times 10^{-2}$; K_{oc} 24.000 cm³ g⁻¹; meia vida à hidrólise (DT50): 47 dias; índice de GUS 2,81. Com base no método de Goss (1992) esses índices significam que, apesar de adsorver fortemente ao solo ($K_{oc} > 500$ cm³ g⁻¹), o glifosato apresenta alta solubilidade em água (> 1 mg L⁻¹), meia-vida à hidrólise maior que 35 dias e índice de GUS (mede a vulnerabilidade de contaminação das águas subterrâneas por lixiviação) maior que 2,8. Por isso, o referido herbicida poderá contaminar águas subterrâneas quando as características do solo não favorecerem a adsorção, sendo transportado dissolvido em água, representando, dessa forma, um contaminante potencialmente perigoso.

3.4. MANEJO OPERACIONAL DE FLORESTAS PLANTADAS SOBRE A QUALIDADE DA ÁGUA

Os plantios florestais as vezes encontram-se inseridos em ecossistemas sensíveis às perturbações antrópicas, em função de razões como o relevo acidentado, solos com baixa fertilidade natural e antigas áreas agrícolas degradadas. Esses fatores, associados às operações de manejo, colheita mecanizada da madeira, construção e manutenção de estradas florestais e ao potencial erosivo da região, são os principais responsáveis pela

perda da capacidade produtiva dos solos sob florestas plantadas e alteração da quantidade e qualidade da água em sub-bacias, decorrentes da erosão hídrica (SILVA et al., 2011).

De fato, a possibilidade de associação entre as atividades de manejo florestal e a qualidade da água da microbacia pode fornecer informações importantes, tanto do ponto de vista do comprometimento da produtividade, que ocorre por meio de perdas de solo e de nutrientes, como também sob o aspecto da preservação da qualidade da água para a biota aquática (LIMA; ZAKIA, 2006).

Alguns autores analisaram a relação entre o uso do solo em microbacias ocupadas por florestas plantadas e os reflexos na qualidade da água, comportamento hidrológico, balanço de nutrientes, perda de solo e aumento na turbidez utilizando a saída da microbacia como referência (RANZINI; LIMA, 2002; SALGADO; MAGALHÃES JUNIOR, 2006; GUIMARÃES et al., 2008, 2010; FERNANDES et al., 2011).

A literatura apresenta alguns trabalhos a respeito dos possíveis impactos silviculturais sobre a qualidade da água, principalmente em termos de atividades mais intensivas do manejo florestal, como a colheita e os estágios iniciais da implantação (LIMA; ZAKIA, 2006). Estas podem causar aumento significativo na concentração de sedimentos em suspensão no curso d'água, assim como perdas de solo e de nutrientes, o que pode ser prejudicial a qualidade tanto da água quanto do ecossistema aquático (BLINKLEY et al., 1999; CÂMARA; LIMA, 1999; ANDRÉASSIAN, 2004; PIRES et al., 2006; GUIMARÃES et al., 2010; SILVA et al., 2011).

Dentre os impactos causados pelo manejo florestal, destaca-se a colheita florestal, estando a construção de estradas e carregadores, inseridas nessa atividade (GRAYSON, 1993; LIMA, 1993; CROCKE et al., 1999; ENSIGN; MALLIN et al., 2001; RANZINI; LIMA, 2002). Para Lima e Zakia (2006), evidencia-se entre as práticas de manejo, principalmente em termos de atividades de colheita florestal, também podem causar impactos sobre algumas variáveis de qualidade da água das microbacias, como é o caso da concentração de sedimentos em suspensão.

Blinkley et al. (1998) afirmam que embora a qualidade da água de drenagem da floresta seja muito alta, algumas práticas florestais podem significativamente alterar a qualidade da água. A construção de estradas e a colheita podem aumentar substancialmente as concentrações de sedimentos em córregos, enquanto que a adubação pode aumentar as concentrações de nutrientes.

Corrêa e Dedecek (2009) completam que a rede viária no setor florestal é a principal fonte de sedimentos que alcançam os cursos de água, necessitando de práticas de conservação para evitar efeitos negativos como aumento excessivo de turbidez e assoreamentos dos rios e perda de fertilidade dos solos.

Câmara e Lima (1999) apresentaram os resultados do corte raso de uma plantação de eucalipto de 50 anos, realizado de forma gradativa, sem o uso intenso de máquinas, com a preservação da mata ciliar e da serrapilheira depositada sobre o solo e comprovam que estas medidas podem reduzir os impactos do corte raso sobre a produção e a qualidade da água em uma microbacia. Contudo, parâmetros físicos da qualidade da água foram mais afetados por esta operação, destacando-se a turbidez, a cor e a condutividade elétrica, o que indica a necessidade de outras medidas para que se mantenham os níveis mais próximos daqueles observados nas condições de cobertura florestal não perturbada.

Ainda sobre os parâmetros físicos de qualidade de água, Lima (1993) enfatiza que o aumento da temperatura do solo, assim como a maior disponibilidade de água, resultante do corte raso, podem produzir efeito positivo no processo de nitrificação.

Por essa razão, a escolha das variáveis de qualidade da água que possibilitem essa associação é de fundamental importância para a interpretação dos resultados e para sua aplicação no planejamento das atividades florestais. Essa interligação entre as causas e efeitos tem sido o objetivo do monitoramento da qualidade da água nas microbacias (LIMA; ZAKIA, 2006).

3.5. INDICADORES DE QUALIDADE DE ÁGUAS (IQA's)

Em decorrência da dificuldade de compreensão e harmonização de informações referente à condição de uma água, vários índices de qualidade foram desenvolvidos em várias partes do mundo, principalmente em localidades onde ainda não existem índices definidos (CARVALHO et al., 2011).

Usualmente, estes Índices de Qualidade das Águas (IQA's) são baseados em poucas variáveis (GERGEL et al., 2002), cuja definição deve refletir as alterações potenciais ou efetivas, naturais ou antrópicas que a água sofre (TOLEDO; NICOLELLA, 2002).

Uma das vantagens de seu uso para determinar a qualidade da água é a uniformização de dados e agregação de informações de unidades diferentes em um único formato sintético usando um índice geral de qualidade de água como meio de comunicação entre profissionais, público leigo, que de certa forma facilita a compreensão do público alvo sobre os problemas dos recursos hídricos, das condições da água de um recurso hídrico, devido sua forma de apresentação ser simplificada (CARVALHO et al., 2011).

Um IQA pode ser projetado para uma situação específica, inserido no contexto de uma bacia hidrográfica, ou seja, a elaboração de um IQA pode ser simplificada ao levar em consideração somente as variáveis ambientais críticas que afetam determinado corpo hídrico em um determinado momento (SILVA; JARDIM, 2006). Isso se deve ao fato de cada sistema possuir características próprias, o que torna difícil estabelecer uma única variável como um indicador padrão para qualquer sistema hídrico (TOLEDO; NICOLELLA, 2002).

Em relação à sua aplicabilidade, o importante é que se possa identificar, para cada caso, os indicadores que se apresentem mais sensíveis para medir as variações qualitativas que se quer monitorar, e principalmente, basear sua aplicação em informações confiáveis (BOLLMANN; MARQUES, 2000).

Diversas técnicas têm sido usadas para elaboração de um índice de qualidade de água, sendo vários deles baseados no IQA desenvolvido pela

National Sanitation Foundation – NSF dos Estados Unidos e usado em outros países como o Brasil e a Inglaterra (VON SPERLING, 2005). Normalmente é calculado pelo produtório ponderado das qualidades de água correspondentes aos parâmetros selecionados (CARVALHO et al., 2011).

Para cada variável é atribuído um peso, de acordo com a sua importância relativa no cálculo do IQA (Tabela 1) e traçadas as curvas médias de avaliação da qualidade das águas em função de sua concentração (VON SPERLING, 2007). O resultado final do IQA é calculado como um produtório das notas individuais de cada variável, elevadas aos respectivos pesos como apresentado na Equação 1 (CETESB, 2011).

Tabela 1. Valores dos pesos w_i de cada variável do IQA (CETESB, 2011)

Variável	Unidade	Peso
Coliformes termotolerantes	NMP 100 ml	0,15
pH	-	0,12
DBO	mg L ⁻¹	0,10
Nitrogênio Total	mg L ⁻¹	0,10
Fósforo Total	mg L ⁻¹	0,10
Diferença de temperatura	°C	0,10
Turbidez	UNT	0,08
Sólidos Totais	mg L ⁻¹	0,08
OD	% de saturação	0,17

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

em que:

IQA é o Índice de qualidade de água, um número entre 0 e 100;

q_i é a qualidade do i -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100; e

w_i é o peso correspondente ao i -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a explicação da variabilidade global da qualidade das águas da região.

A partir do cálculo efetuado determina-se a qualidade das águas brutas indicadas pelo IQA em uma escala de 0 a 100 classificando-a, segundo as variáveis avaliadas, para um corpo hídrico específico com uso para abastecimento público, conforme a Tabela 2.

Tabela 2. Classificação da qualidade da água com base no valor numérico do Índice de Qualidade de Águas (IQA)

Valor numérico do IQA	Classificação da qualidade da água
0 a 19	Péssima
20 a 36	Ruim
37 a 51	Aceitável
52 a 79	Boa
80 a 100	Ótima

Fonte: CETESB (2011).

Diversos pesquisadores vêm estudando a estruturação de IQA's através do uso da estatística multivariada para eleger as variáveis mais representativas, destacando-se na formulação e criação desses índices baseados em Análise Fatorial (AF) / Análise das Componentes Principais (ACP) (TOLEDO; NICOLELLA, 2002; ALMEIDA; SCHWARZBOLD, 2003; ANDRADE et al., 2005; GIRÃO et al., 2007; ANDRADE et al., 2007a, 2007b; MOURA et al., 2010) e por meio de comparação (CARVALHO et al., 2000; BONNET et al., 2008; ZONTA et al., 2008; TEODORO; SANTOS, 2009; SCHEFFER et al., 2010; CARVALHO et al., 2011; BARROS et al., 2011; NUNES et al., 2011).

Vale ressaltar que não há um indicador de qualidade de água único e padronizável para qualquer sistema hídrico (TOLEDO; NICOLELLA, 2002), são vários os índices de qualidade da água específicos para cada uso, tais como índice para proteção da vida aquática, recreação de primeiro contato e consumo humano, para áreas de águas salobras e de estuários e para pesca (TOLEDO; NICOLELLA, 2002; CETESB, 2008).

3.6. NORMAS E PADRÕES DE QUALIDADE DE ÁGUA

A avaliação da qualidade da água poderá ser realizada pela composição dos resultados obtidos das amostras com os padrões de qualidade estabelecidos para a classe em que está enquadrado o manancial (LUCAS et al., 2010).

Esses resultados são comparados à limites definidos por cada país, baseados em suas características específicas, recomendados por entidades de

aceitação geral, como a OMS (Organização Mundial da Saúde). Essas diretrizes são genéricas por natureza e objetivam a proteção da saúde pública e do meio ambiente em termos mundiais (VON SPERLING, 2005).

No Brasil, a legislação pertinente a qualidade das águas superficiais é a Resolução CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005), que trata da classificação das águas superficiais e diretrizes para o seu enquadramento.

O Art. 42 desta norma cita que, enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos, as águas doces serão consideradas classe 2, exceto se as condições de qualidade atuais forem melhores, o que determinara a aplicação da classe mais rigorosa correspondente.

Na Tabela 3 estão apresentados as variáveis estabelecidos na norma, juntamente com seus respectivos padrões de qualidade de água das variáveis analisadas neste trabalho para a classe 2, na qual encontra-se os corpos hídricos monitorados.

Tabela 3. Valores máximos permitidos para as variáveis de qualidade da água superficial de corpos hídricos classe 2 (BRASIL, 2005)

Variáveis	Valor máximo permitido
Cor	< 75 mgPt L ⁻¹
Turbidez	< 100 UNT
OD (em qualquer amostra)	> 5 mg L ⁻¹ O ₂
Fósforo total (ambiente lêntico)	< 0,030 mg L ⁻¹ P
Fósforo total (ambiente intermediário, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lêntico)	< 0,050 mg L ⁻¹ P
Fósforo total (ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários)	0,1 mg L ⁻¹ P
Sólidos dissolvidos totais	500 mg L ⁻¹
pH	6 - 9
Cloreto total	250 mg L ⁻¹ Cl
Cobre (dissolvido)	0,009 mg L ⁻¹ Cu
Ferro (dissolvido)	0,3 mg L ⁻¹ Fe
Nitrato	10,0 mg L ⁻¹ N
Nitrogênio amoniacal total	3,7mg L ⁻¹ N, para pH ≤ 7,5
	2,0 mg L ⁻¹ N, para 7,5 < pH ≤ 8,0
	1,0 mg L ⁻¹ N, para 8,0 < pH ≤ 8,5
	0,5 mg L ⁻¹ N, para pH > 8,5
Sulfato total	250 mg L ⁻¹ SO ₄
Zinco total	0,18 mg L ⁻¹ Zn
Glifosato	65 µg L ⁻¹

Para as demais variáveis de qualidade de água analisadas utilizou-se para comparação, os padrões de qualidade de água para irrigação proposto por Ayers e Westcot (1994) como segue apresentado na Tabela 4.

Tabela 4. Valores máximos permitidos para as variáveis de qualidade da água para irrigação (AYRES; WESTCOT, 1994)

Variáveis	Valor máximo permitido
Cálcio	< 400,8 mg L ⁻¹ Ca
Potássio	< 2 mg L ⁻¹ K
Magnésio	< 60,75 mg L ⁻¹ Mg
Sódio	< 68,94 mg L ⁻¹ Na
Fosfato	< 2,0 mg L ⁻¹ PO ⁻³
Condutividade elétrica	< 0,7 μS cm ⁻¹

4. METODOLOGIA

4.1. ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo compreende plantios comerciais de eucalipto, pertencentes à empresa Fibria Celulose S.A., situada no município de Aracruz, localizado entre 19°42' S e 19°54' S de Latitude e entre 40°06' W e 40°14' W de Longitude na região norte Espírito Santense, com altitude variando entre 10 a 50 metros acima do nível do mar.

O clima da região é Aw (tropical úmido, com uma estação chuvosa no verão e seca no inverno), segundo a classificação de Köppen. A precipitação média gira em torno de 1.200 mm anuais, concentrando-se na primavera e verão (outubro a março), quando ocorre de 65% a 80% da mesma (EMBRAPA, 2000).

O período de monitoramento da qualidade da água dos cursos d'água e das atividades desenvolvidas no interior das microbacias compreendeu cerca de cinco meses, tendo como início dia 04 de janeiro de 2012 e término dia 13 de junho do mesmo ano.

Para a avaliação dos possíveis impactos das atividades silviculturais sobre as variáveis de qualidade de água foram delimitadas quatro microbacias de cabeceira ocupadas por plantios comerciais de eucalipto (Figura 1). Adotaram-se os seguintes critérios para a seleção e delimitação das microbacias:

- possuir um curso d'água perene de primeira ordem em seu interior;
- possuir atividades operacionais do manejo silvicultural em execução ou em planejamento para o período previsto do estudo;
- possuir em seu planejamento, preferencialmente, regime próximo de reforma dos plantios para que fosse contemplado um maior número de operações;
- não possuir influencia de nenhum outro uso e cobertura do solo a não ser de eucalipto e suas indispensáveis áreas de preservação permanente;
- apresentar homogeneidade no relevo; e,

- estar espacialmente bem distribuídas dentro das áreas de cultivo de eucalipto da empresa.

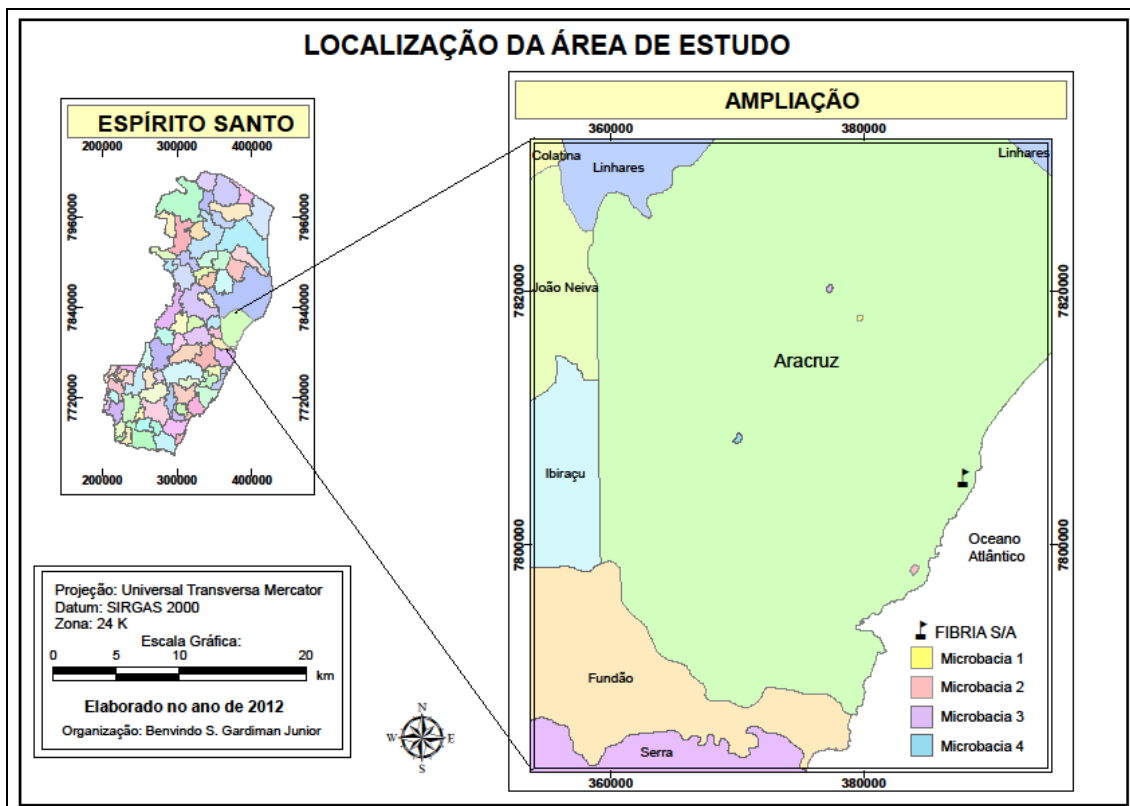


Figura 1. Localização da área de estudo na Fíbria S.A. em Aracruz, ES. (FONTE: ESPÍRITO SANTO, 2008).

Os critérios anteriormente apresentados foram adotados a fim de atribuir os possíveis impactos das operações silviculturais sobre as variáveis de qualidade das águas exclusivamente ao mesmo uso do solo, evitando-se a influência de outros usos como também realizado por Guimarães et al. (2008).

As microbasias foram delimitadas com o auxílio do Modelo Digital de Elevação (MDE) com *pixel* de 5 m aliado a técnicas de geoprocessamento.

A declividade das microbasias foi realizada a partir do MDE e classificada de acordo intervalos propostos pela EMBRAPA (1979), apresentados na Tabela 5.

Tabela 5. Classes de declividade e classificação do relevo segundo Embrapa (1979)

Classes de declividade (%)	Classificação
0 a 3	Relevo plano
3 a 8	Relevo suavemente ondulado
8 a 20	Relevo ondulado
20 a 45	Relevo fortemente ondulado
45 a 75	Relevo montanhoso
> 75	Relevo escarpado

Na Tabela 6 seguem apresentadas as declividades das microbacias hidrográficas (MB's) estudadas, divididas nas respectivas classes apresentadas na Tabela 5. Maiores detalhes podem ser observados nas Figuras de 2, 4, 6 e 8 no Apêndice deste estudo.

Tabela 6. Porcentagem de área por classe de declividade nas microbacias hidrográficas (MB) estudadas

Classes de declividade das microbacias hidrográficas estudadas						
% por classe	0 - 3%	3 - 8%	8 - 20%	20 - 45%	45 - 75%	Total (%)
MB1	37,62	18,42	34,00	9,92	0,03	100
MB2	89,96	1,58	4,77	3,53	0,16	100
MB3	73,98	3,02	7,80	15,02	0,17	100
MB4	36,76	24,64	18,16	19,29	1,14	100

Na Tabela 7 seguem apresentados os usos do solo em hectares (ha) das microbacias hidrográficas (MB's) monitoradas pelo estudo. Maiores detalhes podem ser verificados nas Figuras 1, 3, 5 e 7 no Apêndice deste estudo.

Tabela 7. Usos do solo nas microbacias hidrográficas (MB) monitoradas no estudo

Usos do solo nas Microbacias Hidrográficas (MB) estudadas				
Tipo de uso (ha)	MB1	MB2	MB3	MB4
Eucalipto	12,43	24,06	16,00	18,63
Carreadores	0,72	1,58	1,58	3,22
Preservação permanente	2,93	7,5	4,02	8,44
Servidão do gasoduto	-----	-----	-----	1,65
Área total	16,09	33,14	21,65	31,95

As áreas de preservação permanente (APP's) das MB's 1 e 2 são compostas por espécies nativas em estágio inicial de regeneração, enquanto que a MB 3 apresenta APP's em estágio avançado de regeneração composta por espécies nativas e a MB 4 possui APP's não exploradas compostas por espécies nativas.

O monitoramento da MB 1 e MB 4 iniciou-se com as atividades pós-colheita do eucalipto, alcançando na MB 4 a atividade de plantio. Na MB2, o monitoramento iniciou-se com as atividades precedentes cerca de quatro meses a colheita do eucalipto, contemplando-a. Na MB 3 o monitoramento iniciou-se com as atividades de pré-plantio do eucalipto atingindo até cinco meses de pós-plantio.

Quanto à hidráulica dos cursos hídricos, a MB 1 e MB 4 possuem características próprias de ambientes lóticos, ou seja, suas águas possuem movimento. Já as MB's 2 e 3 apresentam características de ambiente lênticos, ou seja, suas águas possuem movimento reduzido.

4.2. CARACTERIZAÇÃO DO SOLO DAS MICROBACIAS

A classe e a textura dos solos predominantes das microbacias hidrográficas sob estudo são apresentados na Tabela 8. Nela observa-se a classificação dos solos feita pela Embrapa (2000) em um levantamento de solos para todas as áreas cultivadas com eucalipto da empresa. Para a caracterização da textura dos solos das microbacias monitoradas, utilizaram-se os resultados das análises realizadas pela empresa Fibria Celulose S.A., com pontos representativos distribuídos dentro dos talhões das microbacias hidrográficas monitoradas.

Tabela 8. Classificação e textura dos solos predominantes das microbacias hidrográficas (MB) estudadas

MB	Areia grossa	Areia fina	Silte	Argila	Classe textural	Classificação do solo
	-----%					
1	44,54	21,79	8,79	24,89	Arenosa-média	Argissolo Amarelo
2	41,82	17,83	5,52	35,14	Média-argilosa	Argissolo Amarelo
3	43,40	19,60	8,00	29,00	Média	Latossolo Amarelo
4	52,73	12,93	8,47	25,87	Média-argilosa	Argissolo Amarelo

A condutividade hidráulica dos solos foi medida em no mínimo três pontos representativos nos talhões das MB's estudadas, a uma profundidade média de 20 cm com o auxílio de um Permeâmetro de Guelph. A Figura 2 ilustra o equipamento instalado em uma localidade do ensaio. Mais detalhes sobre a metodologia utilizada pode ser consultada em Costa e Nishiyama (2007).



Figura 2. Permeâmetro de Guelph em ensaio de condutividade hidráulica dos solos das microbacias.

Os valores de condutividade hidráulica medidos em campo seguem apresentados na Tabela 9.

