



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

ANA PAULA ALMEIDA BERTOSSI SOUZA

**ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA EM MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS
COM DIFERENTES COBERTURAS VEGETAIS, NO SUL DO ESTADO DO
ESPÍRITO SANTO**

JERÔNIMO MONTEIRO - ES
SETEMBRO - 2011

ANA PAULA ALMEIDA BERTOSSI SOUZA

**ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA EM MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS
COM DIFERENTES COBERTURAS VEGETAIS, NO SUL DO ESTADO DO
ESPÍRITO SANTO**

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. Roberto Avelino Cecílio
Coorientador: Prof. Dr. Giovanni de Oliveira Garcia
Coorientadora: Prof^a. Dr^a. Mirna Aparecida Neves

JERÔNIMO MONTEIRO - ES
SETEMBRO - 2011

**ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA EM MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS
COM DIFERENTES COBERTURAS VEGETAIS, NO SUL DO ESTADO DO
ESPÍRITO SANTO**

Ana Paula Almeida Bertossi Souza

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.

Prof. Dr. Otacílio José Passos
Rangel
Instituto Federal do Espírito Santo
(Membro Externo)

Prof. Dr. Adilson Vidal Costa
Universidade Federal do Espírito
Santo
(Membro Interno)

Prof. Dr. Giovanni de Oliveira Garcia
Universidade Federal do Espírito
Santo
(Coorientador)

Prof^a. Dr^a. Mirna Aparecida Neves
Universidade Federal do Espírito
Santo
(Coorientadora)

Prof. Dr. Roberto Avelino Cecílio
Universidade Federal do Espírito
Santo
(Orientador)

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por mais essa vitória, por que sei que sem Ele não teria chegado até aqui.

Aos meus pais que me ensinaram o prazer de estudar, que sempre me apoiaram e me deram forças para não desistir nos momentos de dificuldade. Agradeço a toda minha família e amigos que sempre estiveram ao meu lado nas horas difíceis e me encorajaram a avançar cada passo nesta etapa da minha vida.

Ao meu marido, Cristiano, que sempre esteve ao meu lado, me animando e incentivando. Obrigada amor, por você ser esse companheiro maravilhoso.

Ao meu orientador prof. Dr. Roberto Avelino Cecílio e aos meus coorientadores prof. Dr. Giovanni de Oliveira Garcia e prof^a. Dr^a. Mirna Aparecida Neves que acreditaram na idéia inicial do projeto e, principalmente, por terem tido a coragem de assumir conjuntamente os desafios. O resultado dessa convivência foi um grande aprendizado.

Ao programa de pós-graduação em Ciências Florestais pela oportunidade de estudo e aos professores pelo ensino. Agradeço também a FIBRIA e ao CNPQ pela concessão de bolsa durante o período de estudo.

Aos profissionais que me auxiliaram no desenvolvimento desse trabalho. Ao Marcos e ao professor Dr. Vagner Tebaldi. Ao prof. Dr. Júlio César Lima Neves pela ajuda com as análises estatísticas e à técnica Euziane pelo auxílio no laboratório.

Ao IFES - Campus de Alegre, na pessoa do prof. Dr. Otacílio José Passos Rangel e ao Sr. Vanaíde por terem cedido a área para realização desse projeto.

Ao meu amigo João Paulo, que sempre estava disposto a me auxiliar, seja no campo ou no laboratório. Obrigada, sua ajuda foi muito importante na concretização desse trabalho.

Aos que me ajudaram nas coletas, ao PH, ao Jairo, ao Mineiro, ao Igor e ao Paulinho, que também me ajudou com as análises de solo.

A todos que de alguma forma possibilitaram a concretização desse sonho. O meu muito OBRIGADO!

SUMÁRIO

	Página
RESUMO	vi
ABSTRACT	vii
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	3
3. REVISÃO DE LITERATURA	4
3.1 QUALIDADE DA ÁGUA	4
3.1.1. Características Físicas de Qualidade da Água	4
3.1.1.1. Sólidos	4
3.1.1.2. Turbidez	5
3.1.2. Características Químicas de Qualidade da Água	6
3.1.2.1. Potencial hidrogeniônico (pH)	6
3.1.2.2. Condutividade elétrica	7
3.1.2.3. Nitrogênio	8
3.1.2.4. Fósforo	9
3.1.2.5. Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)	10
3.1.2.6. Potássio	10
3.1.2.7. Sódio	11
3.1.2.8. Cálcio	11
3.1.2.9. Magnésio	11
3.1.2.10. Ferro	12
3.1.2.11. Cobre	12
3.1.2.12. Zinco	13
3.1.3. Características Microbiológicas de Qualidade da Água .	13
3.1.3.1. Coliforme total	13
3.2. COBERTURA DO SOLO E QUALIDADE DA ÁGUA	14
3.3. ÍNDICES DE QUALIDADE DAS ÁGUAS	17
3.4. PADRÕES NORMATIVOS DE QUALIDADE DA ÁGUA	20
4. MATERIAL E MÉTODOS	24
4.1. ÁREA ESTUDADA	24
4.2. COLETA E ANÁLISE DA ÁGUA	28
4.3. CARACTERIZAÇÃO DO SOLO DAS MICROBACIAS	34
4.4. ÍNDICE DE QUALIDADE DAS ÁGUAS	35
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	39
5.1. CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA, FÍSICA E MICROBIOLÓGICA DA ÁGUA	39
5.2. ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS E SELEÇÃO DAS VARIÁVEIS	40
5.3. ÍNDICE DE QUALIDADE DAS ÁGUAS (IQA)	42
5.3.1. Qualidade Individual das Variáveis (q_i)	42
5.3.2. Determinação dos Valores de Pesos (w_i)	49
5.3.3. Determinação dos Valores de IQA	50
6. CONCLUSÕES	55
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	56

RESUMO

BERTOSSI, Ana Paula Almeida. **Índice de qualidade da água em microbacias hidrográficas com diferentes coberturas vegetais, no sul do estado do Espírito Santo**. 2011. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Espírito Santo, Alegre-ES. Orientador: Prof. Dr. Roberto Avelino Cecílio. Coorientadores: Prof. Dr. Giovanni de Oliveira Garcia e Prof.^a Dr^a. Mirna Aparecida Neves.

O presente trabalho foi desenvolvido com o objetivo de avaliar a relação entre cobertura do solo e qualidade da água na bacia hidrográfica do Córrego Horizonte, localizada no município de Alegre, ES. Foram selecionadas três microbacias de cabeceira, para coleta de água superficial e subterrânea, cada qual caracterizada por diferentes coberturas do solo: pastagem, floresta e cafeeiro. As águas superficiais foram coletadas nos exutórios das microbacias e as águas subterrâneas em poços de monitoramento instalados na área. As coletas foram feitas em períodos de estiagem e de chuvas. Neste estudo foi desenvolvido um índice de qualidade de água, utilizando a técnica da estatística multivariada, denominada análise de componentes principais. O estudo de qualidade de água considerou as seguintes características físico-químicas: potencial hidrogeniônico, condutividade elétrica, sólidos dissolvidos, sólidos suspensos, turbidez, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrito, fósforo total, cálcio, magnésio, ferro, sódio, potássio, zinco, cobre e coliforme total. A análise de componentes principais proporcionou a redução de 13 características em duas componentes que explicaram 91,2% da variância total. A primeira componente, contendo 61,95% da variância total, representa o processo de mineralização das águas das microbacias e a segunda componente, com 29,25% da variância, é alusiva à contaminação orgânica. Em seguida, estas características foram utilizadas para desenvolver um índice de qualidade de água, que foi melhor no período de chuva. As águas superficiais e subterrâneas das microbacias foram adequadas ao consumo humano, após tratamento convencional, ao longo de todo o período estudado, exceto a água subterrânea da microbacia coberta com pastagem no período de estiagem.

Palavras-chave: estatística multivariada, análise de componentes principais, qualidade da água, pastagem, floresta, cafeeiro.

ABSTRACT

BERTOSSI, Ana Paula Almeida. **Water quality index in watersheds with different vegetal cover at Southern of Espírito Santo State, Brazil.** 2011. Dissertation (Master's degree on Forest Science) – Universidade Federal do Espírito Santo, Alegre-ES. Adviser: Prof. Dr. Roberto Avelino Cecilio. Co-advisers: Prof. Dr. Giovanni de Oliveira Garcia and Prof^a. Dr^a. Mirna Aparecida Neves.

The aim of this work was to evaluate the relationship between land cover and water quality in the Horizonte Stream Watershed, located at Alegre County, Espírito Santo State, Brazil. Surface water and groundwater were collected at three watersheds bedside, each of them characterized by different vegetal cover: pasture, forest and coffee. Surface water samples were collected in the mouth of watersheds and groundwater in monitoring wells installed in the area. Collecting samples were made during periods of drought and rainfall. An index of water quality was developed using multivariate statistical technique called principal component analysis. The study of water quality included the following physicochemical characteristics: pH, electrical conductivity, dissolved solids, suspended solids, turbidity, biochemical oxygen demand, ammonia nitrogen, nitrate, nitrite, total phosphorus, calcium, magnesium, iron, sodium, potassium, zinc, copper and total coliforms. The principal component analysis provided the reduction of 13 features into two components that explained 91.2% of total variance. The first component, containing 61.95% of total variance, correspond to water mineralization processes, and the second one, with 29.25% of total variance, refers to organic contamination. Then, these characteristics were used to develop an index of water quality, which indicated better water conditions during the rainy season. Surface water and groundwater were suitable for human consumption after conventional treatment throughout the studied period, except the groundwater of watershed covered with pasture in the dry season.

Key-words: multivariate statistical, principal component analysis, water quality, pasture, forest, coffee tree.

1. INTRODUÇÃO

A água ocupa lugar de destaque dentre os recursos naturais, possuindo papel fundamental na manutenção da vida por ser insubstituível na maior parte de suas utilizações. Consiste em um recurso natural renovável, mas limitado, o que torna seu uso e conservação aspectos essenciais para a sustentabilidade das atividades ligadas ao setor agroflorestal, à indústria e ao planejamento de áreas urbanas (BARROS e AMIN, 2008).

Segundo Tundisi (1999), alterações na quantidade, distribuição e qualidade dos recursos hídricos ameaçam a sobrevivência humana e das demais espécies do planeta, pois o desenvolvimento econômico e social dos países está fundamentado na disponibilidade de água de boa qualidade e na capacidade de sua conservação e proteção.

As alterações na qualidade da água podem ser causadas por processos naturais ou antropogênicos. Enquanto as alterações naturais são comumente lentas e graduais, as alterações antropogênicas são, em geral, induzidas mais rapidamente, como efeito da contaminação causada por diferentes fontes, tais como efluentes domésticos, industriais ou originários das atividades agroflorestais (TOLEDO e NICOLELLA, 2002; MAROTTA et al., 2008).

Os poluentes resultantes das atividades agroflorestais são constituídos basicamente por sedimentos, dejetos animais, nutrientes ou agroquímicos (FOLEY et al., 2005), os quais podem causar expressiva queda da qualidade da água, perda de biodiversidade aquática e redução da disponibilidade deste recurso (GOULART e CALLISTO, 2003).

O monitoramento ambiental em bacias hidrográficas procura caracterizar aspectos relevantes que permitam diagnosticar as mudanças que ocorrem no uso e ocupação do solo, tornando possível avaliar os efeitos das atividades humanas exercidas nas bacias hidrográficas sobre os ecossistemas. Por isso é necessário o monitoramento da qualidade dos recursos hídricos em uma bacia, uma vez que a partir dessas informações é possível inferir sobre a condição da bacia hidrográfica como um todo (QUEIROZ et al., 2010).

O adequado manejo conservacionista de bacias hidrográficas passa, necessariamente, pela quantificação da influência que diferentes coberturas do solo, em diferentes épocas do ano, exercem sobre a qualidade das águas em bacias hidrográficas.

A identificação de causas e a quantificação da magnitude da degradação da qualidade da água, especialmente no setor agroflorestral, tem sido objeto de atenção em muitos países, com o intuito de estabelecer procedimentos de avaliação de impactos ambientais e de adotar técnicas de recuperação consistentes. Neste sentido, estudos têm sido direcionados à identificação dos usos do solo e sua relação com os parâmetros de qualidade da água (STIGTER et al., 2006; CASARIN et al., 2008; MENEZES et al., 2009a).

Em despeito da importância da cobertura do solo na qualidade da água, para as condições edafoclimáticas do Espírito Santo, ainda não se tem real conhecimento da magnitude que o uso agroflorestral do solo possui sobre a produção de água em termos de qualidade, o que leva à necessidade de estudos para quantificar esse impacto.

2. OBJETIVOS

O objetivo principal deste trabalho foi avaliar a relação entre a cobertura do solo e a qualidade da água na bacia hidrográfica do Córrego Horizonte, localizada no município de Alegre, ES. Para tanto, foram definidos os seguintes objetivos específicos:

- Avaliar a qualidade da água superficial e subterrânea em microbacias ocupadas por diferentes coberturas do solo (cafeeiro, floresta e pastagem);
- Avaliar a variação das características físicas, químicas e microbiológicas das águas das microbacias na época de estiagem e de chuva;
- Confrontar os resultados encontrados com os valores indicados na legislação;
- Avaliar a qualidade da água em cada microbacia a partir das características mais importantes para a variabilidade espacial e sazonal através da aplicação de um índice de qualidade da água, utilizando uma técnica da estatística multivariada, a análise de componentes principais.