Tabela 9. Condutividade hidráulica média do solo das microbacias hidrográficas (MB) monitoradas

MB	Condutividade Hidráulica mm h ⁻¹
1	8,70
2	7,52
3	8,07
4	9,18

Na caracterização química do solo das microbacias utilizaram-se as análises de solo mais recentes realizadas pela empresa em pontos representativos dentro dos talhões das áreas monitoradas em duas profundidades distintas, 0-20 cm e de 20-40 cm para os seguintes parâmetros químicos: fósforo, potássio, cálcio, magnésio, acidez potencial (H+Al), matéria orgânica (MO) e pH. De posse dos valores acima foram calculados: soma de bases (SB); saturação de bases (V) e capacidade de troca catiônica a pH 7 (T).

Na Tabela 10 estão apresentados os valores médios dos atributos químicos analisados nos solos das microbacias monitoradas.

Tabela 10. Caracterização química* dos solos das microbacias hidrográficas (MB) monitoradas

MB	P	K	Ca	Mg	H+Al	Soma de Bases	T	V	MO	pH
	mg dm ⁻³				cmol _c dm ⁻³			(%)	dag kg ⁻¹	
1	3,0	13,7	0,40	0,13	4,72	2,76	7,48	36,6	1,70	4,0
2	15,0	16,6	0,61	0,18	3,17	4,11	7,28	56,4	1,65	4,1
3	7,1	22,8	1,03	0,21	2,94	6,50	9,44	68,8	2,37	4,1
4	7,7	12,7	1,03	0,14	3,92	5,89	9,81	60,0	2,20	4,1

* Valores médios de análises realizadas pela empresa Fibria Celulose S.A.

4.3. COLETA E ANÁLISE DA ÁGUA

As coletas das amostras das águas superficiais foram realizadas nos exutórios das microbacias de cabeceiras monitoradas, após a confirmação da execução de alguma atividade silvicultural no interior das mesmas e de um evento de chuva. Os eventos de chuva foram confirmados por meio das estações próximas às áreas monitoradas (Figura 3), interligadas à rede de monitoramento meteorológico da empresa, exceto nos casos de coleta de referência que foram realizadas coletas antes da execução de qualquer atividade e evento de precipitação, uma vez que teoricamente não havia alteração no meio.

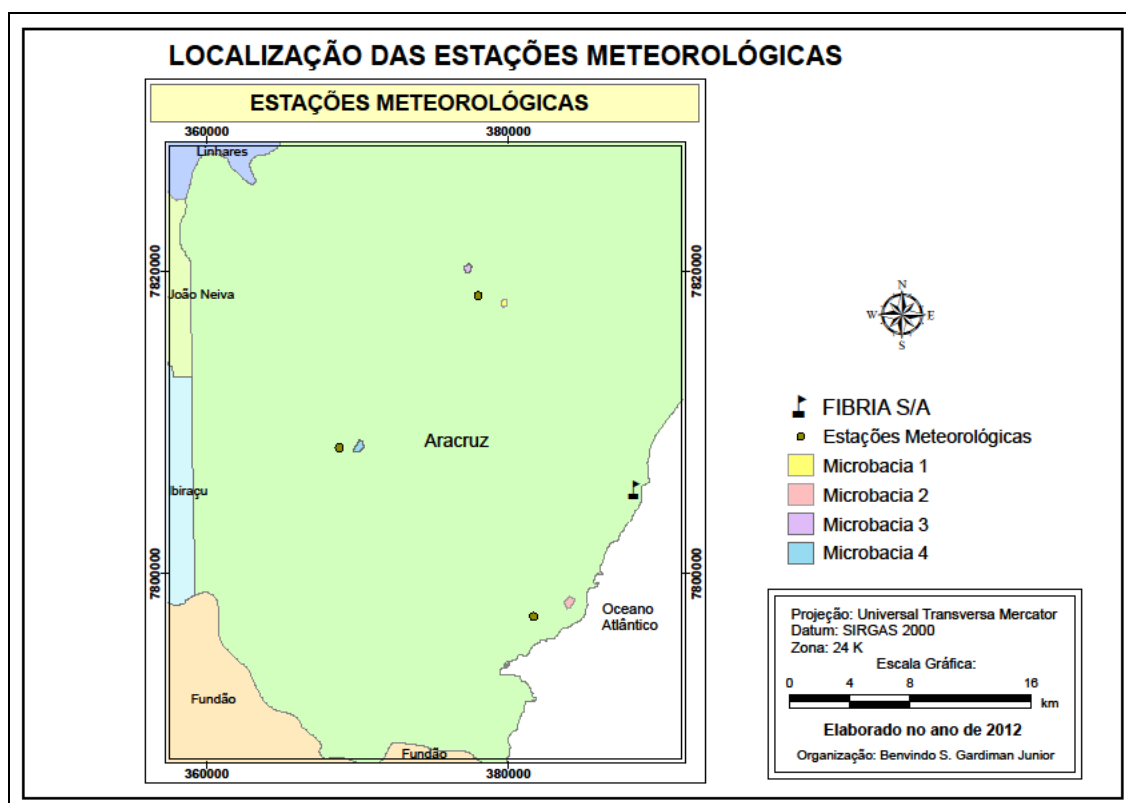


Figura 3. Localização das estações meteorológicas usadas no monitoramento.

As intensidades de precipitação (IP) utilizadas neste estudo são as máximas ocorridas em um evento, obtidas por meio dos dados coletados em intervalos de cinco minutos para cada uma das estações meteorológicas das MB's monitoradas.

A Tabela 11 apresenta, para melhor entendimento no decorrer no estudo, as atividades silviculturais monitoradas nas microbacias estudadas.

Tabela 11. Atividades silviculturais monitoradas nas quatro microbacias hidrográficas (MB) estudadas

MB	Ativ*	Descrição das atividades
1	1	Referência
1	2	Abertura de estradas, colheita e transporte
1	3	Limpeza de cepas e primeiro combate à formiga
1	4	Primeiro combate à formiga
2	1	Referência
2	5	Roçada
2	4	Primeiro combate à formiga
2	6	Primeiro combate à formiga e abertura de estradas
2	7	Colheita
3	1	Referência
3	8	Primeiro combate à formiga, capina química pré-plantio, eliminação química da cepa
3	9	Eliminação química da cepa, capina química pré-plantio, subsolagem com adubação, limpeza da linha de plantio
3	10	Subsolagem com adubação e plantio
3	11	Plantio
3	12	Segundo repasse a formiga
3	13	Capina química pós-plantio
3	15	Adubação 3º mês
4	1	Referência
4	7	Colheita
4	14	Primeiro combate à formiga, capina química pré-plantio, eliminação química da cepa, limpeza da linha de plantio, subsolagem com adubação e plantio
4	5	Roçada

*Atividade(s) monitorada(s) na referida microbacia hidrográfica (MB).

As primeiras características analisadas nas águas dos córregos foram temperatura e oxigênio dissolvido (OD) com o auxílio de um oxímetro e realizando pequenos movimentos circulares, aguardou-se a leitura dos valores.

Em seguida, coletou-se amostra de água em um frasco de polietileno transparente de 5 litros e dois frascos de polietileno de 1 litro, sendo um transparente e outro translúcido (Figura 4), atendendo a procedimentos sugeridos na NBR 9898 (ABNT, 1987).



Figura 4. Amostras de água após a coleta.

Para a conservação das amostras, os frascos coletados foram acondicionadas em sacolas plásticas contendo gelo e levadas imediatamente para o laboratório.

No laboratório do Centro Tecnológico da Fibria Celulose S.A., da amostra de 5 litros foi retirada uma alíquota de 150 ml para realização das análises da série de ânions (Cl^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , NO_3^-) e metais (Ca, Cu, Fe, K, Na, Mg, S, Zn) e carbono orgânico e inorgânico. O restante da amostra do frasco foi encaminhado para o laboratório Central dentro da própria empresa, onde foram analisadas as variáveis: alcalinidade total, amônio, condutividade elétrica, cor, DQO, dureza em cálcio e em magnésio, pH, sólidos dissolvidos e suspensos e turbidez.

As variáveis sulfluramida e glifosato foram analisados em laboratórios terceirizados atendendo as exigências de conservação e preservação das amostras.

Na Tabela 12 estão descritos as 30 variáveis analisadas, o equipamento utilizado para detecção seguido do método, as formas de preservação, o prazo para análise, o volume mínimo e o tipo de frasco, conforme os procedimentos sugeridos na NBR 9898 (ABNT, 1987).

Tabela 12. Variáveis analisadas e método utilizado para detecção, forma de preservação, prazo para análise, volume mínimo a ser coletado e frascos a serem utilizados em amostras para análises físico-químicas e microbiológicas segundo a NBR 9898 (ABNT, 1987)

Parâmetros	Equipamentos e métodos	Preservação	Prazo para análise	Volume Mínimo	Tipo frasco
Alcalinidade total	Titulação – APHA (2005)	Refrigerar a 4°C	24 horas	200 mL	P ¹ , V ²
Amônio	Espectrômetro de plasma absorvância em chama - NBR 13810 (ABNT, 1997)	H ₂ SO ₄ conc. até pH < 2. Refrigerar a 4°C	24 horas	1000 mL	P ¹ , V ²
Metais (Ca, Cu, Fe, K, Na, Mg, S, Zn)	Espectrômetro de plasma absorvância em chama - NBR 13810 (ABNT, 1997)	HNO ₃ conc. até pH < 2	180 dias	1000 mL	P ¹ , V ²
Ânions (Cl ⁻ , PO ₄ ³⁻ , SO ₄ ²⁻ , NO ₃ ⁻)	Cromatógrafo de íons – APHA (2005)	H ₂ SO ₄ conc. até pH < 2. Refrigerar a 4°C	48 horas	200 mL	P ¹ , V ²
Condutividade elétrica	Condutivímetro de eletrodo – ASTM (1995)	Refrigerar a 4°C	28 dias	500 mL	P ¹ , V ²
Cor	Espectrofotômetro – APHA (2005)	Refrigerar a 4°C	48 h	300 mL	P ¹ , V ²
DQO	Tubos de digestão – APHA (2005)	H ₂ SO ₄ conc. até pH < 2. Refrigerar a 4°C	7 dias	100 mL	P ¹ , V ²
Dureza em cálcio	Cálculo com base no cálcio	HNO ₃ conc. até pH < 2. Refrigerar a 4°C	180 dias	100 mL	P ¹ , V ²
Dureza em magnésio	Cálculo com base no magnésio	HNO ₃ conc. até pH < 2. Refrigerar a 4°C	180 dias	100 mL	P ¹ , V ²
Glifosato	USEPA (1993) POP PA 032/300.1	Refrigerar a 4°C	7 dias	1000 mL	P ¹ , V ²
Oxigênio Dissolvido e Temperatura	Oxímetro	Não há	Imediato	-----	Não há
pH	pHmêtro – APHA (2005)	Refrigerar a 4°C	6 horas	200 mL	P ¹ , V ²
Sólidos Dissolvidos e Suspensos	Gravimétrico - APHA (2005)	Refrigerar a 4°C	7 dias	1000 mL	P ¹ , V ²
Sulfluramida	Wiley et al. (2007) HPLC.	Refrigerar a 4°C	300 dias	1000 ml	P ¹ , V ² Translúcido
Carbono Orgânico e Inorgânico Total	Analizador de TOC – APHA (2005)	H ₂ SO ₄ ou HCl até pH < 2. Refrigerar a 4°C	7 dias	100 mL	V ²
Turbidez	Turbidímetro - APHA (2005)	Refrigerar e manter ao abrigo da luz	24 horas	200 mL	P ¹ , V ²

¹ Polietileno

² Vidro borossilicato.

4.4. ANÁLISE DOS DADOS

A relação entre as variáveis de qualidade da água, as atividades silviculturais desenvolvidas nas áreas monitoradas e as intensidades de precipitação, foram analisadas por meio de ferramentas de estatística multivariada.

4.4.1. Padronização dos dados

Um dos problemas mais comuns encontrado na aplicação de modelos estatísticos multivariados, é que estes são dependentes das unidades e escalas em que as variáveis foram medidas. Um exemplo pode ser citado deste estudo, enquanto a variável cor é medida em mg(Pt) L⁻¹ e variou entre 3,47 e 217,49, o cobre que é medido em miligramas por litro (mg L⁻¹) variou entre 0,0 e 0,033. A solução para o problema é a padronização ou normalização dos dados, ou seja, a média igual a zero ($\mu=0$) e variância igual a um ($\sigma=1$), conforme também utilizada por diversos autores (MOITA NETO; MOITA, 1998; ANDRADE et al. 2003; MONTEIRO; PINHEIRO, 2004).

Dessa forma, uma vez que, nesse estudo, as variáveis apresentam unidades e escalas distintas, a matriz de dados padronizados será dada pela Equação 2, sendo X_{sij} uma variável normalizada ou padronizada.

$$X_{sij} = \frac{X_{ij} - \bar{X}_i}{S_i} \quad (2)$$

em que:

X_{sij} é a *i-ésima* observação da variável *j-ésima* padronizada;

X_{ij} é o valor *i-ésimo* observado da *j-ésima* variável;

\bar{X}_i é a média da *j-ésima* e *i-ésima* variável;

S_i é o desvio padrão da variável X_{ij} ;

i é a média da amostra X_{ij} ;

i é o número de variáveis, e;

j é o número de pontos de coleta.

4.4.2. Matriz de correlação

Após a normalização das variáveis, construiu-se a matriz de correlação [R] em (p x p) para p igual ao número de variáveis analisadas. Esta matriz foi utilizada posteriormente para proceder a análise fatorial e análise dos componentes principais. A matriz de correlação foi calculada com base na Equação 3.

$$R = \frac{1}{p-1} \left(D^{-1/2} * S D^{-1/2} \right) \quad (3)$$

Sendo $D^{-1/2}$, a matriz diagonal (p x p), em que p é o número de variáveis:

S é o $X'_d X_d$

S é a matriz de covariância dos quadrados das médias padronizados;

X'_d é a matriz transposta de X_d , e;

X_d é a matriz normatizada de dados.

Ao se correlacionar as variáveis, é interessante observar os coeficientes de determinação de correlação entre as variáveis. Hair Junior et al. (2009) propõem que devem selecionar as variáveis que apresentam coeficiente de determinação maior ou igual a 0,7 ou menor ou igual a -0,7.

A matriz de correlação foi gerada a partir dos dados originais das variáveis, sendo utilizada posteriormente para a análise dos componentes principais e dos fatores. Neste caso, a matriz de covariâncias (S) entre as médias padronizadas é igual à matriz de correlação (R) entre as médias originais (REGAZZI, 2004).

4.4.3. Adequacidade do modelo

Para seguir com a AF e ACP deve-se verificar a partir da matriz de correlação a adequacidade do conjunto de variáveis ao procedimento estatístico, a partir da análise de interdependência das variáveis, uma vez que, a AF exige que as variáveis apresentem um determinado grau de correlação.

A consistência geral dos dados deste trabalho foi aferida pelo método de *Kayser Mayer Olkim*, onde se calcula o índice de adequacidade da amostra conhecido como KMO como apresenta Equação 4.

$$KMO = \frac{\sum_{i \neq j} r_{ij}^2}{\sum_{i \neq j} r_{ij}^2 + \sum_{i \neq j} a_{ij}^2} \quad (4)$$

em que:

r_{ij} é o coeficiente de correlação simples entre as variáveis i e j , e;
 a_{ij} é o coeficiente de correlação parcial entre as variáveis i e j .

O resultado obtido pelo teste KMO será um valor entre 0 e 1, sendo que tanto mais próximo de 1 estiver indica que não há nenhuma restrição em aplicar o modelo. Diversos autores utilizaram esse teste em trabalhos ambientais (ANDRADE et al., 2003; MONTEIRO; PINHEIRO, 2004; GIRÃO et al., 2007, ANDRADE et al., 2007b; LOPES et al., 2009). Hair Junior et al. (2009) explicitam que valores de KMO menores que 0,5 indicam que o modelo de análise de fatores não é uma boa solução para esta base de dados. A Tabela 13 apresenta as classes com mais detalhes.

Tabela 13. Intervalos de teste *Kaiser-Meyer-Olkin* para se avaliar a aplicação do modelo de Análise Fatorial

Valor de KMO	Aplicação do modelo
$KMO > 0,9$	Excelente
$0,8 < KMO < 0,9$	Ótima
$0,7 < KMO < 0,8$	Boa
$0,6 < KMO < 0,7$	Regular
$0,5 < KMO < 0,6$	Medíocre
$KMO < 0,5$	Inadequada

Fonte: Andrade et al. (2003)

4.4.4. Análise Fatorial (AF) e Análise das Componentes Principais (ACP)

Após verificar a adequacidade do modelo aos dados, aplicou-se a ACP e em seguida a AF com o propósito de definir a estrutura inerente entre as

variáveis de análise, ou seja, uma perspectiva exploratória dos dados através da interdependência entre as mesmas.

Os Componentes Principais são calculadas de forma que a primeira componente principal explique o máximo da variabilidade total dos dados; a segunda explique o máximo da variabilidade total restante dos dados, sendo não-correlacionada com a primeira; a terceira explique o máximo da variabilidade total restante dos dados, sendo não-correlacionada com a primeira e a segunda componentes, e assim sucessivamente até que o número de componentes principais seja no máximo igual ao número de variáveis, conforme pode ser observado em Andrade et al. (2007a).

A expressão geral para a estimativa do k -ésimo fator $F_{(k)}$ é descrita na Equação 5:

$$f_k = \sum_{i=1}^p W_{ki} X_i = W_{k1} X_1 + W_{k2} X_2 + \dots + W_{kp} X_p \quad (5)$$

em que:

W_{ki} é o peso da i -ésima variável no k -ésimo fator;

X_i é o escore atribuído a cada variável, e;

p é o número de variáveis.

A seleção do número de componentes principais extraídos neste estudo seguiu os preceitos apresentados por Hair Junior et al. (2009), em que se consideram somente componentes com autovalor superior a um e os números de componentes devem possuir variância acumulada a um percentual de 60% ou mais. Este critério fundamenta-se no fato de que qualquer componente deve explicar uma variância superior àquela apresentada por uma simples variável padronizada, que é igual a um (ANDRADE et al., 2007b).

Em síntese, a ACP e a AF são técnicas da análise multivariada aplicadas a um conjunto de variáveis para descobrir quais são as mais relevantes na composição de cada fator, sendo independentes um dos outros. Os fatores gerados são utilizados de maneira representativa no detalhamento do estudo adiante. Estes são deduzidos das variáveis observadas e podem ser calculados como combinações lineares dessas variáveis.

Desse modo, com o propósito de gerar um IQA ao fim desse trabalho, para extração dos fatores foi utilizado o método dos componentes principais, adotando-se como fatores, comuns os “*m*” primeiros componentes principais com variância acumulada acima de 70%, como apresentado por Monteiro e Pinheiro (2004).

4.4.5. Transformação ortogonal ou rotação da matriz de cargas fatoriais

De posse da matriz de componentes, obtida na fase anterior, onde se apresenta a relação entre os fatores e as variáveis analisadas, muitas vezes, torna-se difícil a compreensão dos valores atribuídos ao fator. Dessa forma, para solucionar esse problema, foi elaborada a rotação dos fatores, que objetiva o ajuste dos eixos fatoriais para conseguir uma solução fatorial mais simples e pragmaticamente mais significativa, uma vez que os novos valores atribuídos aos pesos de cada fator são distintos dos valores médios, elevando os valores próximos da unidade (1) e diminuindo os valores mais próximos da unidade negativa (-1).

Entre os modelos de rotação existentes (ortogonal e oblíqua), o caso mais simples e mais utilizado entre autores que estudam qualidade da água, destaca-se a rotação ortogonal, em que os eixos são fixados a 90 graus, mantendo-se a ortogonalidade entre eles. Dentre os métodos de rotação ortogonais, utilizou-se neste estudo o da rotação *Varimax normalizada*, que simplifica ao máximo possível as colunas da matriz fatorial, aproximando as cargas da matriz em 1 ou -1, facilitando a interpretação por eliminar valores intermediários conforme citado em diversos estudos (ANDRADE et al., 2003; MONTEIRO; PINHEIRO, 2004; ANDRADE et al., 2007a; ANDRADE et al., 2007b; GIRÃO et al., 2007; LOPES et al., 2009).

4.4.6. Comunalidade de cada variável

A comunalidade de uma variável é a estimativa de sua variância compartilhada, ou em comum, entre as variáveis como representadas pelos fatores obtidos. Seu valor varia entre 0 e 1, e é estimado pela Equação 6:

$$V_{X_{ij}} = \sum_1^p C_{ij}^2 \quad (6)$$

em que:

$V_{X_{ij}}$ é a variância referente à variável X_{ij} ;

C_{ij} representa o valor da componente referente à variável X_{ij} , e;

p é o número de variáveis.

A análise das comunalidades ($V_{X_{ij}}$) subsidia as discussões sobre a variância de uma variável X_{ij} explicada pelos fatores comuns dos componentes que compõem o modelo. É interessante destacar, que as comunalidades não sofrem alteração de valor depois da rotação ortogonal da matriz de cargas fatoriais.

4.4.7. Extração dos fatores de cada componente e sua caracterização

O objetivo dessa técnica foi determinar os principais fatores determinantes da qualidade da água nas áreas monitoradas e posteriormente nomeá-los.

Após selecionadas as componentes principais, dentro destas foram destacadas as variáveis que apresentaram coeficiente de correlação maior ou igual a 0,7 e menor ou igual a -0,7 com as componentes.

4.4.8. Análise de Agrupamento

A Análise de agrupamento (AA) neste caso hierárquico, tem por finalidade reunir, por algum critério de classificação, unidades amostrais em grupos, de tal forma que exista máxima homogeneidade dentro do grupo e máxima heterogeneidade entre os grupos.

Neste estudo foi utilizada a AA para agrupar as coletas amostrais de acordo com os resultados das variáveis analisadas e ordená-las por similaridade baseando-se na distância (proximidade).

Para a realização da AA neste estudo, utilizaram as variáveis padronizadas. Para cálculo das distâncias utilizou-se a distância Euclidiana (Equação 7) e o método hierárquico de Ward como estratégia de agrupamento, visando a maior coerência entre os dados coletados em campo durante o monitoramento das atividades silviculturais, visto que o estabelecimento desses grupos pode variar conforme o coeficiente de semelhança e a estratégia de agrupamento utilizada.

$$d_{A,B} = \sqrt{(p_{1A} - p_{1B})^2 + (p_{2A} - p_{2B})^2 + \dots + (p_{mA} - p_{mB})^2} \quad (7)$$

em que:

d é a distância euclidiana calculada;

$p_{1...m}$ são as variáveis monitoradas nas microbacias hidrográficas, e;

A e B são as atividades monitoradas.

A utilização das técnicas de AF e ACP seguidas da AA para ordenação das unidades amostrais em função das variáveis amostradas pode ser observada em outros estudos ambientais (MOITA NETO; MOITA, 1998; ALMEIDA; SCHWARBORD, 2003; MENDIGUCHÍA et al., 2004; MONTEIRO; PINHEIRO, 2004; CAMPELLO et al., 2005; McNEIL et al., 2005; BRITO et al., 2006; MOURA et al., 2010). Destaca-se na utilização do método de Ward Palácio et al. (2009), Fernandes et al. (2010), Andrade et al. (2011) e Fontenele et al. (2011).

Para a definição do ponto ótimo de agrupamentos, empregou-se o coeficiente de aglomeração (CA) calculado pela Equação 8 e seguindo as sugestões de Hair Junior et al. (2009) que nos grandes saltos podem indicar variação entre os indivíduos analisados.

$$CA = \sum_{j=1}^k \left(\sum_{i=1}^{n_j} X_{ij}^2 - \frac{1}{n_j} \left(\sum_{i=1}^{n_j} X_{ij} \right)^2 \right) \quad (8)$$

em que:

CA é o coeficiente de aglomeração;

X_{ij} é o valor da amostra i individual em cada grupo j ;

K é o total de amostras em cada estágio; e,

n é o número de amostras do grupo.