3. REVISÃO DE LITERATURA

A qualidade da água, tanto superficial quanto subterrânea, pode ser influenciada por diversos fatores, sendo que dentre eles, destaca-se o uso e manejo do solo. Para verificação da qualidade da água é necessário avaliar suas características físicas, químicas e biológicas, além de conhecer os usuários envolvidos no processo.

3.1. QUALIDADE DA ÁGUA

O termo "qualidade de água" não se refere, necessariamente, a um estado de pureza, mas sim a um padrão tão próximo quanto possível do natural, pois este atributo reflete o efeito combinado de muitos processos que ocorrem na bacia hidrográfica, como a forma em que o homem usa e ocupa o solo, o clima, a geologia, a fisiografia, o tipo de solo e de vegetação. De maneira geral, pode-se dizer que a qualidade da água é função das condições naturais e do uso e manejo do solo (MAROTTA et al., 2008).

A qualidade da água pode ser representada por meio de diversos parâmetros, que traduzem as suas principais características físicas, químicas e microbiológicas. Segundo Rebouças (2006) essa caracterização é necessária para que se conheça a situação dos corpos hídricos com relação aos impactos antrópicos na bacia hidrográfica e para que ações de controle sejam promovidas.

3.1.1. Características Físicas de Qualidade da Água

3.1.1.1. Sólidos

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, 2010). Segundo Von Sperling (2005) os sólidos presentes nas águas são constituídos por todas as substâncias

orgânicas e inorgânicas, suspensas ou dissolvidas no meio, excluindo-se os gases.

Os sólidos podem ser classificados de acordo com as suas características físicas (sólidos em suspensão e dissolvidos) e químicas (sólidos orgânicos e inorgânicos). A divisão física dos sólidos consiste em separá-los por tamanho através de filtragem. As partículas menores, capazes de passar por um papel de filtro de 3 μm , correspondem aos sólidos dissolvidos, enquanto que as de maiores dimensões, retidas pelo filtro, são denominadas de sólidos em suspensão (VON SPERLING, 2005).

As águas subterrâneas em geral não possuem sólidos em suspensão; quando um poço está produzindo água com teor significativo desse parâmetro, geralmente o problema é consequência do mau dimensionamento do filtro ou do pré-filtro que permite a passagem de partículas mais finas do solo (argila e silte), aumentando assim o conteúdo de sólidos em suspensão (FEITOSA e MANOEL FILHO, 2000).

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. Fontes antropogênicas podem ser a mineração, a agropecuária, indústrias e lançamento de lixos e esgotos nas águas (VON SPERLING, 2007).

Presentes em excesso nos corpos hídricos, os sólidos podem causar danos ao meio ambiente aquático, pois podem se sedimentar no leito dos rios, causando assoreamento. Também podem reter bactérias e resíduos orgânicos, promovendo decomposição anaeróbia e interferindo nas características físicas e químicas da água, tais como odor, cor, turbidez, pH, alcalinidade, acidez, dureza e concentração de nutrientes e poluentes. Uma das consequências é o aumento dos custos de tratamento dessas águas e a redução da disponibilidade hídrica (CETESB, 2010).

3.1.1.2. Turbidez

A turbidez representa o grau de interferência à passagem da luz através da água, conferindo-lhe uma aparência turva devido à presença de sólidos em suspensão, tais como partículas inorgânicas (areia, silte e argila) e

de materiais orgânicos (algas, bactérias e plâncton em geral) (VON SPERLING, 2005).

Esses materiais em suspensão 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).

A turbidez geralmente é maior em corpos hídricos que drenam bacias de regiões com solos erodíveis ou manejados de forma inadequada, pois nessa situação as partículas dos solos são carregadas mais facilmente pelas águas do escoamento superficial (VON SPERLING, 2005).

As águas subterrâneas normalmente apresentam baixa turbidez. Em alguns casos, águas ricas em ferro podem apresentar uma elevação de sua turbidez quando entram em contato com o oxigênio do ar, pois ocorre a precipitação do ferro presente, tornando a água amarelada. (NARCISO e GOMES, 2004; FEITOSA e MANOEL FILHO, 2000).

Associados à turbidez da água podem ocorrer microrganismos patogênicos que diminuirão a eficiência do tratamento da água, além de reduzir a fotossíntese da vegetação submersa e de algas, por suprimir a passagem de luz. Esse desenvolvimento reduzido das plantas pode, por sua vez, trazer um grande desequilíbrio para a biota aquática, acarretando a mortandade de muitas espécies pela diminuição do oxigênio dissolvido. Esse parâmetro pode também afetar os usos doméstico, industrial e recreacional devido ao aspecto esteticamente desagradável conferido à água (CETESB, 2010).

3.1.2. Características Químicas de Qualidade da Água

3.1.2.1. Potencial hidrogeniônico (pH)

O pH dá uma indicação sobre a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água. Os fatores que determinam o pH de um corpo hídrico são decorrentes da solubilização de sólidos e gases no meio líquido, que podem ter origem na dissolução de rochas, absorção de gases da atmosfera, oxidação da matéria orgânica e fotossíntese (VON SPERLING, 2005).

Segundo Marotta et al. (2008) o pH é determinante da composição de espécies de um determinado local, pois influencia diretamente os processos de permeabilidade da membrana celular. Outro efeito do pH na água é a sua capacidade de precipitar elementos químicos tóxicos como metais pesados, e exercer efeitos sobre a solubilidade de nutrientes (CETESB, 2010).

Quando o pH está baixo ocorre a diminuição 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 (BRAGA, 2005).

O pH da água pode ser alterado pelo lançamento de despejos domésticos e industriais e por ação de poluentes atmosféricos. O excesso de matéria orgânica dos esgotos contribui para reduzir o pH na água devido à liberação de gás carbônico (precursor do ácido carbônico em meio aquoso) e de compostos orgânicos ácidos.

3.1.2.2. Condutividade elétrica

A condutividade elétrica mede a capacidade da água de transmitir corrente elétrica, devido à presença de ânions e cátions em solução. O aumento da concentração iônica na solução proporciona aumento na capacidade de condução de corrente elétrica, dando um indicativo da salinidade da água (TUNDISI, 1999).

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, 2010).

A condutividade elétrica fornece uma boa indicação das modificações na composição de uma água, especialmente na sua concentração mineral, mas não fornece nenhuma indicação das quantidades relativas dos vários componentes (CETESB, 2010).

Em condições naturais, as águas contêm sais, variando sua concentração conforme o material geológico onde a água drena e as condições climáticas locais. Segundo Narciso e Gomes (2004) a água subterrânea é mais

mineralizada que a água superficial, ou seja, apresenta maiores valores de sais e condutividade elétrica, o que não significa pior qualidade.

A salinidade e, por consequência, a condutividade elétrica das águas de uma bacia hidrográfica pode ser alterada por atividades antrópicas, tais como o lançamento de resíduos provenientes de atividades industriais, domésticas e agropecuárias (VON SPERLING, 2005).

3.1.2.3. Nitrogênio

O nitrogênio na água pode ser encontrado em várias formas e estados de oxidação, são elas: nitrogênio molecular (N_2), nitrogênio orgânico (dissolvido e em suspensão), amônia (livre- NH_3 e ionizada- NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) (VON SPERLING, 2007).

No ciclo do nitrogênio, a amônia é oxidada a nitrito e este a nitrato por bactérias aeróbicas nitrificantes. Isto implica no consumo de oxigênio dissolvido no meio, podendo afetar a vida aquática. A determinação da sua forma predominante na água poder fornecer informações sobre o estágio da poluição. Se este se encontra na forma orgânica ou de amônia, indica uma poluição mais recente, mas se a forma encontrada for o nitrato, a poluição já se encontra em estágio avançado (CETESB, 2010).

O nitrogênio é um elemento indispensável para o crescimento de algas e, quando se encontra em elevadas concentrações em lagos e represas, pode conduzir a um crescimento exagerado desses organismos, favorecendo o processo denominado de eutrofização (VON SPERLING, 2007).

As principais fontes de nitrogênio para as águas estão ligadas às atividades antrópicas, como despejos domésticos e industriais, excrementos de animais e fertilizantes (PERCEBON e BITTENCOURT, 2009).

Segundo Von Sperling (2007) dentre os principais nutrientes exigidos pelas culturas, o nitrogênio é o que apresenta maior impacto sobre a água subterrânea, ocorrendo principalmente na forma de nitrato, um ânion que possui grande mobilidade no solo podendo facilmente atingi-la.

3.1.2.4. Fósforo

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, 2010).

A contaminação por fósforo pode ter origem em despejos domésticos e industriais, detergentes, excrementos de animais e fertilizantes. Segundo Pionke et al. (2000) as diferentes formas de poluição são responsáveis por 74% do fósforo que chega aos mananciais aquáticos e as áreas agrícolas contribuem com a maior parte desse poluente (58%).

O conteúdo de fósforo na água subterrânea é normalmente baixo, mesmo nas regiões em que o solo contém grandes quantidades de fósforo; isso ocorre devido a sua baixa mobilidade no solo e ao processo de adsorção as partículas de argila e aos óxidos de Fe e Al. Na água superficial, esse nutriente pode ser encontrado em maiores concentrações devido ao arraste das partículas de solo contendo esse elemento para as águas (WETZEL, 1993).

Assim como o nitrogênio, o fósforo é um elemento indispensável para o crescimento de algas e, quando em elevadas concentrações, pode produzir um crescimento desordenado desses seres, provocando a eutrofização em rios e lagos (VON SPERLING, 2007).

Von Sperling (2005), cita alguns valores que podem ser utilizados como indicativos aproximados do estado de eutrofização de corpos hídricos. Se o teor de fósforo encontrado na água for menor que $0,02 \text{ mg L}^{-1}$ esta é classificada de não eutrófica, se o teor estiver entre $0,02$ e $0,05 \text{ mg L}^{-1}$ ela encontra-se em estágio intermediário, mas se o valor medido for maior que $0,05 \text{ mg L}^{-1}$ classifica-se essa água como eutrófica.

3.1.2.5. Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

A DBO de uma água indica a quantidade de oxigênio dissolvido necessária para oxidar o material orgânico presente, por decomposição microbiana aeróbia, para uma forma inorgânica estável (CETESB, 2010).

A DBO tem grande importância na quantificação da poluição orgânica de corpos d'água e na avaliação de sistemas de tratamento biológicos. Constitui também em uma importante ferramenta nos estudos de autodepuração dos rios (BRAGA et al., 2005).

Os componentes orgânicos associados aos maiores consumos de oxigênio dissolvidos nos corpos hídricos são os óleos e gorduras, os carboidratos, as proteínas, a uréia, os surfactantes, os fenóis e os pesticidas.

Os maiores aumentos em termos de DBO num corpo d'água, são provocados por despejos domésticos, que apresentam DBO em torno de 300 mg L⁻¹, industriais, que variam com o processo industrial e criatórios de animais, na qual os efluentes suínos apresentam 10.000 a 18.000 mg L⁻¹ de DBO e os efluentes bovinos 7.000 mg L⁻¹. Os microrganismos presentes, ao decompor essa matéria orgânica, consomem altos teores de oxigênio, reduzindo sua concentração no meio, podendo provocar o desaparecimento de peixes e outras formas de vida aquática (VON SPERLING, 2005).

3.1.2.6. 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).

3.1.2.7. Sódio

O sódio é frequentemente encontrado nas águas naturais, já que seus sais são altamente solúveis. O aumento de sua concentração na água pode ser resultante do despejo de esgotos ou efluentes industriais (CETESB, 2010).

Segundo Ayers e Westcot (1994), o sódio representa um problema em águas usadas para irrigação, na qual a alta concentração desse elemento em relação ao cálcio e magnésio acarreta problemas de desestruturação do solo, dificultando o processo de infiltração da água devido à obstrução de poros. Por isso utiliza-se a Razão de Adsorção de Sódio (RAS) para avaliar problemas de sodicidade. O cálculo desta característica leva em consideração os teores de Na, Ca e Mg, conjuntamente, que associado à condutividade elétrica indicam os graus de restrição ao uso da água na agricultura.

3.1.2.8. 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. Sua origem, também pode estar relacionada ao arraste de material de solo e fertilizantes em processos erosivos e pelo lançamento de águas residuárias domésticas, industriais e mineração (CETESB, 2010).

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

3.1.2.9. Magnésio

A concentração de magnésio, em geral, é sempre menor que a de cálcio na maioria das águas naturais. Junto com o cálcio, o magnésio contribui para o fenômeno da dureza, bem como tem efeito similar ao cálcio no que diz respeito à água usada para irrigação (LIMA, 2008).

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).

3.1.2.10. 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. O ferro férrico pode conferir cor e sabor à água, provocando manchas em roupas e utensílios sanitários, além do problema do desenvolvimento de depósitos em canalizações e de ferro-bactérias na rede de distribuição (VON SPERLING, 2005).

O ferro aparece em águas subterrâneas principalmente devido à dissolução de minerais pelo gás carbônico da água. O carbonato ferroso é solúvel e frequentemente é encontrado em águas de poços contendo elevadas concentrações desse elemento. Nas águas superficiais, o teor de ferro aumenta nas estações chuvosas devido ao carreamento de solos e à ocorrência de processos de erosão (CETESB, 2010).

Segundo Lima (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.

3.1.2.11. 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. Para os peixes, muito mais que para o homem, as doses elevadas de cobre são extremamente nocivas, pois estes podem morrer pela coagulação do muco das brânquias e consequente asfixia. 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, 2010).

3.1.2.12. 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, 2010).

3.1.3. Características Microbiológicas de Qualidade da Água

3.1.3.1 Coliformes totais

O grupo coliforme refere-se a bactérias aeróbias ou anaeróbias facultativas, que fermentam a lactose com produção de gás dentro de 48 horas a 35°C . O grupo inclui organismos de diversas origens, como a *Escherichia coli*, de origem fecal e a *Aerobacter aerogenes*, de origem no solo, vegetais e outras fontes não fecais (MAROTTA et al., 2008; PERCEBON e BITTENCOURT, 2009).

Os coliformes totais constituem um grande grupo de bactérias que têm sido isoladas de amostras de águas e solos poluídos e não poluídos, bem como de fezes de seres humanos e outros animais de sangue quente. Eles podem ser entendidos, de forma simplificada, como coliformes “ambientais”, dada a sua possível incidência em águas e solos não contaminados,

representando, portanto, outros organismos de vida livre e não intestinal (VON SPERLING, 2005).

O teste laboratorial para análise de coliformes totais detecta a presença de todo o grupo, e não apenas as bactérias de origem fecal (LIMA, 2008). Um resultado positivo no teste não é certeza de contaminação patogênica da água, mas apenas indicação de poluição.

Conhecendo as qualidades hidrogeoquímicas e biológicas das águas subterrâneas e superficiais poder-se-á orientar seu melhor aproveitamento, seja para dessedentação humana ou animal, irrigação, uso industrial ou outras atividades (PERCEBON e BITTENCOURT, 2009).

3.2. COBERTURA DO SOLO E QUALIDADE DA ÁGUA

Em se tratando de recursos hídricos, a prevenção à poluição e o planejamento dos usos necessitam de estudos de controle das atividades humanas e da identificação de áreas vulneráveis à contaminação, a fim de efetuar um planejamento ordenado em relação aos usos e ocupações do solo (JIANG et al., 2008).

A conversão de áreas florestadas, principalmente para o uso agrícola ou urbano, algumas vezes tem sido associada à diminuição da quantidade e qualidade das águas (GERGEL et al., 2002; SNYDER et al., 2005).

A cobertura florestal promove a proteção do solo contra a erosão, aumentando a infiltração de água no solo e reduzindo o assoreamento dos corpos hídricos (ARCOVA e CICCIO, 1997), sendo importante para manter a disponibilidade de água de boa qualidade (DONADIO et al., 2005).

Segundo Donadio et al. (2005), áreas florestadas não perturbadas são a melhor condição desejada para uma bacia hidrográfica, do ponto de vista da proteção dos recursos hídricos. Espera-se que monitoramento hidrológico de microbacias com vegetação natural remanescente sirva como referência para a comparação com outras microbacias impactadas.

A qualidade da água pode ser influenciada por diversos fatores, o que torna necessário o estudo de toda área onde o monitoramento está sendo realizado. O estudo dos atributos químicos do solo é útil para justificar a

presença de nutrientes na água superficial e subterrânea, pois devido às propriedades que cada elemento apresenta, estes podem migrar pela matriz do solo e atingir o lençol freático ou serem arrastados juntamente com as partículas de solo para as águas superficiais. Já os atributos físicos estão relacionados com a capacidade de infiltração de água no solo e, conseqüentemente, com o escoamento superficial (DONADIO et al., 2005).

Todo esse processo ainda pode ser influenciado pelos períodos de amostragem, que se relacionam com as variações na precipitação e temperatura. Segundo Fontenele et al. (2011) estes fatores determinaram a qualidade das águas superficiais da sub-bacia do rio Salgado (CE) no período de tempo estudado.

A cobertura do solo também influi de forma significativa na qualidade da água de bacias hidrográficas. Fernandes et al. (2011) ao estudarem a microbacia Glória, em Macaé (RJ), constataram que áreas ocupadas por florestas e capoeira favoreceram a melhoria de alguns parâmetros de qualidade de água e que a agricultura fez com que aumentasse a turbidez e os sólidos totais na água.

Uma cobertura inadequada do solo associada a áreas com relevos declivosos apresenta elevada predisposição à erosão hídrica podendo causar variações na qualidade das águas dessas bacias hidrográficas. Isso foi percebido por Santos et al. (2007) ao estudarem a bacia hidrográfica do Córrego Romão dos Reis, em Viçosa (MG), onde pastagens eram cultivadas em áreas de relevo ondulado a forte-ondulado. Os autores sugeriram o aumento da biomassa vegetal por meio do plantio de árvores na área estudada.

Uma área com cobertura adequada possui menores perdas de água e solo devido à ação que a cobertura tem de dissipar a energia cinética do impacto direto das gotas da chuva sobre a superfície, diminuindo a desagregação inicial das partículas. Além disso, a cobertura do solo representa um obstáculo mecânico ao livre escoamento superficial da água, ocasionando diminuição da velocidade e da capacidade de desagregação e transporte de sedimentos, que podem atingir os corpos d'água (SILVA et al., 2005).

A degradação dos mananciais hídricos superficiais em áreas agrícolas ocorre, principalmente, devido ao aumento da atividade primária das plantas e algas em decorrência do aporte de nitrogênio e fósforo proveniente das áreas agricultadas. O crescimento excessivo de algas e plantas reduz a disponibilidade de oxigênio dissolvido nas águas, afetando adversamente o ecossistema aquático (MERTEN e MINELLA, 2002).

Menezes et al. (2009b), ao estudarem a qualidade da água da bacia hidrográfica do Rio Domingos (RJ), observaram comprometimento das águas da bacia, já que diversas amostras estavam em desacordo com os limites estabelecidos pela legislação brasileira. A deterioração era reflexo do uso e da ocupação do solo na bacia, dos intensos processos de eutrofização que essas águas vinham sofrendo, não só com lançamentos dos resíduos agrícolas, mas também com esgotos e criação de animais.

Enquanto a contaminação de um manancial de superfície constitui, em geral, um problema agudo e visível, identificável pela mudança da cor da água, presença de espuma, aparecimento de peixes mortos e assoreamento, a contaminação dos aquíferos é invisível e pode transformar-se em um problema crônico, na medida em que só venha a ser identificado por meio dos seus efeitos na saúde pública (RODRIGUES e MALAGAIA, 2009).

Assim como ocorre na água superficial, a cobertura do solo também pode alterar a qualidade e quantidade de água subterrânea. Estudos sobre o uso e ocupação do solo em áreas de recarga de nascentes são escassos, no entanto, são cada vez mais necessários (PINTO et al., 2004). Alguns estudos realizados abordam questões como contaminação por agrotóxicos utilizados na agricultura (MILHOME et al., 2009), contaminação por nitrato e cloreto em áreas irrigadas (ANDRADE et al., 2009), mas poucos discutem a relação entre a cobertura do solo e qualidade da água subterrânea (ANDRADE et al., 2008a).

Diversos fatores podem comprometer a qualidade da água subterrânea. O destino final do esgoto doméstico e industrial em fossas e tanque sépticos, a disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos e industriais, postos de combustíveis e de lavagem e a modernização da agricultura representam fontes de contaminação das águas subterrâneas (CUSTODIO e LLAMAS, 2001).

Andrade et al. (2010), ao avaliarem a influência da cobertura do solo na qualidade da água subterrânea em Baixo Acaraú, no Ceará, verificou que a geologia e a poluição antrópica eram os fatores determinantes da qualidade da água daquele local. Nas áreas cultivadas, a poluição antrópica foi atribuída aos fertilizantes nitrogenados utilizados e à própria acidez do solo. Já nas áreas não cultivadas a poluição antropogênica deveu-se às fossas sépticas encontradas no local.

3.3. ÍNDICES DE QUALIDADE DAS ÁGUAS (IQA)

Os índices de qualidade da água refletem seu nível de salubridade, estando baseados em algumas variáveis pré-determinadas. Em alguns casos, estes índices refletem o comportamento do ecossistema e, em outros, indicam a condição do ambiente aquático. O objetivo principal destes índices é dar indicativos do potencial de disfunções do ecossistema e permitir melhor compreensão das fontes de contaminação e das decisões de manejo mais eficazes (BASSO e CARVALHO, 2007).

Diversas técnicas para elaboração de um índice de qualidade de água têm sido usadas, 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 (FLORES, 2002).

A estrutura do índice foi estabelecida através de pesquisa de opinião junto a vários especialistas da área. Cada técnico selecionou as variáveis que julgava ser relevante para avaliar a qualidade das águas e estipulou para cada um deles, um peso relativo (VON SPERLING, 2007).

Ao final da pesquisa definiu-se um conjunto de nove variáveis como as mais representativas para caracterização da qualidade das águas: oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), coliformes fecais (termotolerantes), temperatura, pH, nitrato, fosfato total, sólidos totais e turbidez da água. No Brasil, o IQA-NSF foi modificado pela CETESB, que substituiu o nitrato por nitrogênio total (CETESB, 2011).

A cada variável foi 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 IQA final 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 ⁻¹	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:

Π = produtório

IQA = Índice de Qualidade das Águas (número entre 0 e 100)

q_i = valor numérico associado a qualidade da i -ésima variável (número entre 0 e 100)

w_i = peso correspondente a i -ésima variável (número entre 0 e 1)

i = número da variável (número variando de 1 a 9)

A partir do cálculo efetuado, pode-se determinar a qualidade das águas brutas, que é indicada pelo IQA, variando numa escala de 0 a 100, conforme apresentado na Tabela 2.

Tabela 2. Classificação da qualidade da água segundo CETESB (2011)

CLASSIFICAÇÃO	FAIXA DE IQA
Ótima	$79 < IQA \leq 100$
Boa	$51 < IQA \leq 79$
Aceitável	$36 < IQA \leq 51$
Ruim	$19 < IQA \leq 36$
Péssima	$IQA \leq 19$

O IQA é um instrumento de avaliação da qualidade da água que expressa resultados com um valor numérico simples e beneficia não só especialistas, mas principalmente usuários, administradores de recursos hídricos e cidadãos em geral por ser de fácil entendimento (VON SPERLING, 2007).

Embora o IQA seja indicativo da qualidade da água para os diferentes usos, as variáveis escolhidas para sua composição foram as que proporcionavam, como determinante principal, indicativos de qualidade para abastecimento público (MARQUES et al., 2007).

Foram criados 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. Isso ocorre porque os índices elaborados pela NSF e pela CETESB apresentam fórmulas “engessadas” para seu cálculo, aplicando pesos específicos para cada variável. Dessa forma, torna-se impossível calcular o índice quando não se mede uma das variáveis (AGUILERA et al., 2001; TOLEDO e NICOLELLA, 2002; SAID et al., 2004; DEBELS et al., 2005; TSEGAYE et al., 2006).

Andrade et al. (2005) elaboraram um IQA para as águas do vale Trussu, inserido na zona semi-árida do Ceará. Na identificação das variáveis mais importantes para a variabilidade da qualidade das águas estudadas, os autores utilizaram a Análise das Componentes Principais, tendo sido selecionadas as variáveis sódio, razão de adsorção de sódio (RAS), condutividade elétrica, cloreto, nitrato e pH. Segundo os autores, estas estão relacionadas com a concentração salina e com a composição orgânica da

água, mostrando serem essas as características que mais influenciam na qualidade das águas do vale Trussu, diferente das variáveis estabelecidas pelo IQA CETESB que foi desenvolvido para regiões úmidas.

3.4. PADRÕES NORMATIVOS DE QUALIDADE DA ÁGUA

Ao se avaliar a condição de qualidade de uma água, tanto subterrânea quanto superficial, torna-se necessário confrontar os valores encontrados com os limites estabelecidos pela legislação ambiental.

Esses limites são definidos por cada país, baseados em suas características específicas, mas as recomendações são propostas 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, as legislações pertinentes à qualidade da água são a Resolução CONAMA 396/08 (BRASIL, 2008), que dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento, prevenção e controle da poluição das águas subterrâneas e a Resolução CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005), que trata da classificação das águas superficiais e diretrizes para o seu enquadramento.

Segundo a Resolução CONAMA 396/08 (BRASIL, 2008), as águas subterrâneas podem ser classificadas, segundo a qualidade que ostentam, em seis classes:

- Classe especial: destinadas à preservação de ecossistemas em unidades de conservação de proteção integral ou que alimentem corpos hídricos superficiais de classe especial;
- Classe 1: que não sofreram alteração de sua qualidade natural, por ação antrópica e que não necessitem de qualquer tratamento, sendo, por suas características hidrogeoquímicas, aptas a todos os usos.
- Classe 2: que não sofreram alteração de sua qualidade natural, por ação antrópica, mas que podem exigir tratamento, dependendo do uso, devido às suas características hidrogeoquímicas;

- Classe 3: que sofreram alteração de sua qualidade natural, por ação antrópica. Tais águas, em função do seu uso, devido não à alteração antrópica, mas às condições hidrogeoquímicas, podem necessitar de tratamento;

- Classe 4: que já sofreram alteração de sua qualidade natural, por ação antrópica, e que, devido a estarem contaminadas, somente podem ser utilizadas, sem tratamento, para usos menos restritivos;

- Classe 5: que já sofreram alteração de sua qualidade natural, por ação antrópica, e que, devido a estarem contaminadas, somente podem ser destinadas a atividades que não têm requisitos de qualidade para o uso.