4.4.9. Estruturação do IQA

Após a avaliação dos resultados das variáveis pela AF/ACP elaborou-se um Índice de Qualidade de Água (IQA) utilizando as variáveis representativas nos fatores selecionados. Para tal, o IQA foi calculado pelo somatório ponderado do valor da qualidade individual de cada variável representativa nas microbacias (q_i), multiplicado pelos respectivos pesos destas variáveis na avaliação da variabilidade total da qualidade da água (w_i), segundo a Equação 9, utilizada também por diversos autores em elaboração desses índices (HAASE; POSSOLLI, 1993; BOLLMANN; MARQUES, 2000; TOLEDO; NICOLELLA, 2002; ANDRADE et al., 2005; CARNEIRO NETO et al., 2008; LOPES et al., 2009).

$$IQA = \sum_{i=1}^n q_i \cdot w_i \quad (9)$$

em que:

IQA é o Índice de qualidade de água, um número entre -3 e 3 por este método;

q_i é a qualidade da i -ésima variável padronizada;

w_i é o peso correspondente a i -ésima variável, um número entre -1 e 1, atribuído em função da sua importância para a explicação da variabilidade da qualidade das águas obtida pela AF, e;

n é o número de variáveis consideradas pela AF/ACP representativas do estudo.

Seguindo os preceitos apresentados por Toledo e Nicolella (2002) e Haase Possolli (1993) na utilização da AF/ACP para propor um IQA, os valores de q_i empregados nessa expressão correspondem às variáveis padronizadas (Z_i), uma vez que, não foram encontrados na literatura consultada, limites máximos estabelecidos para algumas das variáveis eleitas representativas para compor os fatores, e também, por já terem sido comparadas às normas vigentes, por possuírem média nula e variância unitária, não mais possuindo efeito das escalas.

Para atribuir os pesos (w_i) a cada variável de qualidade de água utilizado no IQA tomaram-se como base os fatores extraídos pela AF/ACP. O valor do peso (w_i) de cada variável foi ponderado em função da raiz característica (autovalor) de cada fator associado à explicabilidade de cada variável, em relação às componentes principais extraídas. A expressão empregada no cálculo do w_i seguirá a Equação 10 e pode ser consultada em alguns estudos nessa área (ANDRADE et al., 2005; CARNEIRO NETO et al., 2008; LOPES et al., 2009).

$$w_i = \frac{(F_1 \cdot P_i) + (F_2 \cdot P_i) + (F_k \cdot P_i)}{(F_1 \cdot \sum_1^n P_i) + (F_2 \cdot \sum_1^n P_i) + (F_k \cdot \sum_1^n P_i)} \quad (10)$$

em que:

F_1 e F_k são os autovalores das componentes principais;

P_i é a contribuição das variáveis pela componente principal, e;

n é o número de variáveis envolvidas na ACP.

O IQA calculado por esse procedimento possui média zero e variância unitária, estando compreendido entre -3 e 3, denotando os valores negativos como os de melhor qualidade (TOLEDO; NICOLELLA, 2002; HAASE; POSSOLLI, 1993). Dessa forma, para facilitar a visualização da variação da qualidade da água nas microbacias hidrográficas estudadas, dividiu-se o IQA formulado em classes proporcionais às propostas por Cetesb (2011), conforme apresentado na Tabela 14.

Tabela 14. Classificação da qualidade da água com base no valor numérico do Índice de Qualidade de Águas (IQA) proposto

Valor numérico do IQA	Classificação da qualidade da água
-3,0 a -1,9	Ótima
-1,8 a -0,13	Boa
-0,12 a 0,79	Aceitável
0,78 a 1,9	Ruim
1,8 a 3,0	Péssima

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Com base nos dados de qualidade de água coletada nas microbacias monitoradas, este trabalho foi organizado em tópicos conforme segue abaixo.

5.1. AVALIAÇÃO DAS ALTERAÇÕES DA QUALIDADE DA ÁGUA

Na Tabela 15, estão apresentados os valores das amostragens das variáveis de qualidade da água analisadas nas quatro (4) microbacias hidrográficas estudadas. As variáveis em destaque apresentam-se em desacordo com a Resolução CONAMA 357/05 para rios classe dois e serão discutidas mais a frente deste tópico.

Algumas variáveis analisadas encontram-se presentes em baixas concentrações, não sendo possível a detecção exata pelo equipamento e método utilizado, como é o caso do glifosato ($<0,01 \text{ mg L}^{-1}$) e sulfluramida ($<0,01 \text{ mg L}^{-1}$). O fosfato por sua vez, não foi detectado em nenhuma das amostras, mas considera-se importante sua apresentação, pois se trata de constituinte que mesmo em poucos mg L^{-1} , pode causar relevantes impactos ambientais.

Tabela 15. Resultado das variáveis de qualidade de água e intensidade máxima de precipitação (IP) em cada atividade monitorada nas microbacias hidrográficas (MB) estudadas

MB	Ativ	Ca	Cu	Fe	K	Mg	Na	P	S	Zn	Cl	CO	Clor	Nitr	Sulf	Fosf	Amo
		-----mg L ⁻¹ -----															
1	1	0,07	0,01	0,58	0,55	1,83	10,70	0,00	0,93	0,00	1,95	3,53	14,40	0,71	1,94	0,00	0,08
1	2	0,79	0,01	0,58	0,32	2,15	10,11	0,00	1,32	0,04	0,23	24,85	15,86	0,77	1,97	0,00	0,07
1	3	0,76	0,01	1,46	0,32	1,92	10,82	0,01	1,71	0,01	0,83	34,88	17,79	0,74	2,71	0,00	0,07
1	4	0,73	0,01	0,52	0,34	1,88	10,69	0,00	3,09	0,00	2,00	2,84	15,20	0,80	2,25	0,00	0,06
2	1	2,46	0,00	1,06	0,51	3,38	12,94	0,00	5,97	0,00	1,21	15,48	18,17	0,63	10,49	0,00	0,24
2	5	2,45	0,03	1,40	1,37	3,46	14,88	0,01	2,16	0,03	0,21	43,64	29,61	0,00	2,55	0,00	0,97
2	4	0,98	0,02	2,44	1,56	3,01	14,59	0,02	2,73	0,00	0,33	47,35	27,35	0,00	5,62	0,00	1,34
2	6	2,51	0,01	2,06	1,49	3,33	13,25	0,01	6,57	0,00	1,63	19,75	19,91	0,07	7,01	0,00	0,23
2	7	4,22	0,02	3,65	1,14	3,67	13,21	0,04	2,68	0,01	7,41	16,47	27,71	0,03	1,92	0,00	3,54
3	1	1,39	0,03	1,33	1,24	1,64	13,86	0,02	4,11	0,02	1,62	3,01	16,27	0,26	2,79	0,00	0,44
3	8	1,06	0,00	1,76	1,03	1,44	9,57	0,00	1,30	0,00	0,94	5,38	14,95	0,61	2,19	0,00	0,15
3	9	1,18	0,00	2,10	1,06	1,57	10,21	0,01	1,29	0,00	0,95	4,41	14,95	0,40	2,03	0,00	0,15
3	10	1,16	0,00	1,91	0,98	1,42	9,64	0,00	1,06	0,00	1,74	5,74	14,15	0,37	1,75	0,00	1,10
3	11	1,39	0,03	0,62	0,96	1,74	10,98	0,02	2,03	0,04	0,20	22,67	17,62	0,32	1,88	0,00	0,16
3	12	1,27	0,02	0,82	0,91	1,60	12,09	0,01	1,98	0,00	0,04	41,07	18,86	0,27	3,55	0,00	0,13
3	13	1,20	0,03	0,45	0,95	1,49	11,41	0,01	3,21	0,00	1,13	4,20	16,37	0,36	2,47	0,00	2,03
3	15	1,55	0,02	2,66	1,49	1,89	13,65	0,00	2,00	0,02	2,76	2,63	22,44	0,31	3,00	0,00	0,43
4	1	2,58	0,02	11,40	1,44	1,74	10,32	0,00	3,02	0,02	3,29	3,49	11,35	0,07	1,05	0,00	0,32
4	7	0,67	0,00	2,63	0,57	0,70	4,60	0,00	1,18	0,00	0,92	7,53	7,60	0,20	1,71	0,00	0,10
4	14	2,24	0,01	7,60	0,96	1,77	8,85	0,00	1,74	0,02	3,94	4,57	12,48	0,00	1,35	0,00	0,13
4	5	1,70	0,02	3,15	1,05	1,41	7,38	0,00	2,27	0,00	3,04	2,60	9,63	0,09	1,85	0,00	0,19
Limite		400 ²	0,009 ¹	0,3 ¹	2,0 ²	60,0 ²	68,94 ²	0,03 ¹	-----	0,18 ¹	-----	-----	250,0 ¹	10,0 ¹	250,0 ¹	2,0 ²	3,7 ¹

MB – Microbacia hidrográfica; Ativ – Atividade monitorada pela coleta; ¹ Valor limite estabelecido pelo CONAMA 357/05 para rios classe 2;

² Valor limite estabelecido por Ayres e Westcot (1994).

Continua...

Tabela 15. Continuação:

MB	Ativ	Glif	Alca	CE	Cor	DQO	Dur. (Ca)	Dur. (Mg)	OD	SS	SD	Sulfl	Tem	Turb	pH	IP*
		-----mg L ⁻¹ ----	-----mg L ⁻¹ ----	μS cm ⁻¹	mg(Pt) L ⁻¹	-----mg L ⁻¹ -----	-----mg L ⁻¹ -----	-----mg L ⁻¹ -----	-----mg L ⁻¹ -----	-----mg L ⁻¹ -----	-----mg L ⁻¹ -----	-----mg L ⁻¹ -----	-----mg L ⁻¹ -----	°C	UNT	
1	1	<0,01	4,31	0,07	20,67	18,68	0,18	7,54	3,87	2,5	38,5	<0,01	25,3	4,44	5,73	0,00
1	2	<0,01	4,75	0,08	8,03	1,57	1,97	8,87	4,40	1,0	49,0	<0,01	25,2	1,49	6,02	15,24*
1	3	<0,01	4,40	0,07	14,13	10,26	1,90	7,89	3,75	6,0	20,0	<0,01	25,7	3,79	6,02	3,05
1	4	<0,01	5,36	0,07	14,63	71,63	1,82	7,75	4,11	4,0	56,0	<0,01	24,1	4,95	6,07	30,48*
2	1	<0,01	4,98	0,11	94,83	52,13	6,14	13,94	0,37	15,0	158,	<0,01	24,0	87,70	5,55	0,00
2	5	<0,01	5,87	0,14	217,49	60,40	6,13	14,23	0,61	9,0	87,0	<0,01	23,9	4,86	5,90	24,38*
2	4	<0,01	4,82	0,11	207,80	75,38	2,44	12,39	0,65	11,0	82,0	<0,01	25,1	6,62	5,88	42,67*
2	6	<0,01	7,49	0,11	188,84	4,61	6,28	13,70	0,21	15,0	63,0	<0,01	23,3	12,00	6,20	42,67*
2	7	<0,01	21,88	0,14	152,11	59,49	10,55	15,11	0,60	18,0	56,0	<0,01	25,1	25,3	6,32	9,14*
3	1	<0,01	4,91	0,08	28,52	28,85	3,47	6,74	6,10	8,0	68,0	<0,01	27,0	7,19	6,54	0,00
3	8	NR	5,54	0,07	11,36	30,56	2,66	5,95	NR	5,0	81,0	NR	NR	18,30	6,45	60,96*
3	9	<0,01	7,07	0,07	33,01	16,19	2,94	6,46	NR	2,0	63,0	NR	NR	13,00	6,58	6,10
3	10	<0,01	5,66	0,07	18,81	15,88	2,90	5,86	3,88	4,0	30,0	NR	25,7	9,31	6,78	45,72*
3	11	<0,01	6,41	0,08	3,47	9,43	3,47	7,17	5,56	3,0	48,0	<0,01	29,2	7,63	6,25	15,24*
3	12	<0,01	6,39	0,08	25,02	8,83	3,16	6,58	6,88	3,0	31,0	<0,01	31,1	6,38	6,39	3,05
3	13	<0,01	6,05	0,08	13,62	8,05	2,99	6,12	7,60	3,0	78,0	<0,01	28,6	7,66	6,39	30,48*
3	15	<0,01	6,70	0,09	15,81	10,25	3,87	7,78	2,60	4,0	36,0	<0,01	23,8	8,66	5,95	9,14*
4	1	<0,01	6,53	0,06	20,78	8,78	6,43	7,18	4,50	60,0	18,0	<0,01	25,9	66,5	6,70	0,00
4	7	<0,01	1,62	0,04	26,76	26,61	1,67	2,88	2,66	13,0	89,0	<0,01	25,8	66,50	5,33	56,88*
4	14	<0,01	14,00	0,07	57,37	9,44	5,60	7,29	5,80	25,0	66,0	<0,01	23,3	34,50	6,47	7,11
4	5	<0,01	6,62	0,05	34,75	13,15	4,24	5,82	4,00	25,0	40,0	<0,01	23,0	29,5	6,07	12,19*
Limite		0,065 ¹	-----	0,7 ²	75,0 ¹	-----	-----	-----	5,0 ¹	-----	500 ¹	-----	-----	100,0 ¹	6-9	-----

MB – Microbacia hidrográfica; Ativ – Atividade monitorada pela coleta; ¹ Valor limite estabelecido pelo CONAMA 357/05 para rios classe 2;

² Valor limite estabelecido por Ayres e Westcot (1994). * Valores de intensidade máxima de precipitação (IP) acima da condutividade hidráulica para cada microbacia sob solo saturado (ambos em mm h⁻¹), medida em intervalos de 5 minutos. NR – Amostragem não realizada.

Por meio da Tabela 15, nota-se que a maioria das variáveis de qualidade de água monitoradas apresentaram concentrações médias mais altas na MB 2, quando comparado às demais microbacias hidrográficas estudadas. Destaca-se entre as variáveis com maiores médias nessa microbacia o Ca, Cu, K, Mg, Na, P, S, CO, Clor, Sulf, Alca, CE, DQO, Dureza do cálcio e do magnésio, amônia e SD e menores de OD.

As maiores médias das variáveis de qualidade de água na MB 2 podem estar associadas às características do meio físico da própria microbacia hidrográfica estudada, como a baixa velocidade do curso d'água e conseqüentemente a baixa vazão, que contribuirá no aumento da concentração de algumas dessas variáveis na água; o maior aporte de matéria orgânica decorrente da vegetação ciliar ali existente; as características químicas do solo e a proximidade do mar. Alguns autores citam que a qualidade da água em microbacias hidrográficas em condições naturais é resultante de inúmeros processos, sendo dependentes da geologia, regime de chuvas da região, condições hidráulicas do curso d'água, além de fatores naturais e antrópicos que ocorrem no interior dessas áreas que devem ser observados conjuntamente (ALVES; CASTRO, 2003; BRAGA et al., 2005; LIMA, 1993; VON SLERLING, 2005).

Concentrações menores de OD na MB 2 podem estar relacionados às concentrações de matéria orgânica presentes na água, neste caso, observadas em função pela variável carbono orgânico (CO) e às baixas velocidades do curso d'água que não favorecem a oxigenação. A matéria orgânica presente no meio hídrico pode consumir o OD, aumentando conseqüentemente a DQO, como pode ser observado na MB 2, e explicado por alguns autores (PALMA-SILVA et al., 2007; MOURA et al., 2010).

As concentrações de sólidos suspensos (SS) e turbidez na MB 2 também apresentaram maiores médias quando comparada às demais microbacias. Como já discutido, as características hidráulicas do curso hídrico dessa microbacia, podem ter favorecido no incremento dessas variáveis. Entretanto, pelo fato dessas variáveis serem consideradas importantes indicadores de perda de solo, possivelmente associado às operações

desenvolvidas no interior da microbacia, torna-se necessário o monitoramento delas conforme explica Lima e Zakia (2006).

A variável ferro apresentou-se com maiores médias na MB 4. O maior teor de ferro encontrado foi na coleta de amostragem de referência (Atividade 1) desta microbacia ($11,40 \text{ mg L}^{-1}$), isso leva presumir que as atividades desenvolvidas não alteraram na concentração dessa variável, uma vez que, menores concentrações foram evidenciadas sob execução das atividades silviculturais e eventos de chuva. Outro fato é que as atividades desenvolvidas no interior das microbacias não utilizam esse elemento como base de insumos, ficando a contribuição exclusivamente ao solo da microbacia, como evidenciado por Câmara e Lima (1999).

Na MB 3 as variáveis temperatura e pH apresentaram maiores médias quando comparada às demais microbacias. O aumento da temperatura, neste caso, está influenciado única e exclusivamente pela fonte de radiação solar, devido as características de abertura do dossel da vegetação ciliar, como ressaltam alguns autores (CETESB, 2008; LIMA; ZAKIA, 2006). Já as maiores médias de pH na MB 3 podem estar relacionadas às características do solo da microbacia, logo a caracterização dos solos mostrou que a referida microbacia possui a maior média.

A MB 1 quando comparada as demais microbacias, apenas a variável nitrato alcançou maiores valores médios. Tal fato pode estar aliado à decomposição de material orgânico da própria vegetação ciliar, uma vez que o curso hídrico dessa microbacia não possui interferência de atividades antrópicas que pudessem cooperar com o aumento da concentração dessa variável. Destaca-se também, que nos talhões da MB 1 durante o monitoramento não foi desenvolvida nenhuma atividade de adubação nitrogenada que fomentasse os resultados observados.

Quando se compara as alterações das variáveis de qualidade de água da amostragem de referência (Atividade 1) com as demais amostragens que representam as atividades desenvolvidas nas microbacias, verifica-se que na MB 1 as variáveis Ferro, CO, clor, Sulf e SS apresentaram concentrações superiores aos da referência na atividade 3 (limpeza de cepas e primeiro

combate a formiga). Já as variáveis S, Cl, Alca e DQO tiveram maiores concentrações na atividade 4 (primeiro combate a formiga), enquanto que apenas a dureza de cálcio apresentou maior concentração para atividade 2 (abertura de estrada, colheita e transporte), mas não muito superior aos apresentados nas atividades 3 e 4 (limpeza de cepas e primeiro combate a formiga; primeiro combate a formiga, respectivamente). Como já discutido, essas variações podem estar relacionadas ao processo natural das águas da microbacia, afinal as atividades monitoradas (2, 3 e 4) não possuem meios que possam contribuir na variação de tais variáveis. A ocorrência da variável cor com maior concentração na coleta de referência, coleta sem atividade e sem evento de chuva, pode elucidar a afirmação anterior.

Na MB 2, comparando os resultados encontrados aos da referência, observa-se que as variáveis ferro, Cl, amônia e alcalinidade apresentaram maiores concentrações para a atividade 7 (colheita). As elevadas concentrações do elemento ferro, após o corte do eucalipto, foram observadas por Câmara e Lima (1999) e Grayson et al. (1993). Segundo estes autores citados anteriormente, o aumento na concentração dessas variáveis pode estar associado ao transporte de substâncias húmicas, derivadas da decomposição da biomassa que permaneceu sobre o solo após a colheita. Todavia é importante salientar, que como as áreas de preservação permanentes às margens dos cursos d'água dessas microbacias são conservadas, esse transporte pode ter acontecido mais subsuperficialmente do que por escoamento superficial.

Diversos autores citam a atividade de colheita, por ter maiores interferências na área, como a principal atividade silvicultural associada às alterações de qualidade de água, normalmente sobre as características físicas, como é o caso dos sólidos suspensos e turbidez (GRAYSON et al., 1993; CÂMARA; LIMA, 1999; ENSIGN; MALLIN 2001; LIMA; ZAKIA, 2006), muito embora não tenha sido possível evidenciar a afirmação dos autores, tanto na MB 2 quanto na MB 4 que passaram por essa atividade.

A variável enxofre foi a única na atividade 6 (primeiro combate a formiga e abertura de estradas) da MB 2 que apresentou maior teor, mas não

distante do resultado da amostragem de referência. Na atividade 4 (primeiro combate a formiga), apenas as variáveis CO e DQO apresentam concentrações maiores, mas próximo das já observados em pelo menos uma coleta da mesma microbacia hidrográfica. O Cloreto e a cor exibiram concentrações maiores na atividade 5 (roçada), com as mesmas considerações feitas anteriormente. Câmara e Lima (1999) ressaltam que a variabilidade das características químicas e físicas de qualidade das águas, como observado neste estudo, podem estar relacionadas, além do aspecto da cobertura florestal, às demais características da microbacia, como o tipo de solo, o relevo e as variáveis climáticas, que devem ser consideradas na interpretação das respostas às operações silviculturais sob a qualidade das águas. A colocação dos autores torna-se coerente quando se observa que nessa microbacia o sulfato, sólidos dissolvidos e turbidez apresentaram maiores concentrações na coleta de referência, momento em que não havia atividade sendo desenvolvida e nem acontecido evento de chuva.

Na MB 3, foram evidenciados maiores concentrações para as variáveis ferro, Cl e Cloreto na atividade 15 (adubação de terceiro mês) quando comparada as demais amostragens das atividades e de referência. A adubação de terceiro mês contendo N-P-K pode ter contribuído para a elevação da concentração de algumas variáveis, entretanto, este estudo não foi possível encontrar evidências suficientes que a comprovasse.

As variáveis amônia e OD alcançaram maiores concentrações na amostragem da atividade 13 (capina química pós-plantio), enquanto que CO, Sulfato e temperatura na atividade 12 (segundo repasse a formiga) da MB 3. A variável cor apresentou maiores concentrações na atividade 9 (eliminação química da cepa, capina química pré-plantio, subsolagem com adubação, limpeza da linha de plantio). Em seguida, as variáveis DQO, SD e turbidez apresentaram maiores concentrações na atividade 8 (primeiro combate a formiga, capina química pré-plantio e eliminação química da cepa). Não foi possível relacionar o acréscimo na concentração das variáveis descritas anteriormente às atividades desenvolvidas, pois, não há indícios suficientes que comprovem que essas atividades possam promover esse aumento, fato a

se observar que a variável enxofre obteve maior concentração na coleta de referência, quando comparado às demais.

Na MB 4 observa-se maiores concentrações para as variáveis CO, DQO, SD e turbidez destacaram-se na amostragem da atividade 7 (colheita). Os resultados encontrados nessa microbacia para as variáveis SD e turbidez corroboram com a colocação de alguns autores, como já relatado anteriormente, que citam que a atividade de colheita pode auxiliar no aumento de algumas variáveis relacionadas aos sólidos na água. No entanto, é importante lembrar que as atividades 5 (roçada) e 7 (colheita) aconteceram nas MB's 2 e 4, entretanto, não foi possível observar coincidência de altas concentrações para as variáveis turbidez e SD nas duas MB's, o que reforça que as variáveis podem ter um comportamento diferente em microbacias sobre o mesmo uso do solo.

A atividade 4 (primeiro combate a formiga) foi desenvolvida nas MB's 1 e 2. Analisando as concentrações das variáveis monitoradas nessas microbacias, apenas a DQO apresentou maiores concentrações médias para essa atividade nas duas microbacias. As altas concentrações para essa variável na MB 1 e MB 2 podem estar relacionadas ao acúmulo de material orgânico nas águas das microbacias, como pode ser comprovado nas maiores concentrações de CO das mesmas. As maiores concentrações de CO pode ser proveniente da vegetação ciliar dessas MB's 1 e 2 em avançado estágio de regeneração e não explorada, respectivamente, não sendo possível, dessa forma, atribuir a alta concentração de CO às atividades desenvolvidas.