De acordo com a Resolução CONAMA 396/08 (BRASIL, 2008), os valores máximos permitidos para as águas subterrâneas são divididos pelos principais usos desse recurso hídrico (consumo humano, dessedentação de animais, irrigação e recreação), independente da classe de enquadramento. Os valores máximos permitidos em cada uso para os parâmetros de qualidade estudados neste trabalho estão apresentados na Tabela 4.

Tabela 4. Valores máximos permitidos para cada uso preponderante da água subterrânea (BRASIL, 2008)

Parâmetros	Usos Preponderantes da Água			
	Consumo humano	Dessedentação de animais	Irrigação	Recreação
	Valor máximo permitido (mg L ⁻¹)			
Cobre	2,0	0,5	0,2	1,0
Ferro	0,3	*	5,0	0,3
Nitrato	10	90	*	10
Nitrito	1,0	10	1,0	1,0
Sódio	200	*	*	300
Sólidos dissolvidos	1.000	*	*	*
Zinco	5,0	24	2,0	5,0

* Valor não especificado na resolução.

Segundo a Resolução CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005), os recursos hídricos superficiais são classificados em águas doces, salobras e salinas e de acordo com o uso requerido, elas são divididas em classes de qualidade. As águas doces são classificadas em:

- Classe especial: destinadas ao consumo humano após desinfecção, à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas e dos ambientes aquáticos em unidades de conservação;
- Classe 1: que podem ser destinadas ao consumo humano após tratamento simplificado, à proteção das comunidades aquáticas, à recreação de contato primário e à irrigação de hortaliças e frutas consumidas cruas sem remoção da casca;
- Classe 2: que podem ser destinadas ao consumo humano após tratamento convencional, à proteção das comunidades aquáticas, à recreação de contato primário, à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas, parques e jardins com os quais se possa vir a ter contato direto e à aquicultura e pesca;
- Classe 3: que podem ser destinadas ao consumo humano após tratamento convencional ou avançado, à irrigação de culturas arbóreas, à pesca amadora, à recreação de contato secundário e a dessedentação de animais;
- Classe 4: que podem ser destinadas à navegação e a harmonia paisagística.

De acordo com a Resolução CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005), os valores máximos permitidos para as águas superficiais são divididos pelas classes de qualidade. Na Tabela 3 estão apresentados os padrões de qualidade dos parâmetros analisados neste trabalho para a classe 2, na qual encontra-se os corpos hídricos estudados.

Tabela 3. Padrões de qualidade da água superficial de classe 2 (BRASIL, 2005)

Parâmetros	Valor permitido
DBO	<5 mg L ⁻¹ O ₂
Cobre	<0,009 mg L ⁻¹ Cu
Ferro	<0,3 mg L ⁻¹ Fe
Fósforo total (ambiente lântico)	<0,03 mg L ⁻¹ P
Fósforo total (ambiente intermediário, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lântico)	<0,05 mg L ⁻¹ P
Fósforo total (ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários)	<0,1 mg L ⁻¹ P
Nitrato	<10 mg L ⁻¹ N
Nitrito	<1,0 mg L ⁻¹ N
Nitrogênio amoniacal total	<3,7 mg 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
Sólidos dissolvidos	<500 mg L ⁻¹
Turbidez	<100 UNT
Zinco	<0,18 mg L ⁻¹ Zn
pH	6 - 9

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. ÁREA ESTUDADA

A área estudada consistiu na Bacia Hidrográfica do Córrego Horizonte, localizada sob coordenadas geográficas 41°32' e 41°38' de longitude Oeste e 20°43' e 20°51' de latitude Sul, com área aproximada de 1.265,36 ha, situada no município de Alegre (ES) (Figura 1). Segundo a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo Cwa, caracterizado pelo inverno seco e verão chuvoso.

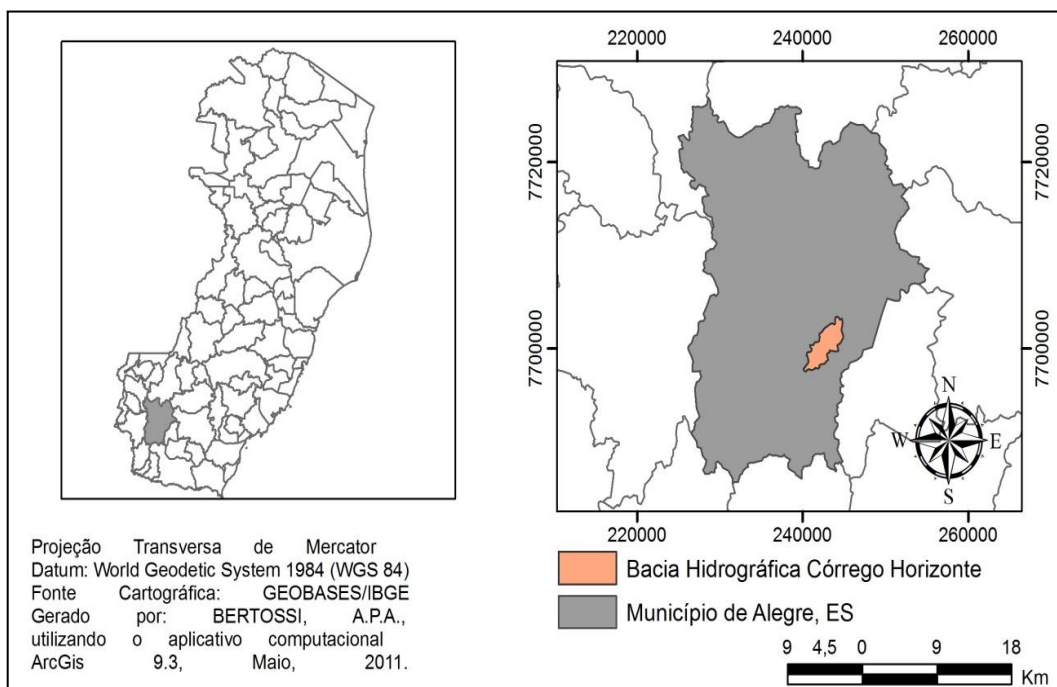


Figura 1. Localização da Bacia Hidrográfica do Córrego Horizonte.

Foram selecionadas três microbacias de cabeceira para coleta de água, cada uma ocupada por diferentes coberturas do solo: pastagem (microbacia P), floresta (microbacia F) e cafeeiro (microbacia C), como apresentado na Figura 2. Desta forma, considerou-se possível atribuir a variação na qualidade das águas unicamente a cobertura do solo, evitando-se a influência de outras coberturas, conforme realizado por Arcova e Cicco (1999); Santos et al. (2007) e Rodrigues (2011).

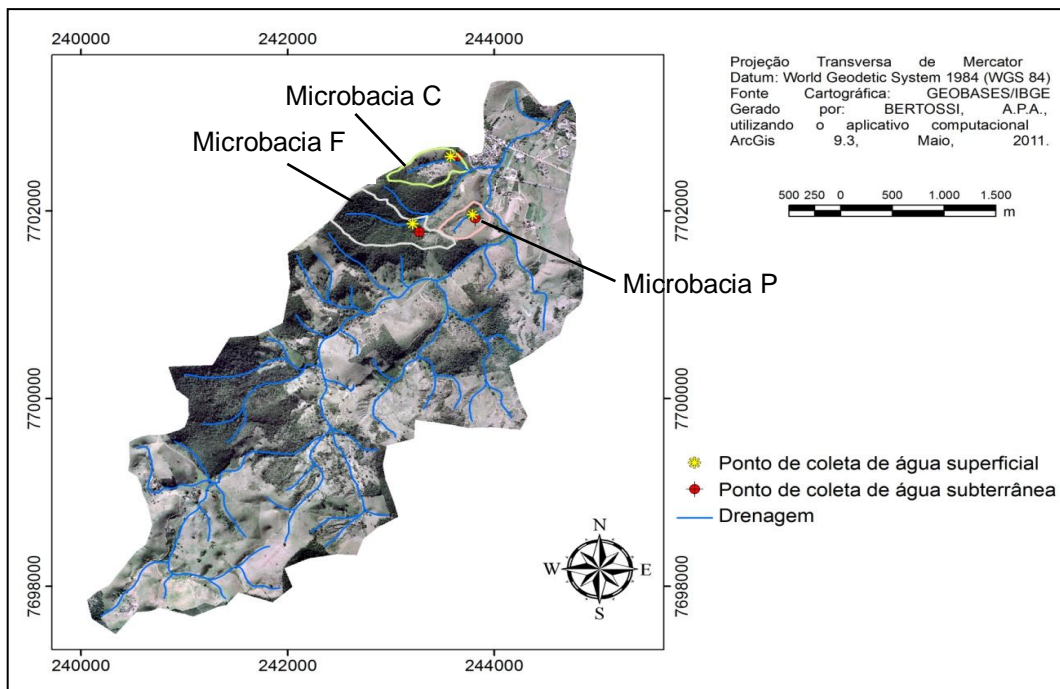


Figura 2. Localização das microbacias estudadas e dos pontos de amostragem de águas superficiais e subterrâneas.

As três áreas estudadas também foram selecionadas por apresentarem homogeneidade quanto ao relevo, tipo de solo e rocha de origem. De acordo a Figura 3, o relevo das microbacias C e F pode ser classificado em fortemente ondulado a montanhoso e da microbacia P em ondulado a fortemente ondulado (EMBRAPA, 1979). O solo das três microbacias foi classificado de acordo com a Embrapa (2006) em Latossolo Vermelho Amarelo e a rocha que deu origem ao solo classificada de acordo com Silva (1993) em biotita gnaiss.

Cabe ainda citar a classificação das microbacias estudadas quanto ao ambiente aquático, na qual o corpo hídrico da microbacia com pastagem é classificado como um ambiente lótico, ou seja, de águas correntes, enquanto os corpos hídricos das microbacias com floresta e café constituem ambientes lênticos, ou seja, com águas de movimento reduzido.

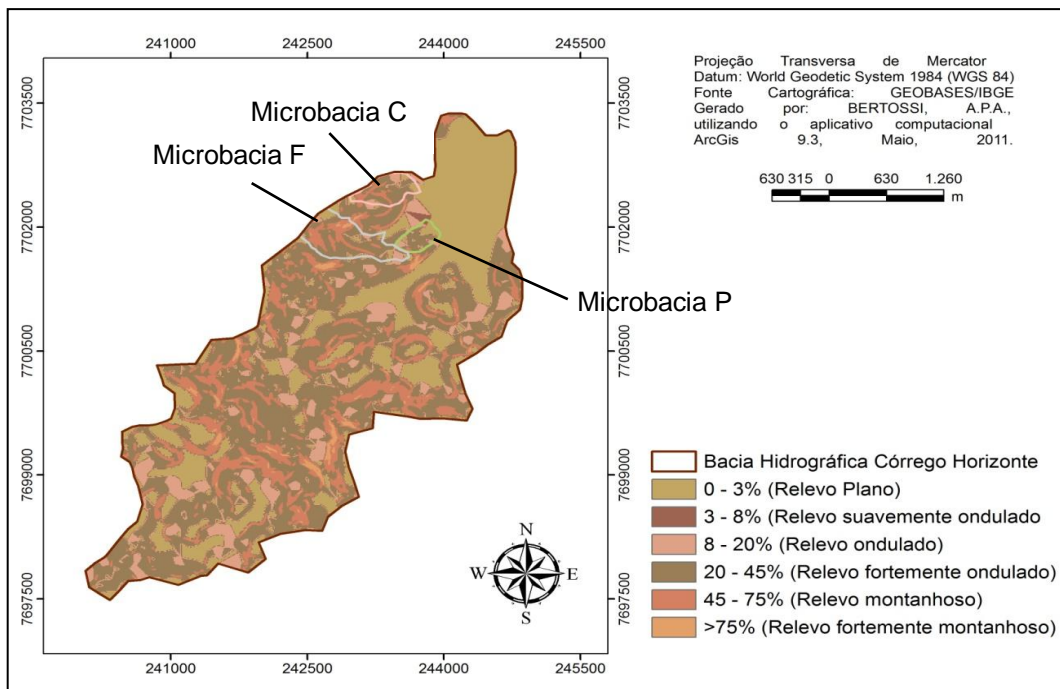


Figura 3. Mapa de relevo da Bacia Hidrográfica do Córrego Horizonte.

A cafeicultura é praticada na microbacia C há 12 anos, sendo o uso anterior a pastagem. O cultivo do cafeeiro dessa área foi feito em curvas de nível e a adubação é feita duas vezes ao ano, sendo uma em novembro e outra em abril, inclusive no período de coleta, com o formulado 25-5-20 (N-P-K). O único controle de pragas na área é feito com herbicidas uma vez ao ano, antes da colheita, em abril.

A floresta da microbacia F é classificada como estacional semidecidual e constitui uma área de regeneração natural há 48 anos, onde antes, em parte, era cultivado cafeeiro.

A pastagem da microbacia P é utilizada para pastejo contínuo misto de bovinos, ovinos e caprinos, desde muito tempo atrás, onde não se usa nenhum insumo agrícola e nenhuma forma de manejo é adotada, seguindo o modelo adotado para a maior parte das pastagens da região sul do Espírito Santo.