Quando se compara as concentrações das variáveis à resolução CONAMA 357/05 para rios classe 2, é possível verificar que algumas variáveis encontram-se fora do limite estabelecido e apresentam-se em destaque na Tabela 15 para facilitar a observação. Destacam-se dentre essas variáveis, o Cu, Fe, P, Cor, OD e pH. A intensidade de precipitação também apresenta-se em destaque quando apresentou valores maiores que a condutividade hidráulica do solo das microbacias.

As altas concentrações do elemento cobre (Cu) também foram evidenciadas por Campello et al. (2005) quando buscavam verificar se as

atividades existentes no entorno de uma unidade de conservação, afetavam os cursos de água do parque da Floresta Nacional de São Francisco de Paula no Rio Grande do Sul. Para os referidos autores é importante monitorar essa variável, pois em elevadas concentrações pode ocasionar morte de peixes por asfixia.

Quanto aos teores de ferro (Fe) foi detectada uma elevada concentração desse elemento para todas as coletas realizadas, sem exceção. Câmara e Lima (1999) também detectaram elevados teores de ferro quando buscavam evidenciar os efeitos das atividades florestais, sobre a hidrologia da microbacia experimental do Tinga, em São Paulo. Os autores supracitados atribuíram tal aspecto às características dos solos da microbacia estudada, classificados como Latossolos vermelho-escuro e vermelho-amarelo. No presente estudo os solos foram classificados como Argissolo Amarelo e Latossolo Amarelo, entretanto, pode-se considerar válida a citação dos autores por não ter outra fonte de contribuição a essa variável a não ser a dos solos.

A concentração de fósforo (P) apresentou-se em desacordo com a legislação ($>0,03 \text{ mg L}^{-1}$ para ambientes lênticos) apenas na microbacia 2 na atividade 7 (colheita) em uma época com baixa ocorrência de precipitação. Andrade et al. (2008) também encontraram altos teores de P em áreas de floresta, principalmente na época de estiagem. Estes autores citam que, essa elevada concentração pode estar possivelmente associado, ao acúmulo de material orgânico como folhas, galhos e troncos no leito do curso d'água dessas microbacias. A opinião exposta pelos autores, faz sentido, ao passo que a MB 2 foi a que apresentou maiores resultados de CO, variável que indicadora de matéria orgânica.

Dessa mesma forma, Guimarães et al. (2010) avaliando os impactos da atividade de silvicultura sobre a qualidade dos recursos hídricos superficiais, encontraram concentrações de fósforo total iguais ou acima do limite ($>0,1 \text{ mg L}^{-1}$ para ambientes lóticos classe 1) em pelo menos uma das amostragens realizadas, inclusive nas áreas com influência predominante de mata nativa, o que pode estar relacionado com o material orgânico provido da própria vegetação ciliar.

McKergow et al. (2003) monitorando a vegetação ciliar e a retenção de nutrientes por ela, por cerca de 10 anos, em uma bacia ao oeste da Austrália, constataram, que, a preservação das APP's contribuiu para uma redução de fósforo (P) na água, principalmente o transportado via sedimento. Tal fato pôde ser constatado no presente estudo, visto que, todas as MB's possuem APP's preservadas. Neste sentido, Rocha et al. (2004) acreditam que microbacias com maiores proporções de vegetação produzem água de melhor qualidade. Chaves e Santos (2009) acrescentam que não apenas a proporção, mas a posição das áreas preservação influenciam na qualidade da água, no caso deste estudo as APP's de curso d'água.

Por outro lado, no nordeste da Austrália Hopmans e Bren (2007) monitorando três microbacias hidrográficas ocupadas por eucalipto nas margens dos rios, ou seja, sem APP's de curso d'água, observaram que, com a aplicação de fosfato a uma taxa de 100 kg de P ha⁻¹ na plantação de pinus em áreas cima às do eucalipto, aumentou os níveis de P na água superficial a partir de 0,002 mg L⁻¹ para 0,010 mg L⁻¹, o que não foi observado neste estudo durante atividades de adubação.

A variável cor apresentou-se acima do limite da legislação apenas na MB 2 durante todo o período monitorado, inclusive na coleta de referência. De acordo com Von Sperling (2005) os sólidos dissolvidos (como pôde ser observado maiores médias na MB 2) interferem também na coloração das águas, principalmente em microbacias agrícolas.

O OD apresentou-se abaixo do limite da legislação na maioria das amostragens observadas. Tal fato também foi observado por Guimarães et al. (2010) quando investigavam os impactos da atividade da silvicultura sobre a qualidade da água. Para Carvalho (2000), a alta concentração de matéria orgânica aliado a baixas velocidades do curso d'água pode levar ao maior consumo de oxigênio do meio. Isso pode ser observado na MB 2 que possui na média as maiores taxas de CO e menores concentrações de OD, além de possuir características lânticas.

Arcova e Cicco (1999) também evidenciaram menores concentrações de OD em microbacia com menor declividade, como é o caso da MB 2. Ao

contrário Palma-Silva et al. (2007) estudando o rio Corumbataí em São Paulo, observaram que maiores declividades levam à reoxigenação das águas, provavelmente devido a turbulência nesses trechos. Maiores concentrações de matéria orgânica (CO) em áreas eucalipto também foram encontrados por Bueno (2005), todavia, deve-se levar em consideração também, o efeito das APP's sobre a contribuição da MO da água.

O pH, também apresentou concentrações fora dos limites estabelecidos pela legislação, em pelo menos uma amostragem de cada microbacia. Tal fato também foi constatado por Guimarães et al. (2008; 2010) e pode ser ocasionado pela acidez natural dos solos das microbacias.

Os valores de pH e OD encontrados neste estudo também foram próximos dos observados por Braccialli et al. (2007; 2009) em lagos da floresta de recreação e educação ambiental de São Paulo. Os referidos autores afirmam, que a degradação da matéria orgânica também pode ser um fator determinante na diminuição da concentração de OD e dos valores de pH no ambiente mais profundo, uma vez que, a degradação do conteúdo orgânico consome OD e produz alguns ácidos orgânicos.

Quanto às variáveis denominadas agroquímicas, neste estudo, representadas pelo glifosato (princípio ativo do herbicida utilizado) e pela sulfluramida (princípio ativo da isca formicida), não apresentaram concentrações acima do limite de detecção do método analítico empregado.

Aracruz (2003; 2004) monitorando uma microbacia experimental ocupada por plantios de eucalipto de diferentes idades, realizou duas campanhas sendo uma no mês de fevereiro e outra em dezembro dos referidos anos, na mesma região do presente estudo e não evidenciou concentrações de sulfluramida e glifosato acima do limite de detecção do método do equipamento que era de $50 \mu\text{g L}^{-1}$. Também, em uma campanha extra realizada posteriormente, quando foram analisadas as variáveis glifosato e sulfluramida em água, solo e sedimentos, não foram detectadas concentrações dos princípios ativos de agrotóxicos em concentrações acima do limite mínimo de detecção dos respectivos métodos de determinação. Por meio das concentrações encontradas no presente estudo reforçadas pelos dados de

Aracruz (2003; 2004) é possível admitir que seja pouco provável que os compostos dos princípios ativos cheguem aos cursos d'água, visto que a meia vida curta dos compostos e a proteção das APP's podem favorecer para que a contaminação não aconteça.

Estudos em solos brasileiros mostraram que, no caso do glifosato, a meia-vida têm se mostrado curta, variando de 8 a 9 dias para argissolo vermelho-amarelo de textura média e de cerca de 12 dias para latossolo argiloso (GALLI; MONTEZUMA, 2005), demonstrando, que a persistência desse herbicida nas condições de solos tropicais, em geral, é muito curta (ARAÚJO et al., 2003).

No setor florestal, ensaios conduzidos em Oregon, EUA, por Newton et al. (1984), analisaram a presença do glifosato no solo e na água. Os autores observaram que a partir do quarto dia de aplicação, os níveis de concentração do herbicida caíam abaixo do limite de detecção do método (0,025 ppm). Nesse propósito, no presente estudo, o fato de esperar um evento de chuva acontecer para se realizar a coleta, pode ter contribuído para a degradação dos compostos, já que, esses eventos aconteceram, muitas vezes, alguns dias depois da aplicação do herbicida. Outro fato importante observado neste estudo, de modo geral para praticamente todas as variáveis de qualidade de água analisadas, foi o papel incontestável das APP's de curso d'água, elas foram decisivas no amortecimento do impacto das atividades silviculturais sobre as variáveis.

As diferentes intensidades de precipitação, que acima da condutividade hidráulica do solo causaria escoamento superficial, aparentemente não afetaram as concentrações das variáveis de qualidade da água. Alguns autores consideram que o observado no presente estudo, pode estar relacionado a preservação das APP's das MB's monitoradas, que por sua vez intensificam a retenção, diminui e filtra o escoamento superficial (SLIVA et al., 2001; TUCCI, 2004; McKERGOW et al., 2003; LIMA, 2008; BARROS et al., 2010).

Coelho et al. (2011) observaram que a qualidade físico-química da água é preponderantemente influenciada pelas características de ocupação do solo da zona ripária, e que o menor escoamento superficial terá consequências

sobre a qualidade da água, pois diminui a erosão e lixiviação do solo na bacia, além da erosão no próprio leito do curso d'água em decorrência das menores vazões. Para Mankin et al. (2007) e Ensign e Mallin (2001), o desenvolvimento de florestas na área ripária, funcionando como área tampão, tem sido muito recomendado para implementar a qualidade da água superficial.

5.2. ANÁLISE DA MATRIZ DE CORRELAÇÃO E TESTE DE ADEQUACIDADE (KMO)

As variáveis glifosato, sulfluramida e fosfato não entraram na matriz de correlação por se manterem constantes e abaixo do limite de detecção do equipamento em todas as análises. As durezas de cálcio e magnésio também não entraram, pois, por serem calculadas a partir das concentrações dos elementos cálcio e magnésio apresentariam colinearidade com esses elementos.

O teste KMO apresentou índice igual a 0,781, demonstrando que pode ser aplicado o modelo de análise de fatores sem nenhuma restrição. As variáveis que contribuíram para a adequacidade do modelo à AF foram: Mg, Na, Clor, CE e Cor. As demais mostraram alta correlação parcial o que reduz o índice calculado, mas mesmo assim foram consideradas na AF para fins exploratórios.

Por meio da Tabela 16, verificam-se em destaque, as variáveis analisadas que apresentaram correlação igual ou acima de 0,7, considerada moderada a forte.

Tabela 16. Matriz de Correlação (coeficientes de correlação de Pearson) entre as variáveis em estudo

	Ca	Fe	K	Mg	Na	S	Cl	Clor	Nitr	Sulf	Alca	CE	Cor	OD	SS
Ca	1,00														
Fe	0,46	1,00													
K	0,48	0,40	1,00												
Mg	0,63	-0,08	0,30	1,00											
Na	0,34	-0,23	0,49	0,72	1,00										
S	0,44	-0,02	0,27	0,53	0,46	1,00									
Cl	0,66	0,52	0,21	0,20	-0,05	0,03	1,00								
Clor	0,41	-0,26	0,44	0,80	0,86	0,19	0,03	1,00							
Nitr	-0,59	-0,52	-0,83	-0,19	-0,12	-0,12	-0,33	-0,25	1,00						
Sulf	0,19	-0,28	0,06	0,58	0,46	0,77	-0,25	0,32	0,08	1,00					
Alca	0,77	0,35	0,26	0,43	0,18	0,05	0,85	0,34	-0,42	-0,15	1,00				
CE	0,65	-0,18	0,41	0,94	0,80	0,43	0,19	0,90	-0,29	0,47	0,48	1,00			
Cor	0,53	0,01	0,53	0,84	0,56	0,42	0,09	0,73	-0,55	0,47	0,30	0,81	1,00		
OD	-0,42	0,02	-0,24	-0,75	-0,33	-0,35	-0,17	-0,53	0,20	-0,53	-0,15	-0,65	-0,76	1,00	
SS	0,52	0,93	0,37	0,04	-0,19	0,20	0,46	-0,27	-0,49	-0,10	0,25	-0,11	0,10	-0,09	1,00

Observa-se correlações altas e positivas entre as variáveis CE-Na (0,80), CE-Clor (0,90) e CE-Mg (0,94). Resultados semelhantes foram encontrados por Girão et al. (2007) e Andrade et al. (2007a) estudando qualidade da água na região litorânea do Ceará. Os autores explicam que as essas altas correlações são esperadas, uma vez que a CE expressa a quantidade de sais presentes na água. McNeil et al. (2005) avaliando as características químicas da água e sua variação espacial na Austrália, identificou que o sódio é o principal cátion presente nas águas, sendo a localização geográfica o principal agravante, ou seja, corpos hídricos mais próximos ao litoral, podem apresentar valores de sais dissolvidos maiores, devido à intrusão salina pelos ventos (VON SPERLING, 2005).

Em ambientes aquáticos de regiões tropicais, a condutividade elétrica relaciona-se mais à composição geoquímica e às condições de seca e chuva do que com o estado trófico (ESTEVES, 1998), além disso, Carvalho et al. (2000) explicam que a condutividade da água aumenta à medida que mais sólidos dissolvidos são adicionados. Isso foi notado na relação direta da relação CE-Cor (0,81).

As altas correlações formadas entre o Mg-Na (0,72), Mg-Clor (0,80) e Na-Clor (0,0,86) pode ser devido às elevadas concentrações de carbonatos, como verificado nos carbonos inorgânicos. Águas com elevadas concentrações de carbonatos há tendência para a precipitação do cálcio e do magnésio, sob a forma de carbonatos, aumentando, assim, a concentração de sódio, devido sua maior solubilidade em relação aos carbonatos de cálcio e magnésio (HOLANDA; AMORIM, 1997, apud FRANCELENO et al., 2002).

A correlação negativa entre o Nitr-K (-0,83) e a baixa correlação entre Nitr-P (-0,35) contradiz algumas pesquisas que relacionam o uso de fertilizantes nitrogenados, fosfatados e potássicos na agricultura e os aumentos da concentração desses elementos na água (BLINKLEY et al., 1999; BRITO et al., 2006; MENEZES et al., 2009; LUCAS et al., 2010; MOURA et al., 2010; BARROS et al., 2011). Alguns autores (SLIVA; WILLIAMS, 2001; LIMA, 2008; BARROS et al., 2010) atribuem tal fato a retenção desses compostos à preservação das APP's, neste caso as de curso d'água.

A correlação positiva entre Cor-Mg (0,84) e Cor-Clor (0,73) pode ser explicada em Cetesb (2008), por esses compostos inorgânicos ser capazes de possuir as propriedades e os efeitos de matéria em estado coloidal, interferindo na passagem da luz.

O Fe-SS (0,93) apresentou correlação positiva. Deve-se destacar a influência da presença do ferro na coagulação e floculação de sólidos dissolvidos. As águas que contêm ferro caracterizam-se por formar flocos geralmente pequenos, ditos como “pontuais” (CETESB, 2008).

Grayson et al. (1993) monitorando os impactos das operações silviculturais sobre a qualidade da água em duas microbacias hidrográficas na Austrália, observaram que as variáveis turbidez, sólidos suspensos totais e Fe, estavam fortemente correlacionados ($r > 0,90$). Neste caso, os autores atribuíram a forte correlação à operação de colheita, entretanto no presente monitoramento realizado não foi possível evidenciar o observado pelos autores.

A relação positiva entre a Alca-Ca (0,77) e Alca-Cl (0,85) é caracterizada pelo fator do Alcalinidade da água ser formada pelos bicarbonatos (HCO_3^-) e carbonatos (CO_3^{2-}), componentes básicos dos carbonos inorgânicos (CI) como citado em Von Sperling (2005).

Quanto a relação OD-Mg (-0,75), Von Sperling (2005) afirma que os cátions bivalentes, como é o caso do Mg^{2+} , em concentrações elevadas, aumenta o consumo de oxigênio, sendo representada pela menor incidência de espuma na água. Já OD-Cor (-0,76) pode ser devido a elevada cor da água que dificulta a penetração dos raios solares e conseqüentemente menor produção de oxigênio pelas algas, diminuindo a contribuição fotossintética de oxigênio dissolvido (CETESB, 2008).

A relação entre S-Sulf (0,77) já era esperada, pois o sulfato (SO_4^{2-}) é um variante do elemento enxofre (S).

5.3. ANÁLISE DOS COMPONENTES PRINCIPAIS (ACP)

Seguem apresentados na Tabela 17, os números de componentes extraídos, os autovalores, a proporção de variância retida por cada

componente, os autovalores acumulados e a variância acumulada nos componentes. Nota-se que um modelo com quatro primeiros componentes foi adequado para representar 70% ou mais da variância acumulada das variáveis, conforme também realizado por outros autores quando estudaram qualidade da água (ANDRADE et al., 2005; ANDRADE et al., 2007b; ANDRADE et al., 2007a; BRITO et al., 2006; GIRÃO et al., 2007; MOURA et al., 2010).

Tabela 17. Estimativas dos autovalores da matriz de correlação (R) e variância retida pelos componentes

Componentes	Autovalores	Variância unitária (%)	Autovalores Acumulados	Variância acumulada
1	7,905	31,622	7,905	31,622
2	4,633	18,533	12,539	50,155
3	3,894	15,576	16,433	65,731
4	1,843	7,371	18,276	73,102
5	1,548	6,193	19,824	79,295
6	1,188	4,753	21,012	84,048
7	1,103	4,412	22,115	88,461

Os quatro primeiros componentes foram suficientes para explicar 73,1% da variância total das 25 variáveis analisadas na ACP. Verifica-se, que a primeira componente explicou 31,622%, a segunda 18,533%, a terceira 15,576% e a quarta 7,371% da variância total dos dados. Resultados semelhantes foram encontrados por Andrade et al. (2007a) ao pesquisarem os fatores antrópicos e naturais que determinam a qualidade das águas superficiais na Bacia do Baixo Acaraú no estado do Ceará pelo emprego da técnica de AF/ACP.

Campello et al. (2005) analisando a qualidade das águas da floresta de São Francisco de Paula no Rio Grande do Sul, utilizou os dois primeiros componentes para explicar 61,2% da variância total dos dados. Da mesma forma, Haase e Possolli (1993) obtiveram com um modelo de dois componentes 79,1% de explicação total dos dados de qualidade de água, sendo 50,4% pelo primeiro e 28,7% pelo segundo.

Um modelo de três componentes foi utilizado por Almeida e Schwarbord (2003) para explicar apenas 50,79% da variância das 13 variáveis analisadas. Similarmente, Andrade et al. (2007b), estudando os fatores

determinantes da qualidade da água no Alto Acaraú no Ceará obtiveram bons resultados com três componentes, sendo 39,81% de variância total no primeiro, 29,22% no segundo e 19,16 para o terceiro, reduzindo de 26 variáveis analisadas para 16. Nesse ínterim, Toledo e Nicolella (2002) a fim de avaliar a qualidade da água em microbacias agrícolas sob diferentes usos do solo para compor um IQA, encontraram que os três primeiros fatores explicaram 71% da variância dos dados.

Brito et al. (2006), objetivando a classificação das fontes hídricas superficiais na bacia do rio Salitre na Bahia, avaliou que três componentes explicavam 86,92% e 71,25% da variância total acumulada, nos períodos de chuvas e sem chuvas, respectivamente. Analogamente, Girão et al. (2007) selecionando IQA's no rio Jaibas no Ceará, verificaram que três componentes atendiam ao seu estudo com 80,19% de variância total e 37,57%, 30,87% e 11,75% de variância unitária para cada um dos três componentes, nessa ordem.

Lopes et al. (2009), propondo um índice de sustentabilidade no perímetro irrigado do Baixo Acaraú, no Ceará, usando a técnica ACP, necessitou das cinco primeiras componentes para explicar respectivamente 20,77; 16,53; 15,64; 13,12 e 13,06% da variância total dos dados, concentrando, assim, em cinco dimensões 79,14% das 27 variáveis analisadas e reduzindo-as para 12 apenas.

Um modelo com oito componentes, foi esboçado por Moura et al. (2010), quando relacionaram a qualidade da água e o uso e ocupação do solo na bacia do Gama em Brasília, explicando juntas 70,88% da variância dos dados, reduzindo de 24 variáveis estudadas para apenas 8.

5.4. CARACTERIZAÇÃO DOS FATORES DETERMINANTES DA QUALIDADE DA ÁGUA

Na Tabela 18 estão apresentados os números de componentes com autovalor superior a um, as cargas fatoriais finais rotacionadas pelo método *Varimax* normalizada, os autovalores, as comunalidades e a variância unitária e

total de cada um dos componentes. Nota-se que as comunalidades são altas para todas as variáveis apresentadas, assim sendo, a maior parte da variância para cada uma das variáveis é explicada pelos sete fatores comuns. Exemplificando, no caso da variável cálcio, as comunalidades encontradas foram de 93,9%, indicando que 93,0% da variação dessa variável é explicada pelos fatores comuns.

Tabela 18. Matriz das cargas fatoriais rotacionadas pelo algoritmo *Varimax* nos sete componentes principais, comunalidades associadas, autovalores e variância unitária

Variáveis	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	Comunalidades
Ca	0,334	0,488	-0,013	0,661	0,333	0,193	-0,059	0,939
Cu	0,347	0,200	0,513	0,150	-0,076	0,369	0,338	0,703
Fe	-0,254	0,858	0,039	0,243	-0,088	0,141	-0,145	0,909
K	0,483	0,651	0,460	0,030	0,112	-0,166	0,014	0,909
Mg	0,767	0,002	-0,144	0,306	0,419	0,170	-0,233	0,962
Na	0,733	-0,121	0,341	0,060	0,439	0,118	0,063	0,882
P	0,576	-0,048	0,179	0,447	0,052	0,024	0,542	0,864
S	0,171	0,132	0,001	0,055	0,926	-0,112	-0,063	0,924
Zi	0,148	0,034	0,131	-0,026	-0,190	0,917	0,104	0,928
Cl	-0,088	0,287	0,031	0,910	-0,070	-0,074	-0,173	0,960
CO	0,740	-0,080	-0,073	-0,351	-0,089	0,187	0,123	0,740
Clor	0,935	-0,126	0,118	0,174	0,096	0,108	0,025	0,955
Nitr	-0,385	-0,798	-0,164	-0,152	0,084	0,189	-0,086	0,885
Sulf	0,322	-0,100	-0,295	-0,187	0,802	-0,174	-0,169	0,938
Amon	0,461	0,033	0,025	0,699	-0,068	-0,216	0,345	0,874
Alca	0,217	0,181	0,121	0,897	-0,042	0,091	-0,047	0,912
CE	0,845	-0,039	-0,031	0,351	0,340	0,133	-0,029	0,973
Cor	0,861	0,270	-0,152	0,089	0,193	-0,135	-0,188	0,937
DQO	0,586	-0,067	-0,458	0,185	0,042	-0,210	0,045	0,640
OD	-0,619	-0,119	0,461	-0,118	-0,179	0,085	0,433	0,850
SS	-0,225	0,873	-0,079	0,199	0,105	0,121	-0,103	0,895
SD	0,260	-0,027	-0,640	-0,048	0,546	-0,091	0,068	0,791
Temp	-0,161	-0,129	0,097	-0,143	-0,130	0,109	0,882	0,880
Turb	-0,336	0,525	-0,669	0,102	0,342	0,003	-0,016	0,964
pH	-0,186	0,252	0,735	0,304	0,037	0,051	0,241	0,792
Autovalores	6,304	3,496	2,070	3,571	2,686	1,521	2,467	
Variância unitária (%)	25,218	13,983	8,282	14,285	10,743	6,083	9,867	

A rotação dos eixos possibilitou a melhor identificação dos fatores, redistribuindo as cargas fatoriais entre os coeficientes mais próximos de 1 e -1.

Destacam-se em cada fator da Tabela 18, os valores maiores, menores ou iguais a 0,7. É válido lembrar que os autovalores e a variância unitária

sofreram uma redistribuição entre os fatores quando rotacionados; porém a soma da variância acumulada e os autovalores acumulados permanecem iguais, em 88,461% e 22,115, respectivamente.