Nas Figuras 4, 5 e 6 estão apresentados os mapas de uso do solo das microbacias com pastagem, floresta e cafeeiro, respectivamente.

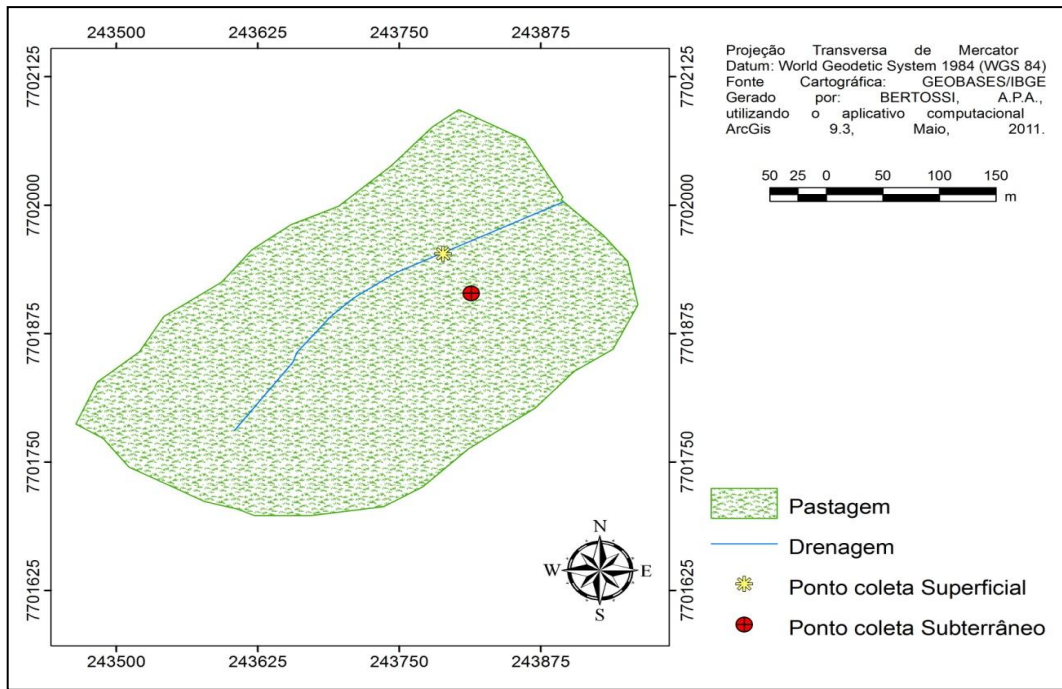


Figura 4. Mapa de uso do solo da microbacia coberta com pastagem.

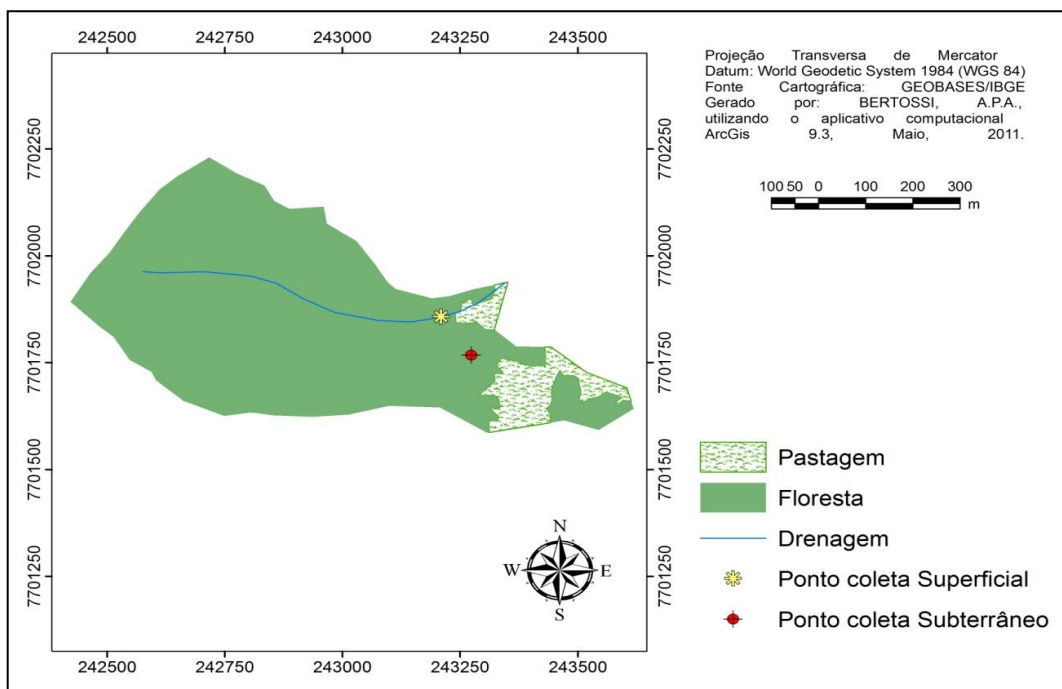


Figura 5. Mapa de uso do solo da microbacia coberta com floresta.

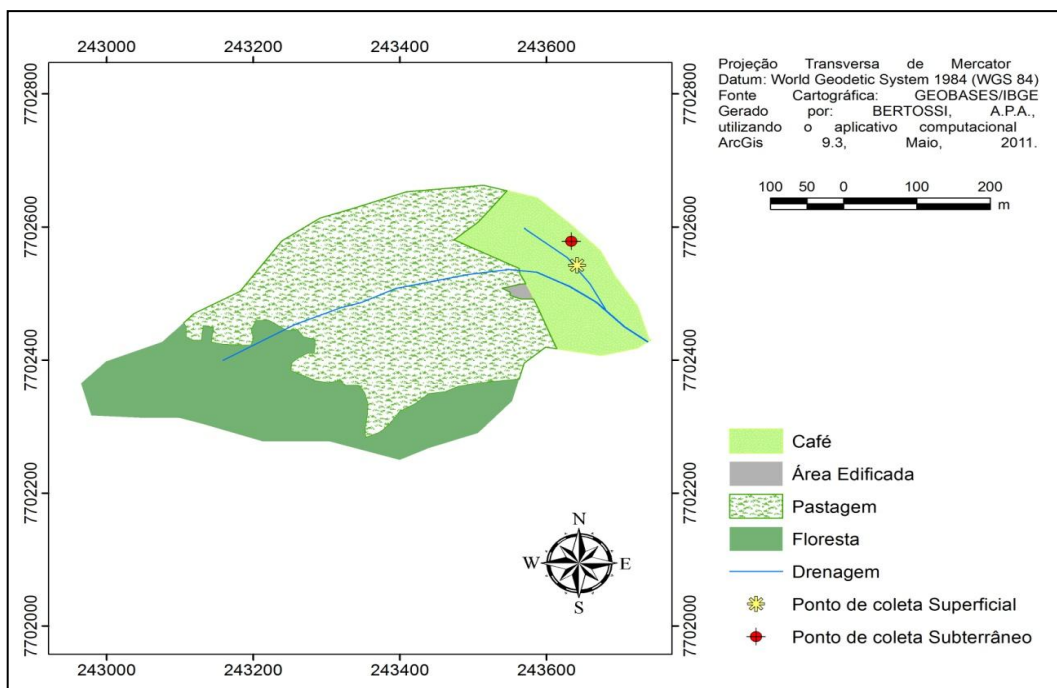


Figura 6. Mapa de uso do solo da microbacia coberta com cafeeiro.

A microbacia P é 100% coberta com pastagem e a microbacia F apresenta quase 100 % da sua área coberta com floresta. A microbacia C apresenta aproximadamente 17% de cobertura do solo com cafeicultura, menos que os outros usos, mas este se encontra localizado em torno dos pontos de coleta, constituindo a área de contribuição daqueles pontos (Figura 6).

4.2. COLETA E ANÁLISE DA ÁGUA

As coletas de águas superficiais e subterrâneas foram feitas em períodos de estiagem (20/08/2010) e de chuvas (22/03/2011). Na Figura 7 está apresentada a distribuição das chuvas nos meses de coleta.

Os dados de precipitação foram obtidos junto ao Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) para a Estação Meteorológica Automática instalada em Alegre, na área do Centro de Ciências Agrárias (CCA) da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), que se localiza a 3 km da bacia hidrográfica estudada, no distrito de Rive, município de Alegre (ES).

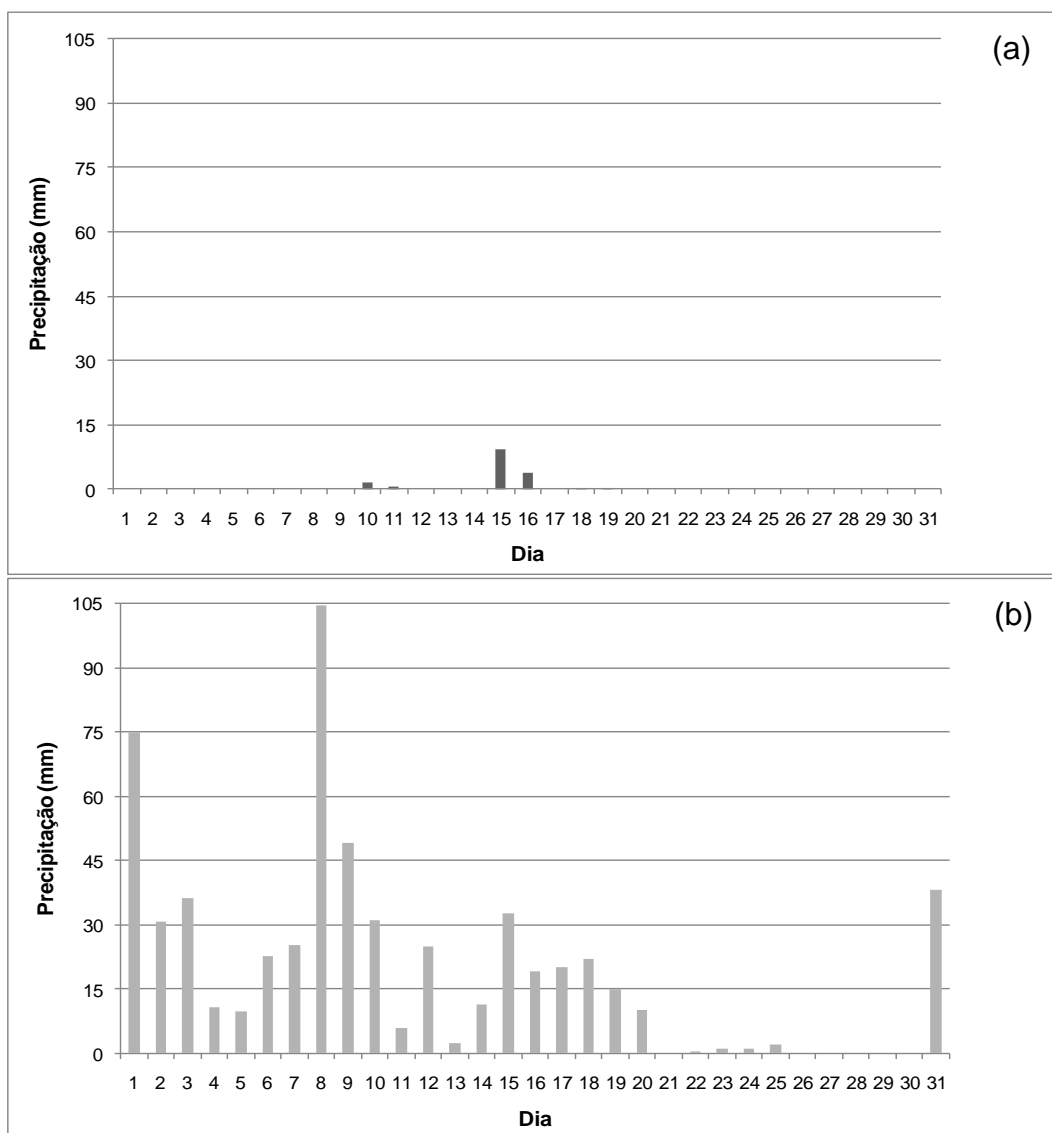


Figura 7. Distribuição da precipitação nos meses de coleta de água: (a) mês de agosto/2010, caracterizando o período de estiagem e (b) mês de março/2011, caracterizando o período de chuva.

As águas superficiais foram coletadas nos exutórios das microbacias com plantio de cafeeiro, floresta e pastagem, com o objetivo de perceber toda a influência das características locais sobre a qualidade da água.

Para a coleta de água subterrânea foram construídos poços de monitoramento próximos aos pontos de coleta de águas superficiais. De acordo com a Tabela 5, pode-se perceber que os poços de monitoramento de água subterrânea eram rasos, recebendo toda influência da cobertura do solo da microbacia.

Tabela 5. Características dos poços de coleta de água subterrânea

	Microbacia P		Microbacia F		Microbacia C	
Profundidade do poço (m)	2,6		5,8		1,8	
	Estiagem	Chuva	Estiagem	Chuva	Estiagem	Chuva
Profundidade do lençol freático (m)	0,7	0,46	1,5	0,92	1,2	0,88

A amostragem das águas superficiais seguiu os procedimentos adotados pela NBR 9898 (ABNT, 1987), que consistiu em mergulhar o frasco de coleta no corpo hídrico, cerca de 15 a 30 cm abaixo da superfície da água para evitar a introdução de contaminantes superficiais. O frasco foi direcionado de modo que a boca ficasse em sentido contrário ao fluxo de água, para a sua retirada do corpo de água foi inclinado lentamente para cima para permitir a saída do ar. Após a retirada foi desprezada uma pequena porção da amostra, deixando um espaço vazio suficiente para permitir uma boa homogeneização antes do início da análise, fechando-se o frasco imediatamente e identificando-se adequadamente a amostra.

A coleta de águas subterrâneas seguiu as normas descritas pela CETESB (1988), na qual, antes da coleta foi efetuada a medição do nível estático de cada poço e esgotamento da água parada. A coleta foi efetuada com a ajuda de um coletor, denominado *bayler* e, após a retirada, a água foi armazenada em frasco de polietileno (Figura 8).

Foram utilizadas caixas de isopor contendo gelo para acondicionamento dos frascos contendo as amostras de águas superficiais e subterrâneas, promovendo seu resfriamento, do momento da coleta até a condução das mesmas ao laboratório, onde foram armazenadas em câmara fria.

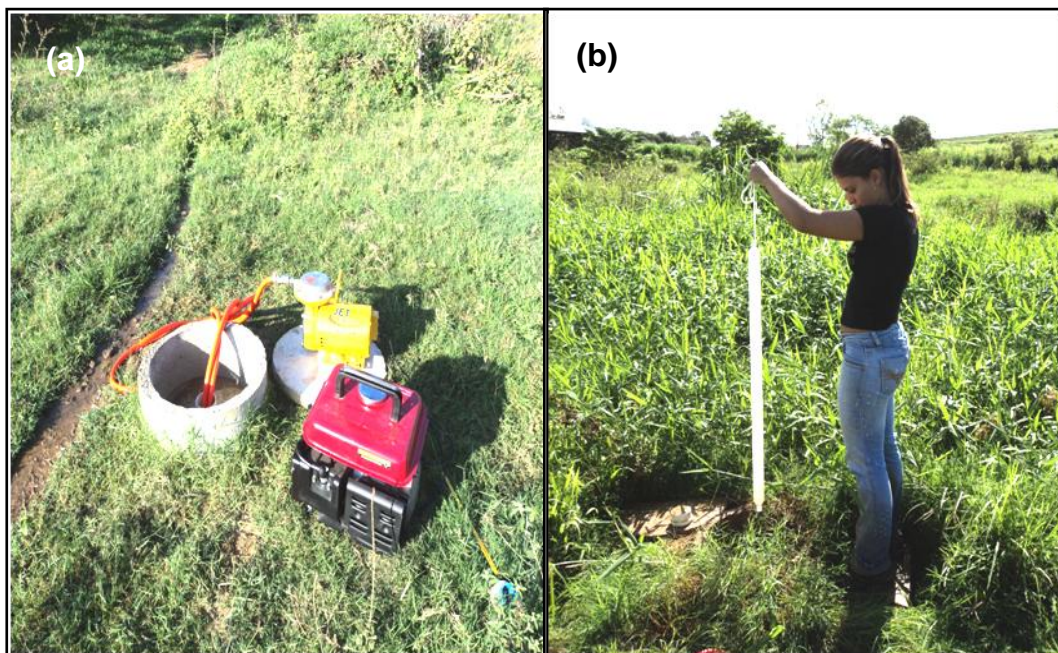


Figura 8. Coleta de água subterrânea: (a) esgotamento da água parada e (b) coleta com *bayler*.

A análise físico-química das águas superficiais e subterrâneas foi feita por meio da determinação do pH, condutividade elétrica (CE), sólidos dissolvidos (STD), sólidos suspensos (SS), turbidez (T), DBO, nitrogênio amoniacal (NH_4^+), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), fósforo total (P total), metais (Ca, Mg, Fe, Na, K, Zn, Cu) e coliforme total (Col. total).

O pH, a condutividade elétrica e a turbidez foram medidos imediatamente após a chegada das amostras ao laboratório, utilizando-se os equipamentos peagâmetro, condutivímetro e turbidímetro, respectivamente, para cada parâmetro.

Os sólidos dissolvidos e suspensos foram obtidos pelo método gravimétrico proposto na NBR 10664 (ABNT, 1989a). A quantidade de sólidos totais foi determinada por diferença de peso de um volume de amostra após secagem em estufa, até a obtenção de massa constante. Para determinação dos sólidos dissolvidos, a amostra foi filtrada e levada à estufa para secagem. Por diferença entre os sólidos totais e dissolvidos foi obtida a medida dos sólidos suspensos.

A DBO foi determinada pela diferença de oxigênio dissolvido da amostra antes e depois de um período de incubação a 20° C por 5 dias, de acordo com a NBR 12614 (ABNT, 1992a).

As concentrações de nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrito e fósforo total foram determinadas por meio de espectroscopia UV/VIS, conforme as metodologias descritas na NBR 10560 (ABNT, 1988), NBR 12620 (ABNT, 1992b), NBR 12619 (ABNT, 1992c) e NBR 12772 (ABNT, 1992d), respectivamente, para cada parâmetro.

Para a determinação do Ca, Mg, Fe, Na, K, Zn, Cu nas amostras, uma alíquota da água filtrada foi acidificada com ácido nítrico até pH menor que 2 e usada para leitura das concentrações no espectrofotômetro de absorção atômica por chama, segundo a metodologia da NBR 13810 (ABNT, 1997).

Na análise microbiológica da água, foi feita a determinação do número mais provável (NMP) de coliformes totais pela técnica dos tubos múltiplos segundo a NBR 11259 (ABNT, 1989b).

Devido à dificuldade em se analisar uma amostra imediatamente após a sua coleta, tornaram-se necessárias técnicas de preservação visando à manutenção de suas características originais até o momento de seu exame em laboratório. Na Tabela 6 estão descritos os parâmetros analisados e os cuidados tomados para que esse problema não ocorresse (ABNT, 1987).

Tabela 6. 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	Preservação	Prazo para análise	Volume mínimo	Tipo de frasco
Sólidos suspensos e dissolvidos	Refrigerar a 4° C	7 dias	1000 mL	P, V
Demanda bioquímica de oxigênio	Refrigerar a 4° C	7 dias	2000 mL	P, V
Metais (Ca, Mg, Fe, Na, K, Zn, Cu)	HNO ₃ conc. até pH < 2	180 dias	1000 mL	P, V
Fósforo total	H ₂ SO ₄ conc. até pH < 2. Refrigerar a 4°C	28 dias	200 mL	V
Nitrogênio Amoniacal	H ₂ SO ₄ conc. até pH < 2. Refrigerar a 4°C	24 horas	1000 mL	P, V
Nitrato	H ₂ SO ₄ conc. até pH < 2. Refrigerar a 4°C	48 horas	200 mL	P, V
Nitrito	Refrigerar a 4°C	74 horas	100 mL	P, V
Potencial Hidrogeniônico	Refrigerar a 4° C	6 horas	200 mL	P, V
Condutividade elétrica	Refrigerar a 4° C	28 dias	500 mL	P, V
Oxigênio dissolvido	2 mL sol. sulfato manganoso e 2 mL sol. álcali iodeto-azida	8 horas	300 mL	V
Turbidez	Refrigerar e manter ao abrigo da luz	24 horas	200 mL	P, V
Coliformes	Refrigerar a 4° C	Até 24 h: de preferência 8h	-	V

Nota: P = polietileno
V = vidro borossilicato.

4.3. CARACTERIZAÇÃO DO SOLO DAS MICROBACIAS

A coleta de solo foi realizada em pontos representativos de cada área. As amostras foram coletadas em três pontos distribuídos dentro de cada microbacia e em três profundidades diferentes, 0-10 cm, 10-20 cm e 20-40 cm.

Para caracterização química, foram efetuadas análises de: pH, P, K, Ca, Mg, Na e Al; acidez potencial (H+Al), seguindo a metodologia da EMBRAPA (1997). Com base nesses dados foram calculados: soma de bases (SB); saturação de bases (V); capacidade de troca catiônica efetiva (t), capacidade de troca catiônica a pH 7 (T) e saturação por alumínio (m).

Para caracterização física foram realizadas análises de: textura, densidade do solo (Ds), densidade de partículas (Dp), de acordo com a metodologia da EMBRAPA (1997). Com base nesses valores foram calculados: porosidade total, estabilidade de agregados (DMG), argila dispersa em água (ADA) e grau de floculação (GF).

Na Tabela 7 estão apresentados os valores médios dos atributos químicos medidos nos solos das microbacias estudadas.

Tabela 7. Caracterização química do solo das microbacias estudadas

	pH_{H2O}	P	K	Ca	Mg	Al
		-----mg dm ⁻³ -----		-----cmol _c dm ⁻³ -----		
Pastagem	5,8	1,9	73,6	2,54	0,28	0,04
Floresta	4,8	1,9	60,3	0,67	0,12	0,47
Cafeeiro	5,6	3,6	48,0	2,18	0,15	0,06

	H+Al	t	T	SB	V	m
	-----cmol _c dm ⁻³ -----				-----%-----	
Pastagem	2,5	0,5	2,9	0,50	17,1	8,74
Floresta	2,8	0,7	3,1	0,28	9,3	61,52
Cafeeiro	2,5	0,3	2,8	0,29	11,3	13,6

A análise granulométrica (Tabela 8) indica que os solos das microbacias apresentam textura média. Os valores médios dos outros atributos físicos do solo estão apresentados na Tabela 9.

Tabela 8. Textura do solo das microbacias estudadas

	Areia grossa	Areia fina	Silte	Argila	Classe textural
	-----g/cm ³ -----				
	-----%-----				
Pastagem	31	18	19	32	Franco-argilo-arenoso
Floresta	35	16	15	34	Franco-argilo-arenoso
Cafeeiro	37	15	16	32	Franco-argilo-arenoso

Tabela 9. Caracterização física do solo das microbacias estudadas

	Ds	Dp	Porosidade	GF	ADA	DMG
	-----g/cm ³ -----		-----%-----			mm
Pastagem	1,39	2,7	49	15,0	32,9	2,28
Floresta	1,42	2,68	47	7,1	31,4	1,91
Cafeeiro	1,38	2,7	49	12,7	31,3	1,74

4.4. ÍNDICE DE QUALIDADE DAS ÁGUAS

Devido ao grande número de parâmetros de qualidade medidos na água, foi aplicada a estatística multivariada através da análise de componentes principais (ACP) para avaliar a importância de cada parâmetro e promover a eliminação daqueles que contribuíram pouco, em termos de variação espacial e sazonal, para a qualidade das águas estudadas.

Um problema encontrado na aplicação de modelos estatísticos multivariados é que estes são dependentes das unidades e escalas em que as variáveis foram medidas. Por exemplo, enquanto a condutividade elétrica é expressa em microsiemens por centímetro ($\mu\text{S cm}^{-1}$), que neste trabalho variou de 80 a 360; o fósforo é determinado em miligrama por litro (mg L^{-1}), variando de 0,01 a 0,2. Por este motivo foi necessário a normalização dos dados segundo a equação 2 para obtenção de valores padronizados das variáveis com média igual a zero e variância igual a um.

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

em que:

X_{sij} = observação da variável j-ésima e i-ésima normalizada;

X_{ij} = valor observado da j-ésima e i-ésima variável;

\bar{X}_i = média da amostra X_{ij} ;

S_i = desvio padrão da variável X_{ij} ;

i = número de variáveis;

j = número de pontos de coleta.

As componentes principais são formadas por combinações lineares das variáveis utilizadas na análise. A primeira componente principal é a combinação entre as variáveis que respondem pela maior quantidade de variância entre as microbacias. A segunda componente principal responde pela segunda maior variância sem estar correlacionada com a primeira. Componentes sucessivas explicam porções progressivamente menores da variância, sem apresentarem correlação com as componentes anteriores (ANDRADE et al., 2003).

A seleção do número de componentes extraídas neste trabalho seguiu os preceitos apresentados por Hair et al. (2005), em que se consideram somente componentes com autovalor superior a um. Este critério fundamenta-se no fato de que qualquer componente deve explicar uma variância superior àquela apresentada por uma simples variável padronizada, que é um.

Após terem sido selecionadas as componentes principais, dentro destas foram escolhidas as variáveis que apresentaram coeficiente de correlação maior ou igual a 0,7 com as componentes selecionadas para comporem o índice de qualidade de água. Segundo Hair et al. (2005) ao se utilizar esse critério, seleciona-se as variáveis que apresentam coeficiente de determinação maior ou igual a 0,5.

O IQA foi calculado por um valor numérico associado a qualidade individual de cada parâmetro (q_i) elevada aos respectivos pesos destes parâmetros na avaliação da variabilidade total da qualidade da água (w_i), como apresentado na equação 1(p. 18).

Os valores de q_i foram obtidos em função da concentração dos parâmetros medidos nas microbacias, na qual foram transformados em valores numéricos que representassem sua qualidade.

Os limites para o enquadramento dos valores de cada parâmetro no seu referido q_i foram realizados seguindo as recomendações de qualidade de água para o consumo humano, após tratamento convencional, da Resolução CONAMA 357/05 (classe 2) (BRASIL, 2005) para os parâmetros STD, P total e DBO; segundo a Resolução CONAMA 396/08 (BRASIL, 2008) para o parâmetro Na; e segundo os padrões de qualidade de água para irrigação proposto por Ayers e Westcot (1994) para os parâmetros CE, Ca e Mg (Tabela 10). Esses parâmetros foram selecionados na análise de componentes principais para comporem o IQA.