Os fatores que compõem a qualidade da água foram extraídos usando o método de ACP sobre a matriz de correlação (R). Para analisar de maneira eficaz as variáveis que mais representam a qualidade da água em fatores, utilizou-se para tanto, as recomendações de Cruz e Regazzi (1997).

Assim sendo, descartam-se os fatores 5, 6 e 7 representados pelas variáveis enxofre (S) e sulfato (Sulf), zinco (Zn) e temperatura (Temp), respectivamente. Nesta lógica, segundo o significado ambiental as variáveis de qualidade de água (CETESB, 2008), nota-se que realmente as variáveis descartadas representam pouco a qualidade da água analisada. De certo, a temperatura do curso hídrico é influenciada única e exclusivamente pela radiação solar e as demais variáveis pela influência dos atributos de química do solo.

Com o propósito de caracterizar os fatores, baseou-se nas cargas das variáveis para tentar compreender o significado de cada fator e nomeá-los. Desse modo, no fator 1 destaca-se as altas correlações formadas pelas variáveis Mg (0,76), Na (0,73), CO (0,74), Clor (0,93), CE (0,84) e Cor (0,86) caracterizando-o como “**fator mineral**” por expressar uma maior associação às variáveis indicadores de enriquecimento por íons solúveis com pesos elevados.

Os resultados deste estudo foram semelhantes aos encontrados por Andrade et al. (2007b) no primeiro fator, coincidindo as variáveis Mg, Na, CE e Clor. Já Andrade et al. (2007a) encontram as mesmas variáveis além da dureza, no quarto fator. Girão et al. (2007) encontraram no primeiro fator correlação positiva com o Ca^{2+} , Na^{2+} e a RAS, e o nomearam em mineral devido a mineralização das águas no semiárido do nordeste do Brasil, por ser um fator importante na determinação de sua qualidade. Almeida e Schwarboard (2003) encontraram na primeira componente os variáveis cloretos e alcalinidade e atribuíram esse aumento às atividades industriais existentes próximas as estações de coleta.

Brito et al. (2006) classificando fonte hídricas em épocas de chuva e sem chuva, encontraram no fator um variáveis também relacionadas à salinidade das águas, sendo Cl^- , Na, SO_4 ; no período sem chuvas, as variáveis mais significativas foram Dureza total, HCO_3^- e Mg, embora as demais tenham também expressiva contribuição.

O segundo fator correlacionou-se positivamente com as variáveis Fe (0,85) e SS (0,87) e pode ser caracterizado como “**fator sólido**”. Como já apresentado em tópicos anteriores por Cetesb (2008), o fato do ferro e sólidos suspensos se apresentarem na mesma componente está relacionado ao processo de floculação causado pelo carbonato ferroso a materiais sólidos presentes na água provenientes do carreamento do solo tornando-os pequenos flocos.

Andrade et al. (2007a) encontraram valores próximos aos observados para seu primeiro fator e afirmam que essa maior carga de sólidos, possivelmente, tem sua origem no escoamento superficial das áreas agrícolas e nos depósitos de resíduos sólidos existentes próximos aos cursos d'água.

O transporte de sedimentos, refletido nas variáveis cor, turbidez, sólidos suspensos e o pH, foi evidenciado por Andrade et al. (2007b) no terceiro fator, caracterizando o escoamento superficial das áreas agrícolas e clima. Almeida e Scwarboard (2003) evidenciaram no segundo componente o fator sólidos e julgaram a possibilidade à maior precipitação durante as coletas.

No terceiro fator, apenas a variável pH apresentou forte correlação positiva (0,73). Esse fator pode ser denominado como “**fator acidez**” possivelmente relacionado à acidez dos solos da microbacias, certamente o único contribuinte. Almeida e Scwarbord (2003) relatam que a variação do pH pode ser considerado um fator sazonal preponderante, representado pela variação na pluviosidade.

No quarto fator encontram-se positivamente correlacionadas as variáveis carbono inorgânico (CI) (0,91) e alcalinidade (0,89), sendo nomeada como “**fator pedológico**”. Esse fator recebeu essa denominação, devido os principais constituintes da alcalinidade ser os bicarbonatos (HCO_3^-), carbonatos (CO_3^{2-}) e hidróxidos (OH^-), sendo os bicarbonatos e carbonatos os elementos

formadores do carbono inorgânico originário da dissolução de rochas carbonatadas (VON SPERLING, 2005). Moura et al. (2010) acrescentam que essas variáveis podem representar indicadores geoquímicos e físico-químicos.

Andrade et al. (2007b) detectou elementos que favoreciam a alcalinidade na água, como a própria alcalinidade do bicarbonato e o cálcio, além de outros em seu primeiro fator e concluiu, portanto, que fica evidente o intemperismo dos componentes geológicos do solo sobre essas variáveis.

Coerente ao autor citado anteriormente, Brito et al. (2006) denominaram o fator dois de alcalinidade, em estudo de classificação de fontes hídricas na bacia do rio Salitre na Bahia, agregando as variáveis HCO_3 , Dureza total, Mg, CO_3 e Fe no período de chuva e Na, RAS e Cl no período sem chuva.

5.5. ALTERAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DURANTE AS ATIVIDADES

Por meio da Figura 5 e com auxílio da Tabela 19, nota-se que o agrupamento ocorreu, em muitos casos, obedecendo a uma sequência temporal e espacial das amostragens da água, coletadas após a realização de uma atividade (números eixo das abscissas do dendograma) e eventos de chuva. Isto permite inferir, que a qualidade da água nas microbacias monitoradas sofreu alteração temporal (dentro da mesma microbacia) e espacial (entre as microbacias próximas), podendo-se pressupor que as atividades desenvolvidas dentro das microbacias influenciaram pouco ou quase nada na qualidade da água.

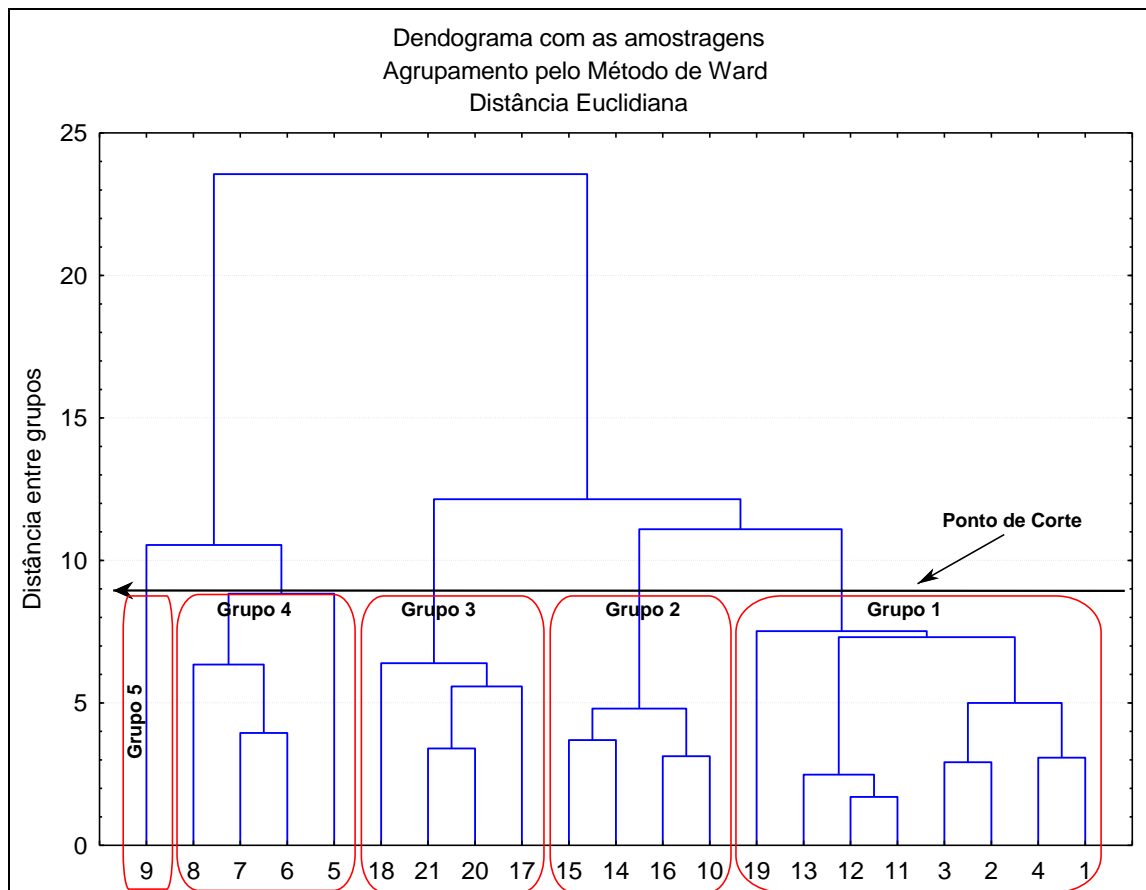


Figura 5. Dendograma dos grupos formados com as amostragens das atividades desenvolvidas nas microbacias no eixo das abscissas.

Tabela 19. Grupos formados, as amostragens, as Intensidades de Precipitação (IP), as datas de coleta, as microbacias hidrográficas (MB) monitoradas e a descrição das atividades desenvolvidas

Grupos	Amostragens	IP	Data	MB	Atividade	Descrição da atividade ou operação silvicultural
1	11	60,96	04/01/12	3	8	Primeiro combate a formiga, Capina química pré-plantio, Eliminação química da cepa
	12	6,10	06/01/12	3	9	Eliminação química da cepa, capina química pré-plantio, Subsolação com adubação, Limpeza da linha de plantio
	13	45,72	13/01/12	3	10	Subsolação com adubação e plantio
	2	15,24	17/02/12	1	2	Abertura de estradas, Colheita e transporte
	3	3,05	07/03/12	1	3	Limpeza de cepas e Primeiro combate a formiga
	4	30,48	19/03/12	1	4	Primeiro combate a formiga
	1	0,00	25/01/12	1	1	Referência
2	19	56,88	04/01/12	4	7	Colheita
	10	0,00	05/06/12	3	1	Referência
	16	30,48	19/03/12	3	13	Capina química pós-plantio
	14	15,24	17/02/12	3	11	Plantio
3	15	3,05	07/03/12	3	12	Segundo repasse a formiga
	20	7,11	09/05/12	4	14	Primeiro combate a formiga, Capina química pré-plantio, Eliminação química da cepa, limpeza da linha de plantio, Subsolação com adubação e plantio
	21	12,19	13/06/12	4	5	Roçada
	17	9,14	15/05/12	3	15	Adubação 3º mês
4	18	0,00	05/06/12	4	1	Referência
	6	24,38	17/02/12	2	5	Roçada
	7	42,67	07/03/12	2	4	Primeiro combate a formiga
	8	42,67	20/03/12	2	6	Primeiro combate a formiga e abertura de estradas
5	5	0,00	04/01/12	2	1	Referência
	9	9,14	09/04/12	2	7	Colheita

As atividades apresentadas na Tabela 19 seguem uma ordem crescente de similaridade, ou seja, a distância entre o grupo formado pela ligação da atividade 11 e 12 é mais semelhante (possui a menor distância euclidiana), que o estágio formado entre 4 e 1 no mesmo grupo, o mesmo segue para os demais atividades grupos.

Por meio da Tabela 20 e como ilustra a Figura 5, detecta-se que o **grupo 1** foi formado basicamente pela MB 1 e 3 localizadas próximas, como pode ser visualizado no Figura 1 na parte metodológica deste trabalho.

Dentro do grupo 1, observa-se ainda, que as amostragens 11, 12 e 13 (MB 3) obedeceram uma sequência cronológica (04/01/12, 06/01/12 e 13/01/12, respectivamente), assim como também pode ser registrado nas amostragens 2, 3, 4 e 1 (MB 1) com as seguintes datas de amostragem 17/02/12, 07/03/12, 19/03/12 e 25/01/12, respectivamente. A presença da amostragem 19 da MB 4 incluída no grupo 1 é coerente, pois essa coleta foi realizada no mesmo dia que a amostragem 11 da MB 3 (04/01/12) e próxima das amostragens da MB 1, reforçando a hipótese de agrupamento temporal da qualidade da água. Outro fato a ser observado no grupo 1, foi a incoerência do agrupamento das amostragens desse grupo com as diferentes IP's registradas para cada uma delas. Em suma, pode-se afirmar que os fatores relacionados ao clima, como o decréscimo na frequência de precipitação, e a preservação das APP's influenciaram, indubitavelmente, mais que as atividades desenvolvidas no interior de cada microbacia monitorada.

Ahtiainen e Huttunen (1999) observaram em estudo que, quando há áreas de preservação permanente, os teores de os sólidos suspensos, fósforo total, fosfato ou nitrogênio, não aumentaram em resposta as atividades desenvolvidas na bacia hidrográfica. Vancley (2009) salienta que, as florestas plantadas oferecem evidências suficientes sobre a redução do escoamento superficial e a forma de gerir essas plantações, pode beneficiar a longo tempo a quantidade e a qualidade da água.

O **grupo 2** foi formado em sua totalidade pelas atividades restantes da MB 3. Pode-se destacar nesse grupo, levando em consideração a ordem crescente de similaridade, que a amostragem 10 (última coleta da MB 3 dia

05/06/12), foi mais similar com a amostragem 16 (antepenúltima coleta da MB 3 dia 19/03/12), demonstrando período sequente. Ainda nesse grupo, vê-se a ligação entre a amostragem 14 e 15 (em coletas sequentes, dias 17/02/12 e 07/03/12) ao estágio formado pelas amostragens 10 e 16.

O **grupo 3**, formado pelas amostragens da MB 4 e pela penúltima da MB 3 (amostragem 17), corroborou com o observado nos demais grupos, quando comparado à sequência temporal das amostragens 20 e 21 (dias de coleta 09/05/12 e 13/06/12) e amostragens 17 e 18 da MB 4 (dias de coleta 15/05/12 e 05/06/12). Semelhantemente aos demais grupos foi observado no **grupo 4**. Contudo, vale observar que neste grupo, as amostragens apresentaram maiores distâncias entre os estágios. Isso se deve ao fato da MB 2 possuir maior variabilidade da qualidade da água como já discutido e argumentado no tópico 5.1 neste estudo.

A amostragem 9 (última da MB 2, dia 09/04/12) formou sozinha o **grupo 5** por consequência, como já abordado anteriormente, por ter sido a última coleta nessa MB e por se aproximar da época de estiagem, apresentava baixo nível do curso d'água e em virtude disso, apresentou qualidade da água inferior. Moura et al. (2010) detectaram uma dispersão nos valores da concentração das variáveis de qualidade de água, em função da precipitação e redução da vazão dos cursos d'água, obedecendo à uma função temporal e espacial, utilizando a análise de agrupamento para relacionar o uso do solo e qualidade da água na Bacia do Gama, no Distrito Federal. Entretanto, no presente estudo, observa-se, como já discutido, que as diferentes IP's não influenciaram na formação dos grupos.

Quanto a relação declividade e variabilidade na qualidade das águas como foi observado na MB 2, Fernandes et al. (2010) mostraram utilizando a análise de agrupamento como suporte à gestão qualitativa da água, que o efeito da declividade na velocidade do escoamento das águas, favorecem uma significativa concentração dos constituintes iônicos. Gastaldini e Mendonça (2001) salientam ainda, que a variabilidade dos atributos determinantes da qualidade das águas é definida pelas condições naturais do clima, da

geomorfologia e geoquímica do ambiente, bem como pelo uso e ocupação do solo.

McNeil et al. (2005), estudando por meio da análise de agrupamento dados de qualidade de água superficial de cerca 30 anos de coleta, encontraram concentrações relativamente elevadas para o cloreto de sódio e magnésio, e baixas para cálcio e sulfato. Descobriram ainda, que a localização geográfica tem um maior impacto sobre os principais cátions e ânions. A colocação dos autores pode ser aceita também para o presente estudo.

Brito et al. (2006), utilizando a análise de agrupamento com o intuito de classificar as fontes hídricas superficiais da BH do rio Salitre na Bahia, observaram que a mudança de classes das barragens/açudes entre os períodos, como consequência na melhoria da qualidade das águas, está associada ao carreamento de sais do solo para as fontes hídricas, proporcionando maior concentração de solutos no início do período das chuvas. Como as precipitações pluviométricas ocorridas nessa região foram suficientes para que a água armazenada nesses reservatórios atingisse a cota máxima do sangradouro, ocorreu renovação das águas dessas fontes, melhorando sua qualidade.

Entretanto, levando-se em conta o efeito da precipitação e margens de rios desprotegidas, de maneira oposta, Almeida e Schwarzbord (2003) em estudo sobre a avaliação sazonal da qualidade das águas do Arroio da Cria Montenegro no Rio Grande do Sul, alegaram que a subdivisão entre os grupos formados no estudo deles, relacionou principalmente com um aumento de sólidos em suspensão, devido a maior pluviosidade no período que antecedeu as coletas.

Guimarães et al. (2008) comparando os resultados obtidos no monitoramento em talhões de diferentes idades de reflorestamento com áreas de mata nativa, concluíram, preliminarmente, que a atividade de silvicultura não interfere de forma considerável na qualidade das águas superficiais. Por outro lado, em um trabalho semelhante na mesma região, Guimarães et al. (2010) identificaram que o cultivo de pinus em microbacias com relevo acentuado proporciona maior perda de sedimentos e nutrientes do solo.

5.6. FORMULAÇÃO DE UM ÍNDICE DE QUALIDADE DAS ÁGUAS (IQA)

Seguem apresentados na Tabela 20, os valores das variáveis padronizadas (q_i) correspondentes a cada coleta em cada microbacia em ordem cronológica do monitoramento. Calculou-se um IQA para cada uma das microbacias estudadas a fim de confrontar os resultados das amostragens e as intensidades das precipitações a esse valor numérico sintetizado ao longo do monitoramento.

Tabela 20. Variáveis de qualidade de água padronizadas (*qi*) utilizadas no cálculo do Índice de Qualidade de Águas (IQA) de cada microbacia hidrográfica (MB) seguida das datas de coleta e atividades monitoradas (Ativ)

MB	Ativ	Data	Variáveis											
			CE	Cor	Clor	Nitr	Mg	Alca	Na	Cl	CO	Fe	pH	SS
1	1	25/01	-0,58	-0,53	-0,59	1,3	-0,3	-0,57	-0,26	0,16	-0,8	-0,67	-1,16	-0,61
	2	17/02	-0,27	-0,7	-0,32	1,53	0,09	-0,47	-0,51	-0,84	0,6	-0,66	-0,41	-0,72
	3	07/03	-0,69	-0,62	0,03	1,4	-0,2	-0,55	-0,21	-0,49	1,26	-0,34	-0,41	-0,34
	4	19/03	-0,65	-0,61	-0,44	1,63	-0,24	-0,33	-0,27	0,19	-0,84	-0,69	-0,28	-0,5
2	1	04/01	1,12	0,5	0,09	1,03	1,59	-0,42	0,68	-0,27	-0,01	-0,48	-1,63	0,33
	5	17/02	1,96	2,21	2,15	-1,24	1,67	-0,2	1,5	-0,85	1,84	-0,36	-0,72	-0,12
	4	07/03	1	2,07	1,75	-1,24	1,13	-0,45	1,37	-0,78	2,08	0,03	-0,77	0,03
	6	20/03	1,12	1,81	0,41	-0,99	1,52	0,18	0,81	-0,02	0,27	-0,11	0,06	0,33
	7	09/04	2,31	1,3	1,81	-1,15	1,93	3,58	0,79	3,35	0,05	0,49	0,38	0,56
3	8	04/01	-0,42	-0,66	-0,49	0,94	-0,78	-0,28	-0,73	-0,42	-0,68	-0,22	0,71	-0,42
	9	06/01	-0,38	-0,36	-0,49	0,2	-0,62	0,08	-0,46	-0,42	-0,74	-0,09	1,05	-0,65
	10	13/01	-0,46	-0,55	-0,63	0,1	-0,8	-0,26	-0,71	0,04	-0,65	-0,16	1,57	-0,5
	11	17/02	0	-0,77	-0,01	-0,09	-0,42	-0,08	-0,14	-0,86	0,46	-0,65	0,19	-0,57
	12	07/03	-0,34	-0,47	0,22	-0,28	-0,59	-0,08	0,33	-0,95	1,67	-0,58	0,56	-0,57
	13	19/03	-0,34	-0,63	-0,23	0,03	-0,72	-0,16	0,04	-0,31	-0,75	-0,71	0,56	-0,57
4	15	15/05	0,12	-0,6	0,86	-0,12	-0,23	-0,01	0,98	0,64	-0,86	0,12	-0,59	-0,5
	1	05/06	-0,19	-0,42	-0,25	-0,33	-0,54	-0,43	1,07	-0,02	-0,83	-0,38	0,95	-0,19
	7	04/01	-1,69	-0,44	-1,81	-0,51	-1,68	-1,21	-2,82	-0,44	-0,54	0,1	-2,21	0,18
	14	09/05	-0,69	-0,02	-0,93	-1,24	-0,38	1,72	-1,04	1,33	-0,73	1,97	0,77	1,09
	1	05/06	-0,92	-0,53	-1,13	-0,99	-0,41	-0,05	-0,42	0,95	-0,8	3,39	1,37	3,73
	5	13/06	-1,23	-0,33	-1,44	-0,91	-0,81	0,02	-1,65	0,8	-0,86	0,45	-0,28	1,09

Utilizando a Equação 10 apresentada no item metodologia deste estudo e com base na matriz de cargas fatoriais (autovalores), calcularam-se os valores de (w_i) para cada uma das variáveis da Tabela 20. A soma de todos os pesos (w_i) ponderados a cada variável é igual a um conforme Tabela 21.

Tabela 21. Matriz de cargas fatoriais das variáveis rotacionadas pelo algoritmo *varimax* nos quatro componentes principais selecionados e os pesos w_i das variáveis

Variáveis	Componentes extraídas				Pesos (w_i)
	C1	C2	C3	C4	
Clor	0,935	-0,126	0,118	0,174	0,1533
Cor	0,861	0,270	-0,152	0,089	0,1547
CE	0,845	-0,039	-0,031	0,351	0,1548
Mg	0,767	0,002	-0,144	0,306	0,1367
CO	0,740	-0,080	-0,073	-0,351	0,0722
Na	0,733	-0,121	0,341	0,060	0,1241
Fe	-0,254	0,858	0,039	0,243	0,0568
Nitr	-0,385	-0,798	-0,164	-0,152	-0,1480
SS	-0,225	0,873	-0,079	0,199	0,0529
pH	-0,186	0,252	0,735	0,304	0,0562
Cl	-0,088	0,287	0,031	0,910	0,0913
Alca	0,217	0,181	0,121	0,897	0,1323
Somatório componentes - P_i	3,96	1,56	0,74	3,03	1,00
Autovalores (Raiz Caract) - F	6,30	3,50	2,07	3,57	
Variância unitária (%)	25,22	13,98	8,28	14,28	
Variância Acumulada (%)	25,22	39,20	47,48	61,77	

Para efeito de demonstração, calculou-se com base na Equação 10 o peso w_i para a variável cloreto (clor), como segue abaixo:

$$w_{\text{clor}} = \frac{(F_1 \times P_{\text{clor}}) + (F_2 \times P_{\text{clor}}) + (F_3 \times P_{\text{clor}}) + (F_4 \times P_{\text{clor}})}{(F_1 \times \sum_{1}^{12} P_i) + (F_2 \times \sum_{1}^{12} P_i) + (F_3 \times \sum_{1}^{12} P_i) + (F_4 \times \sum_{1}^{12} P_i)}$$

$$w_{\text{clor}} = \frac{(6,30 \times 0,935) + (3,5 \times -0,126) + (2,07 \times 0,118) + (3,57 \times 0,174)}{(6,30 \times 3,96) + (3,5 \times 1,56) + (2,07 \times 0,74) + (3,57 \times 3,03)}$$

$$w_{\text{clor}} = 0,1533$$

Observam-se na Tabela 21 as variáveis para cálculo do IQA deste estudo juntamente com os respectivos pesos, mostrando os que influenciam

mais acentuadamente na composição do índice de qualidade de água (IQA). A *priori* foram obtidos os maiores pesos nas variáveis relacionadas à concentração salina na água, destacando pela ordem as variáveis: CE, Cor, Clor, Mg, Alca, Na e Nitr com peso negativo. A CE foi a variável que apresentou maior peso, corroborando com a hipótese de ser um indicador de sais na água, como os cátions de sódio e magnésio e os ânions de cloreto. Tundisi (1999) explica que alguns íons podem estar associados à alteração da condutividade elétrica da água, como observado neste estudo.

Costelloe et al. (2005), monitorando a salinidade das águas do Neales-Peake, um rio efêmero da árida bacia do Lago Eyre na Austrália, observaram uma variabilidade espacial e temporal, sendo atribuída à introdução salina pelos ventos.

Nesse mesmo propósito, Leite (1994), estudando a concentração de cálcio e magnésio em águas fluviais originárias de microbacias com diferentes agroecossistemas, constatou que em ecossistemas menos ocupados com lavouras, as concentrações de cálcio e magnésio estavam relacionadas à composição química dos solos predominantes. No presente estudo, a baixa concentração de Ca e Mg nas águas pode estar associada ao solo, logo, não há outro fator que venha a influenciar tanto sobre esses elementos, que são muitas vezes repostos via calagem.

Andrade et al. (2005), propondo um IQA para a parte baixa da bacia do rio Trussu, no Ceará, encontraram maiores pesos para as variáveis que compõem a salinidade, sendo elas o sódio, razão de adsorção de sódio (RAS), CE e Cloreto. Como no presente trabalho, os autores supracitados também encontraram pesos menores para Nitrato e pH, variáveis indicadoras de matéria orgânica no curso hídrico.

Toledo e Nicolella (2002), por sua vez, estudando microbacias sob uso do solo agrícola e urbano, encontraram pesos mais elevados para as variáveis indicadoras da poluição orgânica na água, sobretudo para as variáveis nitrato, turbidez, amônio, sólidos totais e fósforo total. Isso pode ser explicado segundo os autores por dois motivos principais: os efluentes urbanos de uma cidade

próxima e o escoamento superficial das áreas agrícolas que contribuem para o aumento na carga de fósforo, amônia e materiais orgânicos na água analisada.

Logo em seguida à CE, apresenta-se a cor, que é condicionada na água pelos sólidos dissolvidos que também podem favorecer no aumento da condutividade elétrica das águas (CARVALHO et al., 2000).

Ainda de acordo com a Tabela 21, denota-se que as variáveis relacionadas à presença de componentes orgânicos na água apresentaram pesos inferiores aos demais, a saber, o CO, SS e pH, destacando o nitrato que por possuir peso alto e negativo, quando inserido no cálculo irá reduzir os valores de IQA, contribuindo para representação de índices de melhor qualidade de água. A contribuição negativa por alguma variável também foi observado por Toledo e Nicolella (2002), porém para o estudo desses autores foi observado a variável OD.

Quanto ao cloreto, esse indicou o terceiro maior peso. Von Sperling (2005) explica que todas as águas naturais, em maior ou menor escala, contêm íons resultantes da dissolução de minerais. Os cloretos (Cl^-) são advindos da dissolução de sais como, por exemplo, o cloreto de sódio. Explica ainda, que outro fator responsável pela origem natural pode estar relacionado à intrusão salina na água, a ação dos ventos. A colocação desse autor faz sentido, pois as microbacias ficam a uma distância não superior a 10 km do mar, em especial a MB 2 que possuía o ponto de coleta à 500 m do mar e teve as maiores médias dessa variável.

Quanto às demais variáveis, a alcalinidade, o Cl e o pH estão todos basicamente relacionados aos mesmos constituintes na água, como já mencionado em tópicos anteriores, da mesma forma pode citar o CO e a relação entre Fe e o SS.

O índice calculado para este caso, haja vista, irá refletir maior sensibilidade à concentração salina nas águas e menor sensibilidade à composição orgânica. Isso faz sentido, visto que, os pontos de coleta das microbacias situavam-se em áreas de preservação permanente e distantes de residências e de criação de animais confinados, excluindo assim, possíveis impactos antrópicos por cargas orgânicas.

Outro fator que confirma o relacionado anteriormente, é que o nitrato, um dos principais causadores de poluição remota (VON SPERLING, 2005), apresentou peso alto e negativo, contribuindo para valores de IQA próximos de zero ou até mesmo negativos, o que neste método indica melhor qualidade de água.

Andrade et al. (2005) explicam que o fato do indicador refletir maior sensibilidade à concentração salina, ocorre porque segundo a análise da componente principal, a grande variabilidade dos dados das águas estudadas é explicada pela componente 1, que está relacionada com os sais presentes na água.

O IQA da NSF (*National Sanitation Foundation*), um dos mais utilizados no mundo para comparar qualidade de água, utiliza como variáveis mais relevantes as relacionadas às cargas de matéria orgânica na água, como o OD, coliformes fecais, pH, DBO, nitrato e fósforo total, com os respectivos pesos 0,17; 0,15; 0,12; 0,10; 0,10 e 0,10. Decerto, tais variáveis irão refletir principalmente os impactos antrópicos no curso hídrico, não levando em consideração outros aspectos como foi avaliado neste estudo.

Os valores de IQA calculados para cada amostragem em cada MB, ao longo do monitoramento, seguem apresentados na Figura 6.

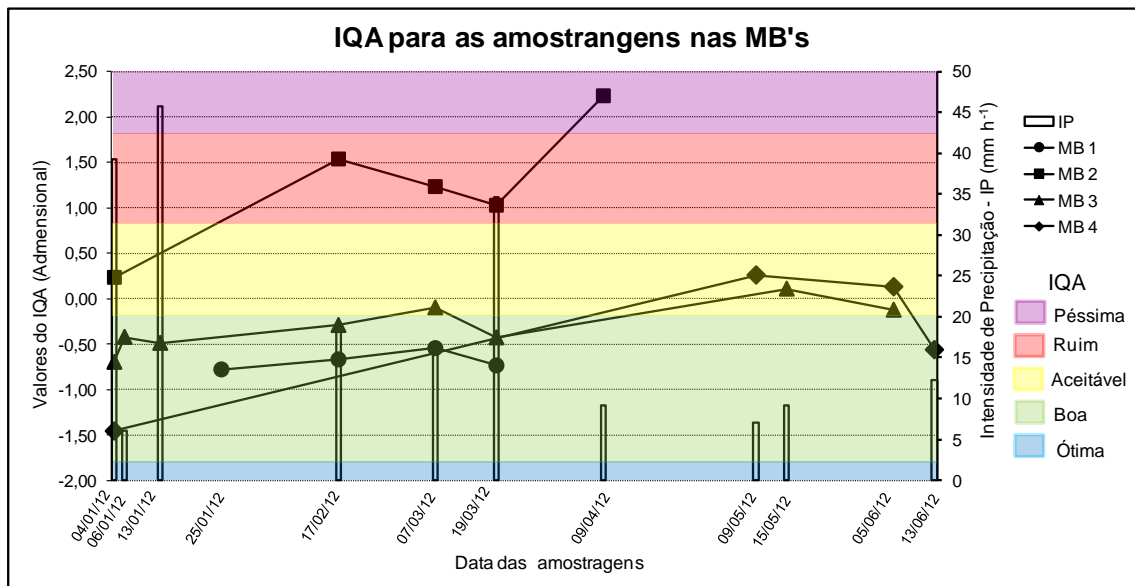


Figura 6. Distribuição dos valores do Índice de Qualidade de Água (IQA) nos pontos de amostragens das quatro microbacias hidrográficas (MB's) estudadas.

Com base na Figura 6, é possível observar uma tendência à degradação da qualidade da água e conseqüentemente um aumento dos valores de IQA nas microbacias ao passo que se aproxima a estação da seca. Resultados próximos aos observados foram constatados por Andrade et al. (2005) no rio Trussu no Ceará, registrando o pior índice na estação seca. Segundo estes autores, o enriquecimento de sais e o decréscimo de nutrientes na água deteriora sua qualidade, alterando o IQA.

Classificando as MB's por qualidade de água, o índice deixa evidente que a MB 2 apresenta uma variação maior na qualidade da água, saindo da classe "aceitável" na primeira coleta, passando pela "ruim" nas coletas seguintes e na última classificando-se como "péssima". Essa variação pode ser também comprovada pelo maior desvio padrão apresentado na Figura 7, o que confere a MB 2 qualidade de água inferior quando comparada às demais.

Observa-se também por meio das Figuras 6 e 7, que os valores de IQA variaram pouco na MB1, permanecendo ao longo de todo monitoramento na classificação considerada "boa".

A MB 3 no início nas primeiras coletas apresentou índices próximos à MB 1, classificado a qualidade da água como "boa", exceto para a quinta coleta que aproximou da classe "aceitável". Contudo, ao final do monitoramento

houve uma deterioração da qualidade da água desta MB, o que a fez apresentar índices maiores, terminando o monitoramento na classificação “aceitável”.

A MB 4 no início do monitoramento exibiu na primeira coleta classificação “boa”, mas nas duas coletas seguintes a qualidade da água classificou-se em “aceitável”, voltando a classificação “boa” na última coleta. O fato desta MB ter evoluído na qualidade da água, pode ter sido provavelmente ao evento de chuva que antecedeu esta coleta. Ainda verifica-se por meio da Figura 7 que a MB 4 exprimiou, como a MB 2, altos desvios padrões quando comparado às demais, isso confirma a alta variação na qualidade das águas desta MB.

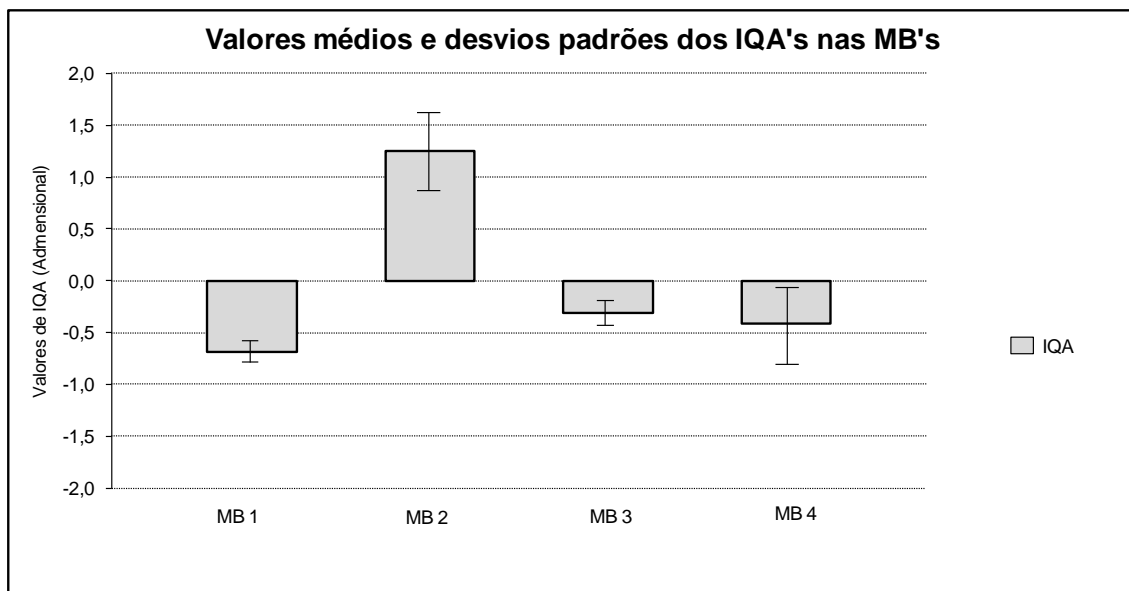


Figura 7. Valores médios e desvios padrões do IQA nas amostragens das quatro microbacias monitoradas.

Alguns fatores podem ter sido responsáveis pela variação temporal na quantidade de água das microbacias monitoradas, deixando mais concentrados os constituintes na massa d' água e consequentemente variando o IQA. Dentre alguns, pode-se destacar a pequena área de contribuição das microbacias, a declividade, a profundidade do solo e o consumo de água pelas espécies arbóreas das APP's devido o estágio de avançado de regeneração e as condições do clima.

Quanto ao clima, Andrade et al. (2005) evidenciaram variações temporais nos valores de IQA's calculados e argumentam que a concentração dos sais no período seco e a diluição no período das chuvas causam conseqüentemente uma variação nos valores de IQA. Bordalo et al. (2001), quando estudaram a qualidade das águas do rio Bangpakong no leste da Tailândia também evidenciou valores similar ao observado neste estudo. Ao contrário do observado neste estudo, Almeida e Schwarzbald (2003) utilizando IQA da *NSF*, constataram a baixa qualidade da água quando o nível do rio se encontrava nas maiores cotas, e devia-se à influência exercida por variáveis como turbidez, sólidos totais em suspensão e pH. Os resultados encontrados pelos autores citados anteriormente é típico de bacias hidrográficas que possuem pouca ou nenhuma área de preservação, principalmente as de cursos d'água, cuja principal função dessas áreas é reter os sólidos providos da perda de solo transportados até os cursos d'água via escoamento superficial durante as chuvas intensas.

No que se refere ao tamanho da microbacia, Almeida e Schwarzbald (2003) monitoraram uma microbacia com cerca de 9600 ha muito maior que as monitoradas no presente estudo. Para Meybeck et al. (1996 apud TOLEDO; NICOLELLA, 2002) o intervalo dos eventos climáticos e as alterações na qualidade da água estão diretamente relacionada ao tamanho das microbacias. O exposto pelos autores confirma o observado pelos autores o no presente estudo.

As variáveis relativas às concentrações de sais na água, neste estudo, foram as mais relevantes e comprovou-se que a qualidade da água decresce na época de menores intensidades de precipitação. Segundo Lucas et al. (2010) na época de estiagem existe uma concentração de solutos e elementos minerais como o sódio em função da redução da vazão. Meireles et al. (2007) salientam, que em alguns casos as concentrações de sais chegam a impedir o uso da água para consumo humano e agricultura, principalmente no período de estiagem, quando ocorre diminuição do escoamento e elevadas temperaturas na região.

Para este estudo, em particular, o peso apresentado pelo nitrato, indicou favorecer os resultados de índice calculado. Srinivasan et al. (2003) acreditam, que caso a vegetação nativa encontrasse bastante degradada, em épocas das altas taxas de pluviosidade, poder-se-ia registrar o aumento nas concentrações de nitrato, seja uma consequência do carreamento de materiais das camadas superficiais do solo. Entretanto, o ilustrado pelos autores não foi observado nas áreas monitoradas pelo presente estudo.

Resultados de IQA diferentes foram encontrados em estudo de Zonta et al. (2008) nas águas do rio Alegre, no sul do estado do Espírito Santo. Estes autores observaram uma pequena deterioração na qualidade das águas nos meses de chuva, devido ao aumento da turbidez e da DBO nas águas estudadas, na qual a qualidade variou de ruim a média.

Da mesma forma, Carvalho et al. (2000) também constataram uma variação sazonal na qualidade das águas do ribeirão do Feijão e do Ribeirão da Onça em São Paulo, registrando melhora no inverno. Os autores atribuem essa variação sazonal à precipitação, que, além de diluir a concentração de resíduos, aumentou o escoamento superficial do solo, demonstrando redução da qualidade da água por meio de um IQA.

Diferentes dos valores encontrados neste estudo, Fernandes et al. (2011) ao avaliarem a qualidade da água da microbacia Glória (RJ), encontraram concentrações de sódio menores na época de chuva, devido à diluição dos sais na época chuvosa.

Toledo e Nicolella (2002) utilizando o mesmo método deste trabalho justificam que, como o IQA representa uma variável estatística, com contribuições preponderantes das variáveis primárias, as variações do IQA mostram-se bastante associadas às alterações da qualidade da água, ao contrário de estudar isoladamente cada variável.

A análise numérica dos valores de IQA permitiu a elaboração de um índice que suplantasse a avaliação das águas superficiais, resultantes de um monitoramento tanto espacial, quanto temporal das médias das variáveis de qualidade de água coletadas em microbacias. Com base nessa avaliação foi

possível determinar as microbacias, bem como a época do ano, de pior e melhor qualidade de água.

6. CONCLUSÕES

Os resultados apresentados neste trabalho conduziram às seguintes conclusões:

1. Dentre todas as variáveis analisadas, as mais sensíveis à variação das atividades silviculturais desenvolvidas, que afetam a qualidade da água das microbacias hidrográficas, neste estudo foram: Mg, Na, Carbono Orgânico, Cloreto, CE, Cor, Fe, Nitrato, Sólidos Suspensos, pH, Carbono Inorgânico e Alcalinidade, sendo portanto, as melhores indicadoras dos impactos dessas atividades;
2. Os principais fatores que interferem a qualidade das águas nas microbacias hidrográficas foram: o fator mineral relacionado à salinidade, o fator sólidos relacionados aos sólidos suspensos na água, o fator acidez relacionado a acidez dos solos e o fator pedológico relacionado aos carbonos inorgânicos do solo;
3. A água das microbacias hidrográficas monitoradas sofreu uma redução na qualidade a medida que diminuiu a frequência das precipitações pluviométricas, e;
4. O Índice de Qualidade de Água (IQA) proposto mostrou-se eficiente para comparar a qualidade das águas das microbacias hidrográficas monitoradas e pode ser utilizado para classificar as águas, ao invés de se estudar isoladamente cada variável.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AHTIAINEN, M.; HUTTUNEN, P. Long-term effects of forestry managements on water quality and loading in Brooks. **Boreal Env. Res.**, Helsinki, v. 4, p. 101-114, jun./ 1999.

ALMEIDA, M. A. B.; SCHWARZBOLD, A. Avaliação sazonal da qualidade das águas do Arroio da Cria Montenegro, RS com aplicação de um Índice de Qualidade de Água (IQA). **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 8, n. 1, p. 81-97, jan./mar. 2003.

ALVES, J. M. P.; CASTRO, P. T. A. Influência de feições geológicas na morfologia da bacia do rio do tanque (MG) baseada no estudo de parâmetros morfométricos e análise de padrões de lineamentos. **Revista Brasileira de Geociências**, Curitiba, v. 33, n. 2, p.117-124, jun. 2003.

AMARANTE JUNIOR, O. P. de.; SANTOS, T. C. R. dos.; BRITO, N. M.; RIBEIRO, M. L. Glifosato: propriedades, toxicidade, usos e legislação. **Química Nova**, v. 25, n. 4, p. 589-593, 2002.

ANDRADE, E. M. de; ARAÚJO, L. F. P.; ROSA, M. F.; DISNEY, W.; ALVES, A. A. B. Seleção dos indicadores da qualidade das águas superficiais pelo emprego da análise multivariada. **Revista Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.27, n.3, p.683-690, set./dez. 2007a.

_____. 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, nov./dez., 2007b.

_____. MEIRELES, A. C. M.; ALEXANDRE, D. M. B.; PALÁCIO, H. A. Q.; LIMA, C. A. Investigação de mudanças do status salino do solo pelo emprego de análise multivariada. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, v. 15, n. 4, p. 410–415, 2011.

_____. PALÁCIO, H. A. Q.; CRISÓSTOMO, L. A.; SOUZA, I. H.; TEIXEIRA, A. S. Índice de qualidade de água, uma proposta para o vale do rio Trussu, Ceará. **Revista de Ciência Agronômica**, Ceará, v. 36, n. 2, p. 135-142, maio/ago. 2005.

_____. SILVEIRA, S. S.; AZEVEDO, B. M. de; Investigação da Estrutura Multivariada da Evapotranspiração na Região Centro Sul do Ceará pela Análise de Componentes Principais. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. Porto Alegre, v. 8, n. 1, p. 39-44, jan./mar. 2003.

ANDRADE, N. L. R.; SANCHES, L.; PINTO JÚNIO, O. B.; DIAS, C. A. A.; NOGUEIRA, J. S. Macro-nutrientes no lençol freático em Floresta Intacta, Floresta de Manejo e Pastagem no norte de Mato Grosso. **Acta Amazonica**, Manaus, v.38, n.4, p.667-672, 2008.

ANDRÉASSIAN, V. Waters and forests: from historical Controversy to scientific debate. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 291, p. 1-27. 2004.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20th. APHA, 2005.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS – ASTM. **Standard test method of accelerated laboratory test of natural decay resistance of woods**. In: Annual book of ASTM standards. ASTM: West Conshohocken, 2005.

ARACRUZ. **Plano de monitoramento dos recursos hídricos de superfície sob influência direta das áreas de plantio de eucalipto da Aracruz Celulose S/A no extremo sul da Bahia**. Posto da Mata, outubro 1996. 7 p. (Proposta elaborada para cumprimento do Condicionante XX da Licença de Operação da Aracruz Celulose S/A, no Extremo Sul da Bahia, Resolução CEPRAM nº 1238/96).

_____. **Projeto microbacia da Aracruz**: Relatório anual das atividades realizadas em 2004. Projeto monitoramento de microbacia. 2004.

_____. **Projeto monitoramento de microbacia**: Relatório anual das atividades realizadas em 2002. Em atendimento à condicionante 3.8 da Licença de Operação 03/99 – IDAF. 2003

ARAÚJO, A. S. F.; MONTEIRO, R. T. R.; ABARKELI, R. B. Effect of glyphosate on the microbial activity of two Brazilian soils. **Chemosphere**, v. 52, p. 799-804, 2003.

ARCOVA, F. C. S.; CICCIO, V. Qualidade da água de microbacias com diferentes usos do solo na região de Cunha, Estado de São Paulo. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v.5, n.6, p.125-34, 1999.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **Água Determinação de metais – Método de espectrometria de absorção atômica por chama**: 13.810. Rio de Janeiro, 1997. 4p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores**: 9898. Rio de Janeiro, 1987. 22p.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **Water Quality for Agriculture**. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 1994. (Serie: FAO Irrigation and Drainage Papers - 29) Disponível em <<http://www.fao.org/DOCREP/003/T0234E/T0234E00.htm#TOC>>. Acesso em: 10 mar. 2012.

BARROS, R. V. G.; SOUZA, H. M. de L.; SOUZA, C. A. de. Determinação do Índice de Qualidade da Água (IQA) na sub-bacia do córrego André em Mirassol

d'Oeste, Mato Grosso. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 8, n. 3, p. 138-153, jul./set. 2011.

BARROS, Y. J.; KUMMER, L.; ORRUTÉA, A. G.; NUNES, T. MELLEK, J. E.; GOMES, M. R. J.; ANDREATTA, R. L.; FAVARETTO, N. Influência de diferentes usos e ocupações do solo na qualidade da água dos igarapés Piarara e Tamarupá, em Cacoal – RO. **Revista de Ciências Agrárias**, Manaus, v. 1, n. 53, p. 102-107, Jan./Jun. 2010.

BLINKLEY, D.; BURNHAM, H.; ALLEN, H. L. Water quality impacts of forest fertilization with nitrogen and phosphorus. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 121, p. 191-213, 1999.

BONNET, B. R. P.; FERREIRA, L. G.; LOBO, F. C. Relações entre qualidade da água e uso do solo em Goiás: uma análise à escala da Bacia Hidrográfica. **Revista Árvore**, Viçosa - MG, v. 32, n. 2, p. 311-322, 2008.