Tabela 10. Limites dos parâmetros utilizados no IQA para cálculo do q_i

q_i	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	STD (mg L^{-1})	Ptot (mg L^{-1})	DBO (mg L^{-1})	Ca (mg L^{-1})	Mg (mg L^{-1})	Na (mg L^{-1})
80-100	0-300	0-100	0-0,01	0-1	0-100	0-15	0-50
60-80	300-500	100-200	0,01-0,02	1-2	100-200	15-30	50-100
40-60	500-750	200-350	0,02-0,03	2-3	200-300	30-40	100-175
20-40	750-3000	350-500	0,03-0,05	3-5	300-400	40-60	175-200
0-20	>3000	>500	>0,05	>5	>400	>60	>200

Para a obtenção do q_i correspondente às concentrações dos parâmetros de qualidade medidos nas microbacias, utilizou-se a equação 3, na qual considera-se o valor medido (Tabelas 11, p. 39 e 12, p. 40) e os limites de q_i das variáveis expressas na Tabela 10.

$$q_i = q_{i\max} - \frac{(X_{ij} - X_{\text{inf}}) * q_{i\text{amp}}}{X_{\text{amp}}} \quad (3)$$

em que:

$q_{i\max}$ = valor máximo de q_i para a classe;

X_{ij} = valor observado para a célula ij;

X_{inf} = limite inferior da classe a que pertence X_{ij} ;

$q_{i\ amp}$ = amplitude de classe;

X_{amp} = amplitude da classe a que pertence X_{ij} .

Para o cálculo de X_{amp} da última classe para cada variável, foi considerado como limite superior o maior valor encontrado nas análises físico-químicas das amostras de água para cada variável conforme realizado por Andrade et al. (2005).

Para atribuir os pesos (w_i) a cada parâmetro de qualidade de água utilizado no IQA, tomaram-se como base os resultados obtidos na análise das componentes principais. Neste procedimento, foram utilizados os autovalores das componentes e a contribuição de cada variável pelas respectivas componentes, extraídas da ACP, como realizado por Andrade et al. (2005).

Inicialmente, calculou-se o somatório do autovalor de todas as componentes multiplicadas pela contribuição de cada variável. Em seguida foram ponderados os valores de w_i para cada parâmetro em função de sua contribuição por cada componente, de forma que a soma de todos os w_i fosse igual a um, conforme demonstrado na equação 4.

$$w_i = \frac{F_1 P_{1i} + F_2 P_{2i}}{(\sum_{j=1}^n F_1 P_{1j}) + (\sum_{j=1}^n F_2 P_{2j})} \quad (4)$$

em que:

F_1 e F_2 = autovalor das componentes principais;

P = contribuição das variáveis pela componente principal;

i e j = índices para as variáveis;

n = número de variáveis envolvidas na ACP.

De posse dos valores de q_i e w_i , determinou-se a qualidade das águas brutas que, indicada pelo IQA em uma escala de 0 a 100, foi classificada, segundo os parâmetros avaliados, para abastecimento público, após tratamento convencional, conforme a Tabela 2 (p. 19).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA, FÍSICA E MICROBIOLÓGICA DA ÁGUA

Alguns dos parâmetros medidos na maioria das amostras de águas superficial e subterrânea estavam presentes em concentrações muito baixas, não sendo possível a detecção exata da sua concentração devido ao método utilizado, pois a concentração destes parâmetros se encontrava abaixo do limite de detecção do equipamento, tornando as medidas não confiáveis. Isso ocorreu com o amônio ($<0,2 \text{ mg L}^{-1}$), nitrato ($<0,8 \text{ mg L}^{-1}$), nitrito ($<0,1 \text{ mg L}^{-1}$), zinco ($<0,08 \text{ mg L}^{-1}$) e cobre ($<0,01 \text{ mg L}^{-1}$). As concentrações dos outros parâmetros de qualidade medidos nas águas superficiais e subterrâneas estão apresentadas nas Tabelas 11 e 12, respectivamente.

Tabela 11. Concentração média dos parâmetros de qualidade das águas superficiais das microbacias nos dois períodos de coleta

	MICROBACIA P		MICROBACIA F		MICROBACIA C	
	Estiagem	Chuva	Estiagem	Chuva	Estiagem	Chuva
pH	6,97	7,45	6,95	7,05	6,94	7,05
T (UNT)	8,34	9,10	13,72	14,88	5,99	6,26
CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	102,15	155,5	105,7	80,25	160,0	123,0
STD (mg L^{-1})	66,3	77,7	79	47,5	93	44,0
SS (mg L^{-1})	10,99	24,5	20,83	26,0	21,37	24,4
P total (mg L^{-1})	0,09	0,01	0,13	0,08	0,11	0,03
DBO (mg L^{-1})	1,62	0,81	4,16	1,21	4,05	1,62
Col. total (NMP 100mL ⁻¹)	800	1700	1300	500	2400	3500
Ca (mg L^{-1})	4,99	8,18	4,0	3,85	8,6	5,89
Mg (mg L^{-1})	1,96	4,48	1,89	1,42	3,25	2,37
Fe (mg L^{-1})	0,34	1,19	0,37	0,65	0,16	0,42
Na (mg L^{-1})	7,17	8,2	7,2	6,93	8,97	5,87
K (mg L^{-1})	1,73	1,6	5,03	4,1	2,37	1,83
RAS*	0,69	0,57	0,74	0,76	0,66	0,51

*RAS = $\text{Na}/\sqrt{((\text{Ca} + \text{Mg})/2)}$

Tabela 12. Concentração média dos parâmetros de qualidade das águas subterrâneas das microbacias nos dois períodos de coleta

	MICROBACIA P		MICROBACIA F		MICROBACIA C	
	Estiagem	Chuva	Estiagem	Chuva	Estiagem	Chuva
pH	6,08	7,1	6,3	6,65	7,05	7,45
T (UNT)	9,58	15,04	17,19	1,33	79,0	39,25
CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	211,0	359,5	197,95	179,5	203,0	162,0
STD (mg L^{-1})	142,0	193,0	122,0	72,6	177,5	56,8
SS (mg L^{-1})	37,67	20,0	18,2	18,8	48,3	111,0
P total (mg L^{-1})	0,18	0,07	0,15	0,03	0,16	0,04
DBO (mg L^{-1})	4,86	1,62	4,86	0	5,0	1,21
Col. total (NMP 100mL ⁻¹)	90	220	0	0	20	90
Ca (mg L^{-1})	6,68	26,69	9,39	7,65	12,15	7,57
Mg (mg L^{-1})	3,80	8,73	3,94	3,38	3,77	2,82
Fe (mg L^{-1})	0,02	0,14	0,06	0,06	0,08	0,29
Na (mg L^{-1})	21,83	21,3	18,57	16,5	14,53	9,33
K (mg L^{-1})	2,37	3,23	1,8	1,6	3,9	3,2
RAS*	1,66	0,91	1,28	1,24	0,93	0,73

$$*RAS = Na/\sqrt{((Ca + Mg)/2)}$$

5.2. ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS E SELEÇÃO DAS VARIÁVEIS

Pelo teste da análise da componente principal (ACP), um modelo com duas componentes foi adequado para representar as variáveis físicas, químicas e microbiológicas analisadas nas águas e explicar aproximadamente 91,2% da variância total (Tabela 13).

Tabela 13. Variância das componentes principais para as áreas estudadas

Componentes	Autovalor (variância)	Variância (%)	Variância acumulada (%)
1	4,337	61,95	61,95
2	2,048	29,25	91,2

Pela análise da Tabela 13, verifica-se que a primeira e a segunda componente principal explicaram, respectivamente, 61,95% e 29,25% da

variância total dos dados, concentrando em duas dimensões, 91,2% das informações antes diluídas em 13 dimensões (número de variáveis analisadas). Resultados semelhantes foram encontrados por Mendiguchia et al. (2004) e Toledo e Nicolella (2002) trabalhando com águas superficiais e Andrade et al. (2005) trabalhando com ambos recursos hídricos, superficiais e subterrâneos.

Já Andrade et al. (2007), ao trabalharem com a técnica da Análise Fatorial/Análise da Componente Principal, selecionaram quatro componentes indicadoras da qualidade das águas superficiais estudadas, que juntas explicaram 82,1% da variância total. No presente trabalho foram encontrados valores superiores, ou seja, com apenas duas componentes foi possível explicar 91,2% da variância total dos dados.

Na primeira componente foram selecionadas as variáveis condutividade elétrica, sólidos dissolvidos, cálcio, magnésio e sódio e na segunda componente as variáveis foram fósforo total e DBO. Portanto, o modelo aplicado mostrou que para a primeira componente foram significativas as variáveis relacionadas com os sais dissolvidos na água; enquanto na segunda, os elementos relacionados com a poluição orgânica apresentaram maior significância. Resultados demonstrando o mesmo comportamento do modelo acima foram encontrados por Andrade et al. (2005) ao estudarem a qualidade das águas do rio Trussu no Ceará.

Andrade et al. (2007) também atribuíram as variações na qualidade da água do rio Acaraú, no Ceará, aos materiais orgânicos e aos sais solúveis presentes nas águas. Da mesma forma, Girão et al. (2007) verificaram que as características químicas da área sedimentar da bacia e a poluição orgânica foram determinantes na qualidade das águas do rio Jaibaras no Ceará, além da presença de detergentes e esgotos domésticos, que não foram encontrados nesse estudo.

A análise de componentes principais promoveu boa redução no número de variáveis, na qual foram selecionadas 7 das 13 variáveis analisadas nas águas, ou seja, foram selecionadas aproximadamente 50% das variáveis analisadas para comporem o IQA. De modo oposto, Andrade et al. (2007) não obtiveram bons resultados ao aplicar a análise de componentes principais para

reduzir o número de variáveis, uma vez que o melhor ajuste do modelo ocorreu com a inclusão de 18 das 25 variáveis analisadas.

Através da matriz de correlação composta pelas sete variáveis selecionadas na ACP, pode-se também perceber a relação que existe entre as variáveis selecionadas em cada componente. Na Tabela 14, pode-se observar que 50% dos coeficientes de correlação apresentam valores significativos em nível de 5% de probabilidade pelo Teste t, demonstrando um bom índice de correlação entre as variáveis de qualidade de água selecionadas na ACP. Tal fato demonstra que as variáveis estudadas compartilham fatores comuns (NORUSIS, 1990), ou seja, as variáveis selecionadas na componente 1 apresentam alta correlação entre si, assim como as selecionadas na componente 2.

Tabela 14. Matriz de correlação das variáveis selecionadas na ACP

	CE	STD	P total	DBO	Ca	Mg	Na
CE	1,000						
STD	0,828*	1,000					
P total	0,058	0,513	1,000				
DBO	0,095	0,546	0,823*	1,000			
Ca	0,934*	0,759*	-0,069	0,010	1,000		
Mg	0,957*	0,732*	-0,108	-0,043	0,953*	1,000	
Na	0,822*	0,792*	0,369	0,229	0,606*	0,688*	1,000

* Valores significativos em nível de 5% de probabilidade.

5.3. ÍNDICE DE QUALIDADE DAS ÁGUAS (IQA)

5.3.1. Qualidade Individual das Variáveis (q_i)

Os valores de q_i para cada variável físico-química, nas águas superficiais e subterrâneas, variando de zero a 100, estão apresentados nas Tabelas 15 e 16, respectivamente.

Tabela 15. Valores de q_i para as águas superficiais das microbacias estudadas

	MICROBACIA P		MICROBACIA F		MICROBACIA C	
	Estiagem	Chuva	Estiagem	Chuva	Estiagem	Chuva
CE	93,19	89,63	92,95	94,65	89,33	91,8
STD	93,37	92,23	92,1	95,25	90,7	95,6
P total	13,48	89,05	8,35	15,05	10,77	37,14
DBO	67,63	83,82	28,35	75,72	29,54	67,63
Ca	99,0	98,36	99,2	99,23	98,28	98,82
Mg	97,38	94,02	97,48	98,11	95,66	96,84
Na	97,13	96,72	97,12	97,23	96,41	97,65

Tabela 16. Valores de q_i para as águas subterrâneas das microbacias estudadas

	MICROBACIA P		MICROBACIA F		MICROBACIA C	
	Estiagem	Chuva	Estiagem	Chuva	Estiagem	Chuva
CE	85,93	74,05	86,8	88,03	86,47	89,2
STD	71,6	61,4	75,6	92,74	64,5	94,32
P total	0,3	17,58	4,32	37,14	2,71	31,67
DBO	21,45	67,63	21,45	100	20,0	75,72
Ca	98,66	94,66	98,12	98,47	97,57	98,49
Mg	94,93	88,36	94,75	95,49	94,97	96,24
Na	91,27	91,48	92,57	93,4	94,19	96,27

Os valores de q_i para a condutividade elétrica da água não atingiram o limite de restrição de uso para a irrigação, que seria abaixo de 20. Tanto nas águas superficiais, quanto nas subterrâneas, as microbacias com floresta e cafeeiro apresentaram maiores valores de q_i na estação de chuva, ou seja, apresentaram uma tendência a melhora da qualidade nesse período.