BORDALO, A. A.; NILSIMRANCHIT, W.; CHALERMWAT, K. Water quality and uses of the Bangpakong river (eastern Thailand). **Water Research**, Amsterdam, v. 35, n. 15, p. 3635- 3642, 2001.

BOLMANN, H. A.; MARQUES, D. M. Bases para a estruturação de indicadores de qualidade de águas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 5, n.1, p. 37-60, jan./mar. 2000.

BRACCIALLI, V. L.; HONDA, E. A.; NIZOLI, E. C.; GÊNOVA, K. B. Caracterização físico-química da água em reservatório situado em bacia hidrográfica florestada. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, n. 31, p. 247-251, jul. 2007.

BRACCIALLI, V. L.; MARINO JUNIOR, E.; HONDA, E. A. Caracterização físico-química da água do reservatório da floresta de recreação e educação ambiental de Assis, SP. **Revista Científica Eletônica de Engenharia Florestal**. Ano VIII, n. 13, fev. 2009.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L. **Introdução à engenharia ambiental**. 2 ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005. 318 p.

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. **Manual prático de análise de água**. 2ª ed. rev. - Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2006, 146 p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357 de 17 mar. 2005. **Diário Oficial da União** nº 053, 17 mar. 2005, seção 1, pág. 58-63. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>> Acesso em: 03 abr. 2012.

BRITO, L. T. de L.; SILVA, A. de S.; SRINIVASAN, V. S.; GALVÃO, C. de O.; GHEY, H. R. I. Uso de análise multivariada na classificação das fontes hídricas

subterrâneas da bacia hidrográfica do Salitre. **Engenharia Agrícola**, v. 26, n. 01, p. 36-44, 2006.

BUENO, L. F.; GALBIATTI, J. A.; BORGES, M. J. Monitoramento de variáveis de qualidade da água do Horto Ouro Verde, Conchal, SP. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.25, n.3, p.742-748, set./dez. 2005.

CÂMARA, C. D.; LIMA, W. L. Corte raso de uma plantação de *Eucalyptus saligna* de 50 anos: impactos sobre o balanço hídrico e a qualidade da água em uma microbacia experimental. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 56, p. 41-58, dez. 1999.

CAMPELLO, F. D.; BRAGA, C. F.; GONÇALVES, C. V.; GONÇALVES, C. S.; FUHRO, D.; SANTOS JÚNIOR, J. E. dos.; RODRIGUES, G. G.; GUERRA, T.; HARTZ, S. M. Avaliação preliminar da qualidade das águas da Floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 3, n. 1, p. 009-046, jan./dez. 2005.

CARDOSO, C. A.; DIAS, H. T. C.; SOARES, C. P. B.; MARTINS, S. V. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Rio Debossan, Nova Friburgo-RJ. **Revista Árvore**, Viçosa, v.30, n.2, p.241-248, 2006.

CARNEIRO NETO, J. A.; ANDRADE, E. M. de; ROSA, M. de F.; MOTA, F. S. B.; LOPES, J. F. B. Índice de sustentabilidade agroambiental para o perímetro irrigado Ayres de Souza. **Ciências Agrotécnicas**, Lavras, v. 32, n. 4, p. 1272-1279, jul./ago., 2008.

CARVALHO, A. P.; MORAES NETO, J. M.; LIMA, V. L. A.; SILVA, D. G. K. C. Determinação espacial e temporal do IQA do açude Soledade em Soledade-Paraíba. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 8, n. 2, p. 138 - 147, abr. / jun. 2011.

_____.; SCHLITTLER, F. H. M.; TORNISIELO, V. L. Relação da atividade agropecuária com parâmetros físico-químicos da água. **Química Nova**, v. 23, n. 5, 2000.

CASARIN, F. E.; COSTA-LEONARDO, A. M.; BUENO O. C. Avaliação em Laboratório dos Ingredientes Ativos Sulfluramida e Hidrametilnona para o Controle do Cupim Subterrâneo *Coptotermes gestroi* (Wasmann) (Isoptera: Rhinotermitidae). **Revista Brasileira de Zociências**, v. 11, n. 3, p. 219-226, 2009.

CASARIN, R.; NEVES, S. M. A. S.; NEVES, R. J. Uso da terra e qualidade da água da bacia hidrográfica Paraguai / Jauquara-MT. **Revista Geográfica Acadêmica**, Goiânia, v.2, n.1, p. 33-42, 2008.

CASTRO JUNIOR, R. M.; SOBREIRA, F. G.; BORTOLOTTI, F. D. Modelagem geoestatística a partir de parâmetros de qualidade da água (IQA- NSF) para a sub-bacia hidrográfica do rio Castelo (ES) usando sistema de informações geográficas. **Revista Brasileira de Cartografia**, n. 59/03, Dez. 2007.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas de amostragem**. Apêndice A, Série de relatórios. Secretaria de Meio Ambiente, Governo do Estado de São Paulo, 2008.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Variáveis de qualidade das águas**. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/34-variaveis-dequalidade-das-aguas---old>>. Acesso em: 10 mar. 2012.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Apresenta o Índice de Qualidade de Águas - IQA. Disponível em: <[http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/%C3%81guas-Superficiais/42-%C3%8Dndice-de-Qualidade-das-%C3%81guas-\(iqa\)>](http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/%C3%81guas-Superficiais/42-%C3%8Dndice-de-Qualidade-das-%C3%81guas-(iqa)>)>. Acesso: 31 ago. 2011.

CHAVES, H. M. L.; SANTOS, L. B. dos. Ocupação do solo, fragmentação da paisagem e qualidade da água em uma pequena bacia hidrográfica. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, Campina Grande, PB, v. 13, n. 6, p. 922–930, 2009.

COELHO, R. C. da T. P.; BUFFON, I.; GUERRA, T. Influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água: um método para avaliar a importância da zona ripária. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 6, n. 1, 2011.

CORRÊA, C. M. C.; DEDECEK, R. A. Erosão real e estimada através da RUSLE em estradas de uso florestais, em condições de relevo plano e suave ondulado. **Revista Floresta**, Curitiba, PR, v. 39, n. 2, p. 381-391, abr./jun. 2009.

COSTA, F. P. M.; NISHIYAMA, L. Utilização do Permeâmetro Guelph e Penetrômetro de Impacto em estudos de uso e ocupação dos solos em Bacias Hidrográficas. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 8, n. 24, p. 131-143, dez. 2007.

COSTELLOE, J. F.; GRAYSON, R. B.; McMAHON, T. A.; ARGENT, R. M. Spatial and temporal variability of water salinity in an ephemeral, arid-zone river, central Austrália. **Hydrol. Process**. n. 19, p. 3147–3166, 2005.

COUTO, L.; DUBÉ, F. The status and practice of forestry in Brazil at the beginning of the 21st century: A review. **The Forestry Chronicle**, Ottawa, v. 77, n. 5, p. 817-30, 2001.

CROKE, J.; WALLBRINK, P.; FOGARTY, P.; HAIRSINE, P.; MOCKLER, S.; MCCORMACK, B.; BROPHY, J. **Managing sediment sources and movement in forests: The Forest Industry and Water Quality**. Séries : Report . (Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology), 1999.

CRUZ, C. D.; REGAZZI, A. J. **Modelos biométricos aplicados ao melhoramento genético**. v. 1, 1. ed. Viçosa: Editora UFV, 1997. 309 p.

CUELBAS, L. P.; CARVALHO, S. L. de. Avaliação da qualidade da água na microbacia do córrego Campestre no município de Lins (SP). **Holos Environment**, v. 9 n. 1, p. 14-30, jan./jul. 2009.

DORES, E. F. G. de C.; DE-LAMONICA-FREIRE, E. M. Contaminação do ambiente aquático 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.

EGREJA FILHO, F. B.; MAIA, C. E.; MORAIS, E. R. C. Método computacional para correção da alcalinidade de águas para a fertirrigação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, p. 415 – 423. 1999.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. In: Reunião técnica de levantamento de solos, 10, 1979, Rio de Janeiro. **Súmula...**Rio de Janeiro, 1979. 83p.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro de Pesquisa de solos. **Levantamento generalizado e semidetalhado de solos da Aracruz Celulose S.A. no Estado do Espírito Santo e no Extremo sul do Estado da Bahia e suas aplicações aos plantios de eucalipto**. Rio de Janeiro, Embrapa Solos, 2000. 93p.

ENSIGN, S. H.; MALLIN, M. A. Stream water quality changes following timber harvest in a coastal plain swamp forest. **Wat. Res.** v. 35, n. 14, p. 3381–3390, 2001.

ESPÍRITO SANTO - Instituto Estadual de Meio Ambiente – IEMA. Sistema Integrado de Bases Georreferenciadas do Estado do Espírito Santo (GEOBASES) - Ortofotomosaico 2007/2008. Disponível em: <<http://200.140.47.75/geobasesonline/mapa.html>>. Acesso em: 09 maio 2010.

ESTEVES, F. de A. **Fundamentos de Limnologia**. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

FERNANDES, F. B. P.; ANDRADE, E. M. de; FONTENELE, S. de B.; MEIRELES, A. C. M.; RIBEIRO, J. A. Análise de agrupamento como suporte à gestão qualitativa da água subterrânea no semiárido cearense. **Revista Agroambiente (On-line)**, v. 4, n. 2, p. 86-95, jul/dez, 2010.

FERNANDES, M. M.; CEDDIA, M. B.; RAMOS, G. M.; GASPAR, A.; MOURA, M. R. Influência do uso do solo na qualidade de água da microbacia Glória, Macaé – RJ. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 8, n. 2, p. 105 - 116, abr. / jun. 2011.

FONTENELE, S. de B.; ANDRADE, E. M. de; SALGADO, E. V.; MEIRELES, A. C. M.; SABIÁ, R. J. Análise espaço-temporal da qualidade da água na parte alta da bacia do rio Salgado, Ceará. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 24, n. 3, p. 102-109, jul./set., 2011.

FRANCELINO, M. R.; FERNANDES FILHO, E. I.; RESENDE, M. Terra e água na reforma agrária do semi-árido norterio-grandense. **Agriambi**, v.6, n.1, p.183-187, 2002.

GALLI, A. J. B.; MONTEZUMA, M. C. **Glifosato**: Alguns aspectos da utilização do herbicida na agricultura. São Paulo: ACADCOM Gráfica e Editora Ltda. 2005. 67p.

GASTALDINI, M. C. C.; MENDONÇA, A. S. F. Conceitos para a avaliação da qualidade da água. In: PAIVA, J. B. D.; PAIVA, E. M. C. D. **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. 1 ed. Porto Alegre, RS: ABRH, 2001. Cap. 15, p. 428-51.

GERGEL, S. E.; TURNER, M. G.; MILLER, J. R.; MELACK, J. M.; STANLEY, E. H. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. **Aquatic Science**, v.64, p.118-128, 2002.

GIRÃO, E. G.; ANDRADE, E. M.; ROSA, M. F.; ARAÚJO, L. F. P. MEIRELES, A. C. M. Seleção dos indicadores da qualidade de água no Rio Jaibas pelo emprego da análise da componente principal. **Revista Ciência Agrônômica**, v.38, n.1, p.17-24, 2007.

GOSS, D. W.; **Weed Technol.** 1992, 6 ed., 701 p.

GRACE, J. M. Forest operations and water quality in the south. **American Society of Agricultural Engineers**, v. 48, n. 2, p. 871-880, 2005.

GRAYSON, R. B.; HAYDON, S. R.; JAYASURIYA, M. D. A.; FINLAYSON, B. L. Water quality in mountain ash forests – separating the impacts of roads from those of logging operations. **Journal of Hydrology**, v. 150, p. 459-480, 1993.

GRÜTZMACHER, D. D.; GRÜTZMACHER, A. D.; AGOSTINETTO, D.; LOECK, A. E.; ROMAN, R.; PEIXOTO, S. C.; ZANELLA, R. Monitoramento de agrotóxicos em dois mananciais hídricos no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.12, n.6, p.632-637, 2008.

GUIMARÃES, R. Z.; GONÇALVES, M. L.; MEDEIROS, S. W. A silvicultura e os recursos hídricos superficiais. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, n.56, p.79-85, jan./jun. 2008.

_____. OLIVEIRA, F. A.; GONÇALVES, M. L. Avaliação dos impactos da atividade de silvicultura sobre a qualidade dos recursos hídricos superficiais. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 38, n. 87, p. 377-390, set. 2010.

HAASE, J. POSSOLLI, S. Estudo da utilização da técnica de Análise Fatorial na elaboração de um índice de qualidade de água: comparação entre dois regimes hidrológicos diferentes. **Acta Limnológica Brasiliensis**, v. 6, n. 1, p. 245-255, 1993.

HAIR JUNIOR, J. F.; BLACK, W. C.; BABIN, B. J.; ANDERSON, R. E.; TATHAM, R. L. **Análise multivariada de dados**. Tradução de Adonai Schlup Sant'Anna e Anselmo Chaves Neto, 5. ed. Porto Alegre: Bookman, 2009. 688 p.

HOPMANS, P.; BREN, L. J. Long-term changes in water quality and solute exports in headwater streams of intensively managed radiata pine and natural eucalypt forest catchments in south-eastern Austrália. **Forest Ecology and Management**, v. 253, p. 244–261, 2007.

WILEY, J; SONS. McMASTER, M. C, **HPLC. High Performance Liquid Chromatography**. A practical user's guide. 2007.

KREJCI, L. C. Utilização de herbicidas em plantios de *Eucalyptus*. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba, v.4, n.12, p.92 – 115, set.1987.

LEITE, J. O. Variação das concentrações de P, K, Ca e Mg nas águas fluviais do agroecossistema cacauzeiro Almada, Bahia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.18, p.483-490, 1994.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas, SP: Átomo, 2005. 628 p.

LIMA, W. P. **Hidrologia Florestal aplicada ao manejo de Bacias Hidrográficas**. São Paulo: USP, 2008. 244 p.

_____. **O impacto ambiental do eucalipto**. 2 ed. São Paulo: Universidade de São Paulo, 1993, 301 p.

_____. **O impacto ambiental do eucalipto**. 2 ed. São Paulo: Universidade de São Paulo, 1996, 301 p.

_____.; ZAKIA, M. J. B. **As florestas plantadas e a água**: Implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento. São Carlos: Rima, 2006, 226 p.

_____.;_____. Indicadores hidrológicos em áreas florestais. **Série Técnica IPEF**, v. 12, n. 31, p. 53-64, abr./ 1998.

LOPES, F. B.; ANDRADE, E. M. de.; AQUINO, D. do N.; LOPES, J. F. B. Proposta de um índice de sustentabilidade do Perímetro Irrigado Baixo Acaraú, Ceará, Brasil. **Revista Ciência Agronômica**, v. 40, n. 2, p. 185-193, abr./jun, 2009.

LUCAS, A. T.; FOLEGATTI, M. V.; DUARTE, S. N. Qualidade da água em uma microbacia hidrográfica do Rio Piracicaba, SP. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 9, p. 937-943, 2010.

MANKIN, K. R.; NGANDU, D. M.; BARDEN, C. J.; HUTCHINSON, S. L.; GEYER, W. A. Grass-shrub riparian buffer removal of sediment, phosphorus, and nitrogen from simulated runoff. **Journal of the American Water Resources Association**. v. 43, n. 5, p. 1108-1116, 2007.

McNEIL, V. H.; COX, M. E.; PRED, M. Assessment of chemical water types and their spatial variation using multi-stage cluster analysis, Queensland, Austrália. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 310, p. 181-200, 2005.

McKERGOW, L. A.; WEAVER, D. M.; PROSSER, I. P.; GRAYSON, R. B.; REED, A. E. G. Before and after riparian management: sediment and nutrient exports from a small agricultural catchment, Western Australia. **Journal of Hydrology**. v. 27, p. 253–272, 2003.

_____.; PROSSER, I. P.; WEAVER, D. M.; GRAYSON, R. B.; REED, A. E. G. Performance of grass and eucalyptus riparian buffers in a pasture catchment, Western Australia, part 2: water quality. **Hydrologic Process**. v. 20, p. 2327–2346, 2006.

MEIRELES, A. C. M.; FRISCHKORN, H.; ANDRADE, E. M. Sazonalidade da qualidade das águas do açude Edson Queiroz, Bacia do Acaraú, no Semiárido cearense. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v.38, p. 25-31, 2007.

MENDIGUCHÍA, C.; MORENO, C.; GALINDO-RIANO, M.D.; GARCÍA-VARGAS, M. Using chemometric tools to assess antropogenic effects in river water a case study: Guadalquivir river (Spain). **Analytica Chimica Acta**, Amsterdam, v.515, p.143-9, 2004.

MENEZES, M. D.; JUNQUEIRA JUNIOR, J. A.; MELLO, C. R.; SILVA, A. M.; CURI, N.; MARQUES, J. J. Dinâmica hidrológica de duas nascentes, associada ao uso do solo, características pedológicas e atributos físicos-hídricos na sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Lavrinha-Serra da Mantiqueira (MG). **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v.37, n.82, p.175-184, 2009.

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, Porto Alegre, v.3, n.4, out./dez, 2002.

MOITA NETO, J. M.; MOITA, G. C. Uma introdução à análise exploratória de dados multivariados. **Química Nova**, v. 21, n. 4, 1998.

MONTEIRO, V. P.; PINHEIRO, J. C. V. Critério para Implantação de Tecnologias de Suprimentos de Água Potável em Municípios Cearenses Afetados pelo Alto Teor de Sal. **Revista Economia Rural**, Rio de Janeiro, v. 42, n. 02, p. 365-387, abr/jun 2004.

MOURA, L. H. A.; BOAVENTURA, G. R.; PINELLI, M. P. A qualidade de água como indicador de uso e ocupação do solo: bacia do Gama – Distrito Federal. **Química Nova**, n. 33, n. 1, p. 97-103, 2010.

- NEAL, C.; SMITH, C. J.; HILL, S. **Forestry Impact on upland water quality**. Wallingford: Institute of Hydrology, 1992, p. 55.
- NEWTON, M.; HOWARD, K. M.; KELPSAS, B. R.; DANHAUS, R.; LOTTMAN, C. M.; DUBELMAN, S. Fate of glyphosate in an Oregon forest ecosystem. **J. Agric. Food Chem.**, Washington, v. 32, p. 1144-51, 1984.
- NUNES, D. G.; SILVA, D. D. da.; MATOS, A. T. de. Índice de Qualidade da Água em trechos do rio Turvo Sujo, Viçosa – MG. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v.19, n. 5, p. 459-468, set./out. 2011.
- PALÁCIO, H. A. de Q.; ANDRADE, E. M. de.; LOPES, F. B.; ALEXANDRE, D. M. B.; ARRAES, F. D. D. Similaridade da qualidade das águas superficiais da bacia do Curu, Ceará. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 39, n. 9, p. 2494-2500, dez, 2009.
- PALMA-SILVA, G. M.; TAUKE-TORNISIELO, S. M.; PIÃO, A. C. Capacidade de autodepuração de um trecho do rio Corumbataí, SP, Brasil. **Holos Environment**, v.7, n.2, p.139-153, 2007.
- PETERS, N. E; MEYBECK, M. Water quality degradation effects on freshwater availability: impacts to human activities. **Water International**, Urbana, v. 25, n. 2, p. 214-21, 2000.
- PINTO, D. B. F.; SILVA, A. M. da; MELLO, C. R. de; COELHO, G. Qualidade da água do Ribeirão Lavrinha na região Alto Rio Grande – MG, Brasil. **Ciências agrotecnológicas**, Lavras, v. 33, n. 4, p. 1145 - 1152, jul./ago. 2009.
- PIRES, L. S.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; LEITE, F. P.; BRITO, L. de F. Erosão hídrica pós-plantio em florestas de eucalipto na região centro-leste de Minas Gerais. **Pesquisa agropecuária brasileira**, Brasília, v. 41, n. 4, p. 687-695, abr. 2006.
- PISSARRA, T. C. T.; POLITANO, W.; FERRAUDO, A. S. Avaliação de características morfométricas na relação solo-superfície da bacia hidrográfica do córrego Rico, Jaboticabal (SP). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.28, p.297-305, 2004.
- POLITANO, W.; PISSARRA, T. C. T. Relações entre características morfométricas quantitativas e estimativas da vazão em função da área em microbacias hidrográficas de 2ª ordem de magnitude. **Revista de Engenharia Agrícola**, v.23, n.1, p.179-186, 2003.
- QUEIROZ, M. M. F.; GOMES, C. I.; GOMES, S. D.; BOAS, M. A. V. Influência do uso do solo na qualidade da água de uma microbacia hidrográfica rural. **Revista Verde**, Mossoró, v.5, n.4, p. 200 - 210 out /dez. 2010.
- RANZINI, M.; LIMA, W. P. Comportamento hidrológico, balanço de nutrientes e perdas de solo em duas microbacias reflorestadas com *Eucalyptus*, no Vale do Paraíba, SP. **Scientia Forestalis**, n. 61, p. 144-159, jun. 2002.

- REGAZZI, A. J. INF 766 – Análise Multivariada (notas de aula). DPI – UFV. Viçosa – MG, 2004.
- RHODES, A. L.; NEWTON, R.M.; PUFALL, A. N. Influences of Land Use on Water Quality of a Diverse New England Watershed. **Environmental Science & Technology**, n. 18, v. 35, p. 3640 – 3645. 2001.
- ROCHA, J. C.; ROSA, A. H.; CADOSO, A. A. **Introdução à Química Ambiental**. Porto Alegre: Bookman, 2004. 154 p.
- RODRIGUES, F. M.; PISSARRA, T. C. T.; CAMPOS, S. Caracterização morfométrica da microbacia hidrográfica do córrego da Fazenda da Glória, município de Taquaritinga, SP. **Irriga**, Botucatu, v. 13, n. 3, p. 310 – 322, jul./set. 2008.
- SALGADO, A. A. R.; MAGALHÃES JUNIOR, A. P. Impactos da silvicultura de eucalipto no aumento das taxas de turbidez das águas fluviais: o caso de mananciais de abastecimento público de Caeté/MG. **Geografias**, Belo Horizonte, V. 02, n. 1, p. 47-57, jan./jun. 2006.
- SCHEFFER, E. W. de O.; RIBICKI, A. C.; VIANA, A. G. Avaliação das águas do Rio Pitanguí através da aplicação de índices de qualidade. **Terr@Plural**, Ponta Grossa, v. 4, n. 2, p. 163-177, jul./dez. 2010.
- SCHELKER, J.; EKLÖF, K.; BISHOP, K.; LAUDON, H. Effects of forestry operations on dissolved organic carbon concentrations and export in boreal first-order streams. **Journal of Geophysical Research**, v. 117, 2012.
- SILVA, G. S. da; JARDIM, W. de F. Um novo índice de qualidade das águas para proteção da vida aquática aplicado ao rio Atibáia, região de Campinas/Paulínia – SP. **Química Nova**, v. 29, n. 4, p. 689-694, 2006.
- SILVA, M. A. da; SILVA, M. L. N.; CURI, N. AVANZI, J. C.; LEITE, F. P. Sistemas de manejo em plantios florestais de eucalipto e perdas de solo e água na região do vale do Rio Doce, MG. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, n. 4, p. 765-776, out./dez., 2011.
- SLIVA, L.; WILLIAMS, D. D. Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality. **Wat. Res.** v. 35, n. 14, p. 3462–3472, 2001.
- SRINIVASAN, V. S.; SANTOS, C. A. G.; GALVÃO, C. O. Erosão hídrica do solo no semi-árido brasileiro: a experiência na bacia experimental de Sumé. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.8, n.2, p. 57-73, abr./jun. 2003.
- TEODORO, P. F.; SANTOS, A. F. dos. Qualidade da água da bacia do Rio das Pedras – Guarapuava (PR), baseado nos parâmetros que definem o Índice de Qualidade da Água (IQA). **Guairacá**, Guarapuava, n. 25 p. 121-156, 2009.

TOLEDO, L. G.; NICOLELLA, G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agrícola**, São Paulo, v. 59, n. 1, p. 181-186, jan./mar. 2002.

TUNDISI, J. G. **Limnologia do século XXI: perspectivas e desafios**. São Carlos: Suprema Gráfica e Editora, IIE, 1999. 24 p.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 3. ed. Porto Alegre: UFRGS. 2004. 943p.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. Method POP PA 032/300.1. **Determination of Inorganic Anions in Drinking Water by Ion Chromatography**. 1993. 39 p.

VANCLAY, J. K. Managing water use from forest plantations. **Forest Ecology and Management**, v. 257, n. 2, p. 385-389, 2009.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. v. 1. 3. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2005. 452 p.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. 1. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2007. 588 p.

ZAIMES, G. N.; SCHULTZ, R. C. **Phosphorus in Agricultural Watersheds: A Literature Review**. Department of Forestry, Ames, Iowa, 2002.

ZANETTI, R. **Manejo integrado de formigas cortadeiras e cupins em áreas de eucalipto da Cenibra**. Laudo FSC-CENIBRA. Lavras: Departamento de Entomologia, 2007. 74p.

ZANETTI, R.; ZANUNCIO, J. C.; MAYHÉ-NUNES, A. J.; MEDEIROS, A. G. B.; SOUZA-SILVA, A. Combate sistemático de formigas-cortadeiras com iscas granuladas, em eucaliptais com cultivo mínimo. **Revista Árvore**, Viçosa, v.27, n. 3, p. 387-3, 2003.

ZONTA, J. H.; ZONTA, J. B.; RODRIGUES, J. I. da S.; REIS, E. F. dos. Qualidade das águas do Rio Alegre, Espírito Santo. **Rev. Ciên. Agron.**, Fortaleza, v. 39, n. 01, p. 155-161, Jan.- Mar., 2008.

APÊNDICE

Apêndice – Mapa de uso do solo e Declividade das Microbacias Hidrográficas (MB'S) monitoradas

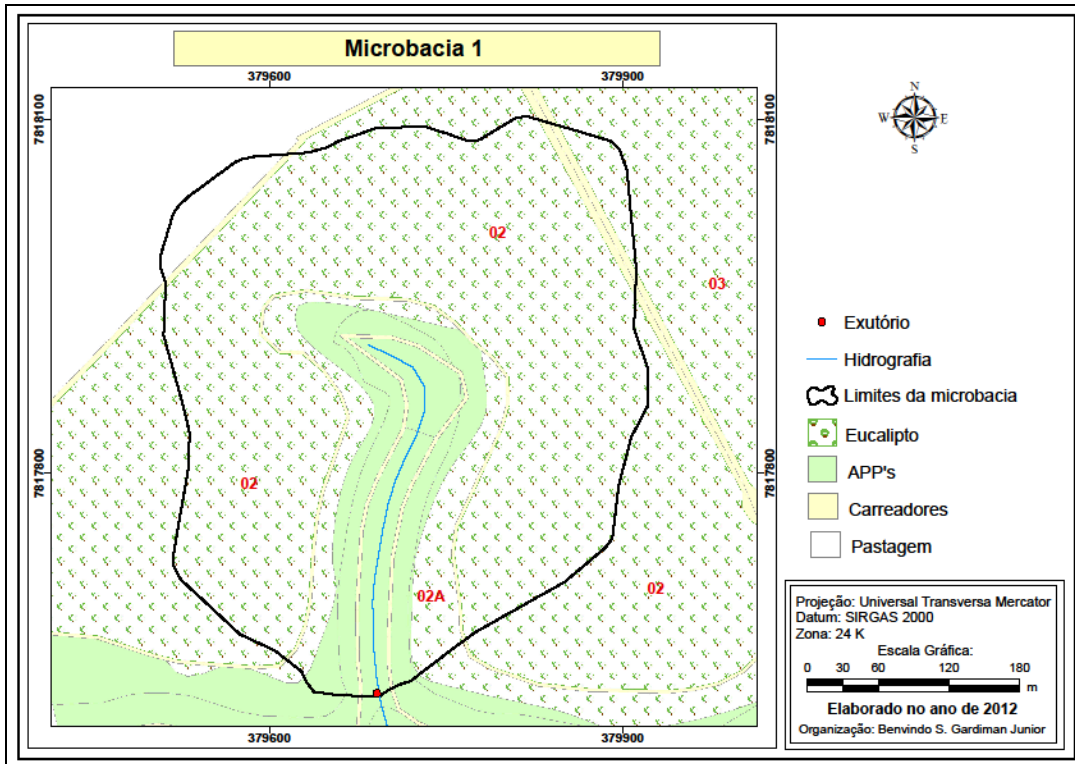


Figura 1. Mapa de usos do solo da microbacia hidrográfica 1.

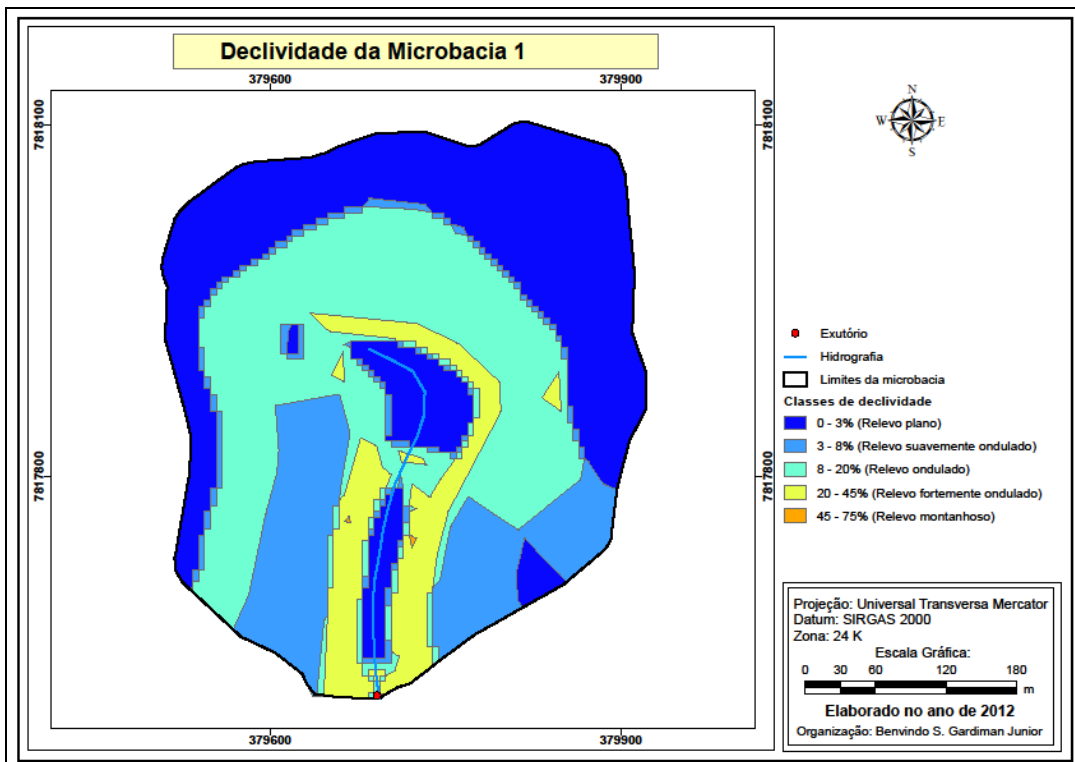


Figura 2. Classificação da declividade da microbacia hidrográfica 1.

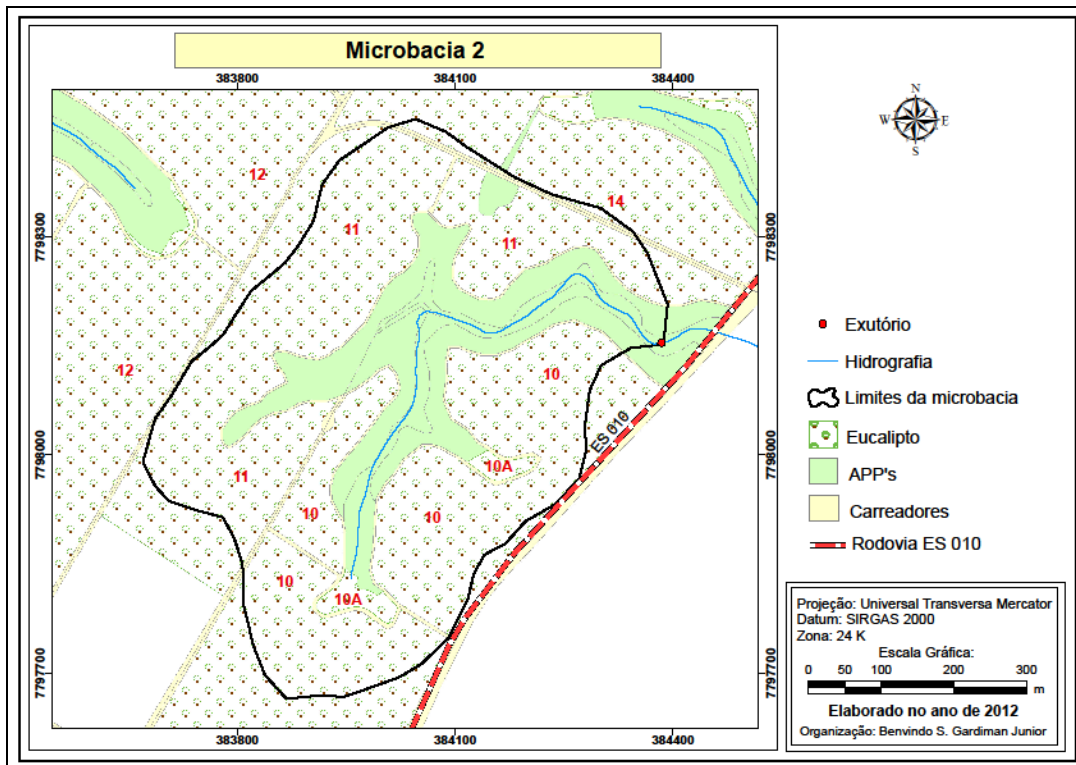


Figura 3. Mapa de usos do solo da microbacia hidrográfica 2.

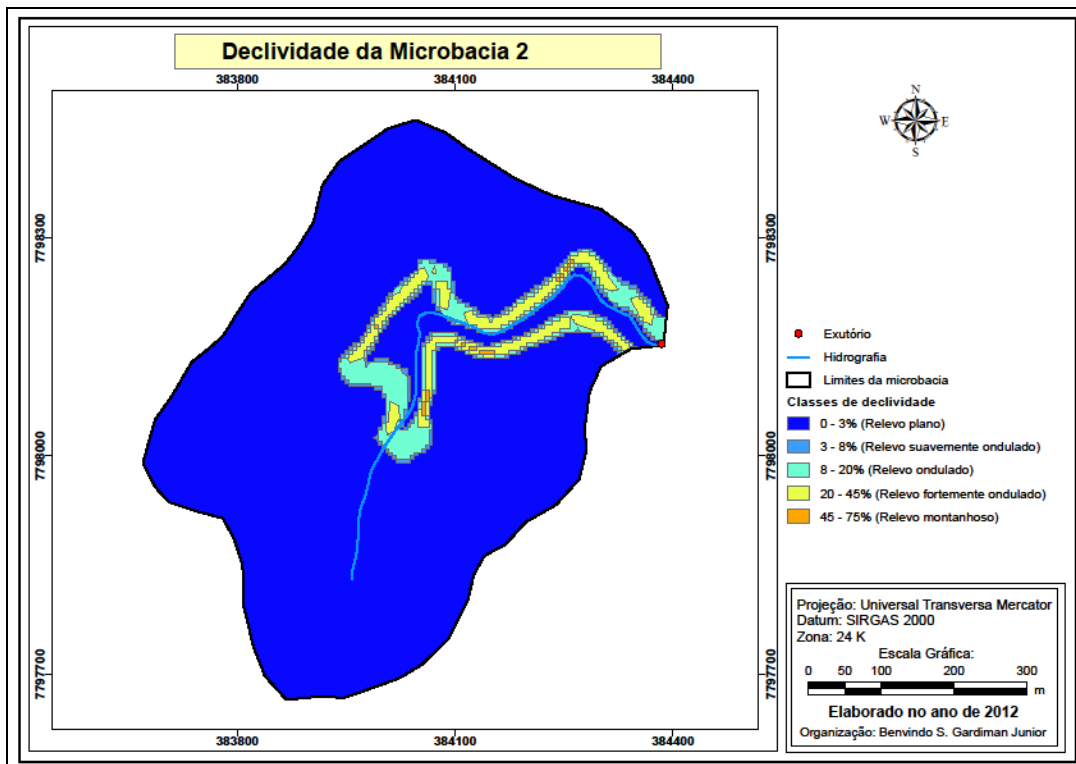


Figura 4. Classificação da declividade da microbacia hidrográfica 2.

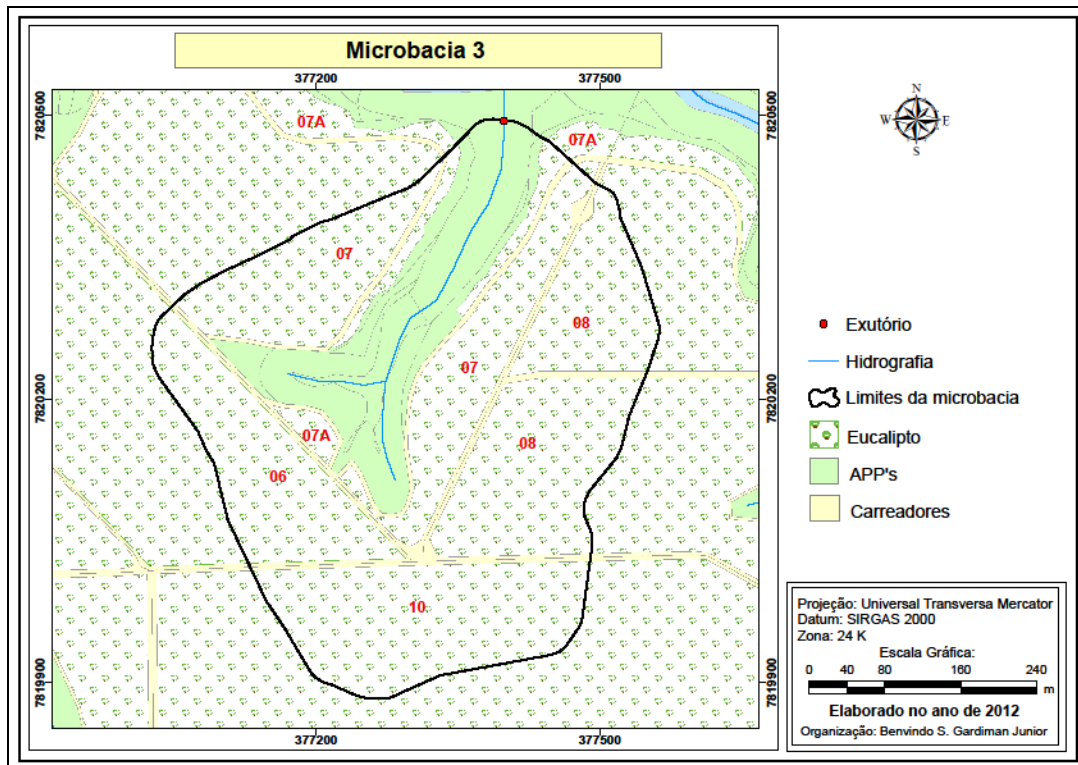


Figura 5. Mapa de usos do solo da microbacia hidrográfica 3.

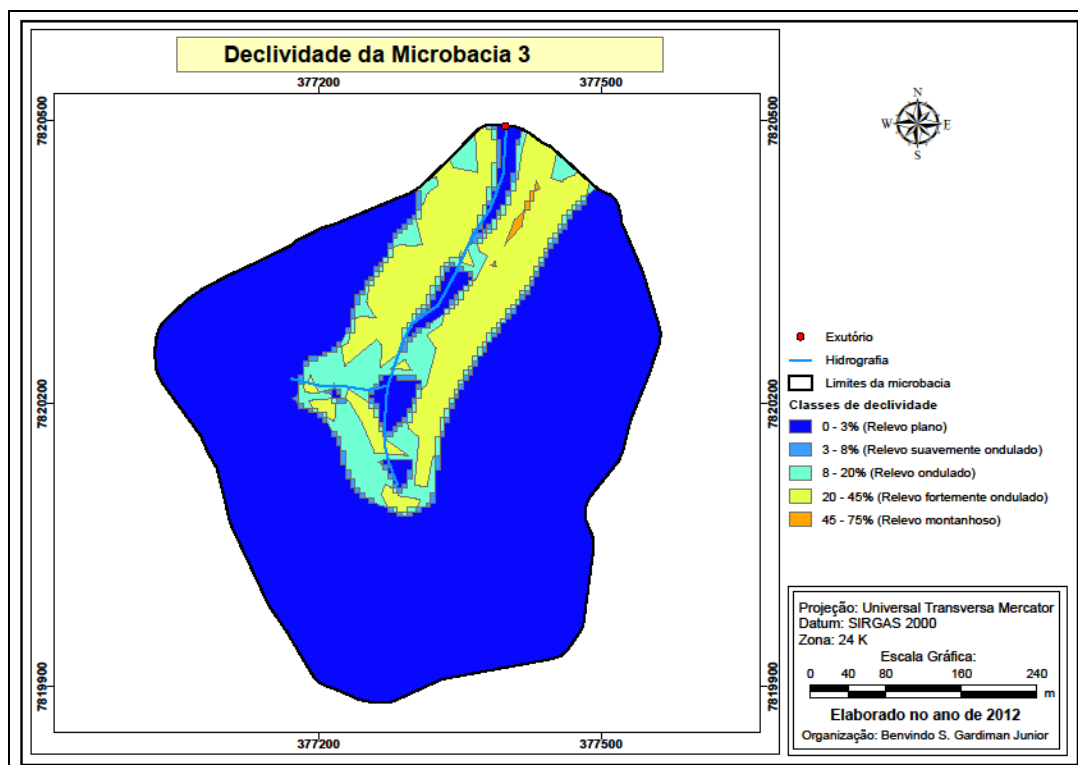


Figura 6. Classificação da declividade da microbacia hidrográfica 3.

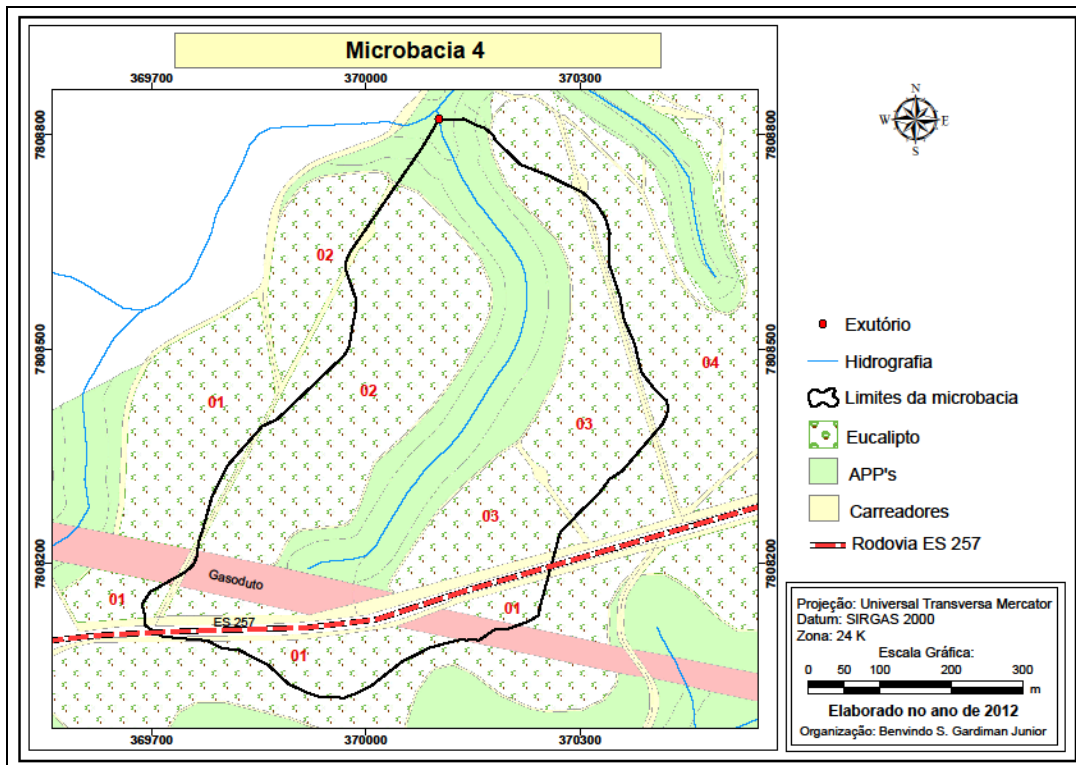


Figura 7. Mapa de usos do solo da microbacia hidrográfica 4.

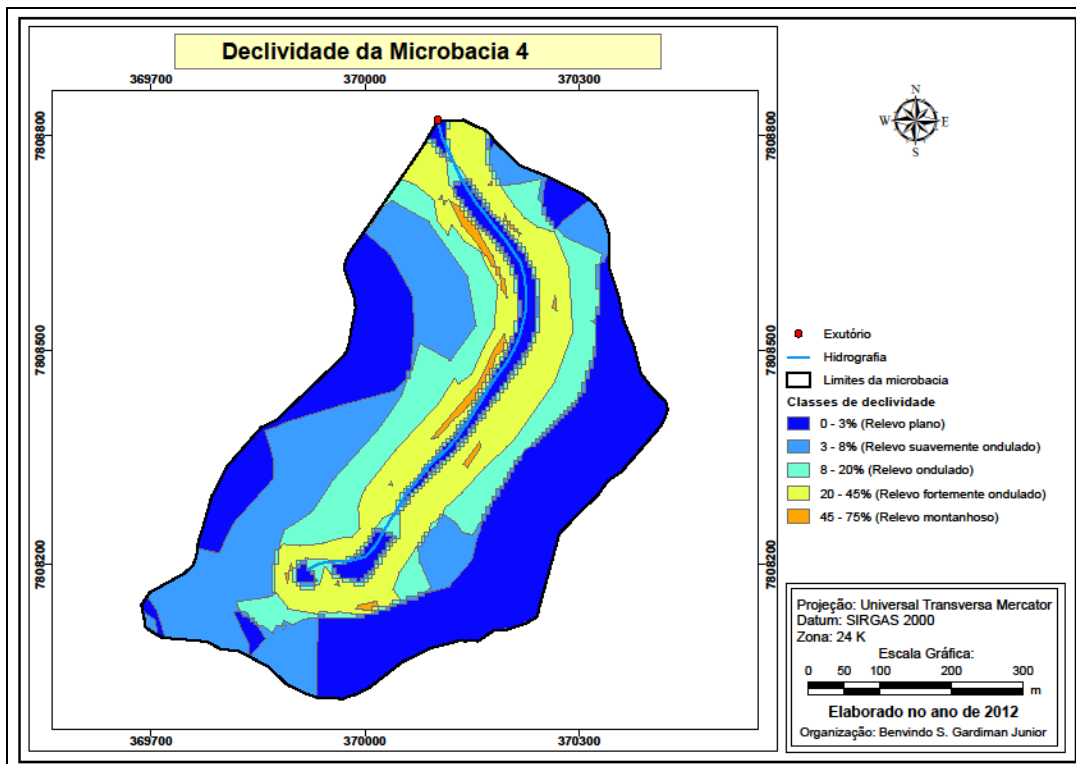


Figura 8. Classificação da declividade da microbacia hidrográfica 4.