Esta mudança na qualidade das águas, quanto à CE, pode ser devido à diluição dos sais em função das chuvas, que aumentam o nível dos reservatórios e a vazão do rio, este fato foi constatado por Almeida e Schwarzbald (2003) ao avaliarem a qualidade das águas do Arroio da Cria Montenegro (RS) e por Cruz et al. (2003) ao caracterizarem as águas superficiais e subterrâneas do projeto Jaguaribe-Apodi (CE).

A microbacia com pastagem apresentou valores menores de q_i na estação de chuva para ambos os recursos hídricos, isso ocorreu provavelmente devido ao maior escoamento superficial. Segundo Carvalho et al. (2000) áreas sob cobertura de pastagem favorecem o aporte de materiais do solo para as águas superficiais, aumentando a condutividade elétrica, já nas águas subterrâneas, a infiltração de água no solo não foi suficiente para promover a diluição dos sais presentes.

De acordo com Tundisi (1999) alguns íons podem estar associados à alteração da condutividade elétrica da água. Isso fica evidenciado no comportamento dos STD, do Ca, do Mg e do Na, que também foram maiores na estação chuvosa para a microbacia com pastagem e menores nas microbacias com cafeeiro e floresta. Estes parâmetros serão discutidos mais adiante.

Os valores de q_i para os sólidos dissolvidos mantiveram-se abaixo do valor máximo permitido pela Resolução CONAMA 357/05 para águas de classe 2, que trata das águas superficiais que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional, à irrigação de hortaliças e plantas frutíferas, entre outros fins.

Os STD apresentaram o mesmo comportamento da CE para as microbacias em estudos, ou seja, na estação chuvosa os valores de STD foram maiores para a microbacia com pastagem e menores nas microbacias com cafeeiro e floresta. Vale salientar que esses dois parâmetros, STD e CE, fazem parte da mesma componente principal e apresentam alta correlação positiva (Tabela 14, p. 42).

O aumento da concentração de STD na microbacia com pastagem provavelmente ocorreu devido ao maior escoamento superficial, o que pode arrastar também nutrientes do solo para os rios (MIGUEL et al., 2009). Em áreas de pastagens manejadas de forma ineficiente, normalmente sem rotação e com excesso de animais, é comum a presença de camadas compactadas pelo pisoteio que diminuem a infiltração de água no solo (SOUZA et al., 2008).

Os valores de q_i para o fósforo foram maiores na estação chuvosa, ou seja, as águas das microbacias apresentaram tendência de melhora na qualidade na época de chuvas. Quando as precipitações ficaram mais

frequentes, houve a diluição pela água da chuva, o que pode estar relacionado com o fato de o escoamento superficial ter sido menor que o poder de diluição. Este fato também foi observado por Carvalho et al. (2000) ao estudarem relação entre a atividade agropecuária e a qualidade da água do ribeirão da Onça e do ribeirão do Feijão (SP) e Carvalho e Ferreira (2004) ao estudarem a qualidade das águas do ribeirão Ubá (MG).

Nas águas subterrâneas, os teores de fósforo encontrados podem estar associados à fração sólida do solo, já que este parâmetro possui baixa mobilidade, por se adsorver às partículas de argila e óxidos. As águas de aquíferos não confinados têm maior probabilidade de receberem material externo e apresentar valores altos de fósforo (RHEINHEIMER et al., 2010), como observado nesse estudo.

Na estiagem, todas as microbacias apresentaram valores de fósforo em desacordo com a legislação ($> 0,05 \text{ mg L}^{-1}$); já na época de chuva, para as águas superficiais somente a microbacia com floresta permaneceu em desacordo e para as águas subterrâneas apenas a microbacia com pastagem.

Alta concentração de fósforo nas águas pode acarretar decréscimo de oxigênio dissolvido pelo crescimento exagerado de plantas aquáticas, pois o fósforo é um elemento indispensável para o crescimento de algas e, quando em elevadas concentrações pode conduzir a um crescimento desordenado desses seres, provocando o processo denominado de eutrofização em rios e lagos (VON SPERLING, 2007).

As águas de todas as microbacias na época de estiagem e, na época de chuva as águas superficiais da microbacia com floresta e as águas subterrâneas da microbacia com pastagem podem ser classificadas segundo Von Sperling (2005) como eutróficas, pois apresentam valores de fósforo superiores a $0,05 \text{ mg L}^{-1}$.

Os elevados valores de P observados na estação de estiagem nas microbacias com floresta e com cafeeiro ocorreram, possivelmente, devido ao acúmulo de material orgânico como folhas, galhos e flores no solo dessas microbacias e devido a adubação fosfatada na área com cafeeiro. Pois na estação de chuva, época na qual se espera encontrar maiores valores de fósforo devido à maior infiltração de água ou escoamento superficial que

podem carregar consigo alguns elementos do solo, ocorre o maior crescimento da vegetação e elevado consumo de nutrientes essenciais (ANDRADE et al., 2008b).

Na microbacia com pastagem os altos teores de P encontrados na época de estiagem podem estar associados aos excrementos dos animais presentes nas áreas. Primavesi et al. (2000) afirmam que a principal fonte de fósforo em áreas com animais são as fezes.

Os valores de q_i para a DBO apresentam-se dentro do limite estabelecido pela legislação, que é de no máximo 5 mg L^{-1} . Esta variável apresentou a mesma tendência do fósforo, ou seja, uma elevação dos seus valores durante a estação chuvosa. Cabe ressaltar que esses dois parâmetros fazem parte da mesma componente principal e apresentam alta correlação positiva (Tabela 14, p. 42), ou seja, altos valores de fósforo indicam águas eutrofizadas e elevado consumo de oxigênio pelos microrganismos para degradar a matéria orgânica presente.

Segundo Braga (2005), os maiores valores de DBO num corpo d'água são provocados por despejos de origem predominantemente orgânica. Provavelmente a DBO medida nas microbacias com floresta e cafeeiro na época de estiagem se deve à queda das folhas que ocorrem nessa época, já que os pontos de coleta são envoltos por árvores que podem ter contribuído com a matéria orgânica dessas áreas. Além disso, essas águas possuem menor mobilidade que as da pastagem, segundo Von Sperling (2005) águas com baixa velocidade são mais propícias à contaminação orgânica.

Menezes et al. (2009b) encontraram valores de DBO acima de 5 mg L^{-1} em 15 % das amostras de águas subterrâneas analisadas, o que segundo os autores é reflexo do uso e da ocupação do solo na bacia, dos intensos processos de eutrofização que essas águas vêm sofrendo, não só devido à contaminação com resíduos agrícolas, mas também com esgotos e criação de animais. Nesse estudo, apesar de se observar os problemas destacados por Menezes et al. (2009b), exceto a contaminação por esgotos, as microbacias não apresentaram DBO acima de 5 mg L^{-1} para as águas subterrâneas.

Os valores de q_i para o cálcio e para o magnésio apresentaram uma tendência a serem menores na microbacia com pastagem na época de chuva e

maiores nas microbacias com floresta e com cafeeiro, acompanhando o comportamento da CE e STD, com os quais apresentaram alta correlação positiva (Tabela 14, p. 42). No entanto, os valores medidos em todas as microbacias apresentam-se abaixo do máximo permitido para uso na irrigação.

Nesse estudo, os maiores valores de Ca e Mg foram observados na microbacia com pastagem na época de chuva, que provavelmente ocorreu devido ao arraste desse nutrientes do solo pela água das chuvas (GONÇALVES et al., 2005), já que nesta microbacia nenhuma forma de manejo é adotada. Segundo Fernandes et al. (2011) quando a pastagem é bem manejada, as gramíneas auxiliam na retenção do solo e na infiltração da água da chuva no subsolo, dificultando o transporte de sedimentos até o leito do rio. Os autores supracitados, ao avaliarem a influência da cobertura do solo na qualidade da água da microbacia Glória (RJ), encontraram valores baixos de Ca e Mg em áreas com pastagem bem manejadas.

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; por outro lado, nos ecossistemas intensamente cultivados, a concentração de magnésio e cálcio estava relacionada com a sazonalidade da aplicação desses nutrientes, para satisfazer às exigências da cultura. No presente estudo, a baixa concentração de Ca e Mg nas águas pode ser atribuída a baixa concentração desses elementos no solo, já que não são repostos via calagem.

De acordo com Ayers e Westcot (1994), águas utilizadas para irrigação contendo altos teores de magnésio, onde a razão entre cálcio e magnésio é menor do que um, podem apresentar problemas de infiltração. Assim, a razão acima de um é recomendável, pois o cálcio pode reduzir efeitos maléficos do sódio e do magnésio. Nas microbacias estudadas, embora a concentração de magnésio tenha apresentado o mesmo comportamento que o cálcio, a razão entre esses elementos permanece sempre maior do que um, indicando não haver riscos relativos ao magnésio.

Os valores de q_i para o sódio foram maiores na estação chuvosa em todas as microbacias, exceto nas águas superficiais da microbacia com pastagem. O que se observa neste estudo é que não existe uma influência em termos de erosão contribuindo no aumento de sódio na água, nas microbacias com cafeeiro e floresta, pois foram observados os maiores valores na época de estiagem.

Fernandes et al. (2011), ao avaliarem a qualidade da água da microbacia Glória (RJ), também encontrou valores de sódio menores na época de chuva. 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.

O cátion Na é altamente móvel no ambiente e está presente em todas as águas, como enfatizado por vários autores, entre eles Percebon e Bittencourt (2009). Os valores de sódio medidos nas microbacias apresentam-se abaixo do máximo permitido pela Resolução CONAMA 396/08.

Segundo Ayers e Westcot (1994), o sódio representa um problema em águas de irrigação, pois alta concentração de sódio em relação ao cálcio e magnésio pode acarretar problemas de desestruturação do solo, dificultando o processo de infiltração da água devido à obstrução de poros. A capacidade de infiltração da água no solo cresce com o aumento da salinidade (CE) e decresce com o aumento da razão de adsorção de sódio (RAS).

De acordo com o Comitê de Consultores da Universidade da Califórnia (UNIVERSITY OF CALIFORNIA, 1974), a avaliação da qualidade das águas de irrigação deve ser feita calculando-se o *Sodium Adsorption Ratio* (SAR) ou Razão de Adsorção de Sódio (RAS), que leva em consideração os teores de Na, Ca e Mg, conjuntamente. Os valores da RAS associados à CE indicam os graus de restrição ao uso da água na agricultura.

De acordo com os valores de RAS e CE (Tabelas 11, p. 39 e 12, p. 40), as águas das microbacias em estudos apresentam restrição severa ao uso na irrigação, podendo causar desestruturação do solo e dificultar a infiltração de água, exceto a água subterrânea da microbacia com pastagem nas duas épocas de coleta e a microbacia com cafeeiro na época de estiagem que apresentam restrição moderada quanto ao uso na irrigação.

5.3.2. Determinação dos Valores de Pesos (w_i)

O terceiro passo para o cálculo do índice de qualidade de água (IQA) foi a determinação dos pesos (w_i) atribuídos a cada variável, com base nas componentes extraídas na análise multivariada. O valor do peso (w_i) de cada variável foi ponderado em função do autovalor de cada componente (Tabela 13, p. 40) associado à contribuição de cada variável, em relação às componentes principais extraídas (Tabela 17) conforme a equação 4 (p. 38). Os valores de w_i encontrados na ACP estão apresentados na Tabela 18.

Procedimento semelhante foi adotado por Andrade et al. (2005) ao utilizarem um IQA para avaliar a qualidade das águas do rio Trussu (CE). Os sobreditos autores ponderaram os pesos em função das duas primeiras componentes principais encontradas na ACP.

Tabela 17. Contribuição das variáveis nas componentes principais 1 e 2

	CE	STD	Ptotal	DBO	Ca	Mg	Na
CP 1	0,215	0,203	0,018	0,021	0,184	0,188	0,171
CP 2	0,025	0,04	0,414	0,383	0,058	0,074	0,005

Tabela 18. Pesos (w_i) para as variáveis do IQA

	CE	STD	Ptot	DBO	Ca	Mg	Na
w_i	0,155	0,150	0,145	0,137	0,144	0,151	0,118

De acordo com a Tabela 18, pode-se perceber que os pesos para a maioria das variáveis relacionadas à salinidade da água e ao material orgânico mantiveram-se no mesmo patamar, mostrando que esses parâmetros influenciam de forma semelhante à qualidade das águas das microbacias estudadas. Andrade et al. (2005), ao atribuírem pesos para as variáveis mais importantes para composição do IQA das águas do rio Trussu, no Ceará, encontrou maiores pesos para as variáveis relacionadas à concentração salina da água do que para as variáveis relacionadas à presença de componentes orgânicos. Com isto, o índice proposto pelos autores apresentou menor sensibilidade à composição orgânica que aos teores de sais das águas.

5.3.3. Determinação dos valores de IQA

De posse dos valores de w_i e q_i foi possível calcular o IQA para as águas estudadas e classificá-las segundo CETESB (2011) (Tabelas 19 e 20).

Tabela 19. Índice de qualidade das águas superficiais das microbacias estudadas

MICROBACIAS	PERÍODO	IQA	CLASSIFICAÇÃO
Pastagem	Estiagem	68,72	Bom
	Chuva	91,78	Ótimo
Floresta	Estiagem	56,78	Aceitável
	Chuva	71,42	Bom
Cafeeiro	Estiagem	58,46	Aceitável
	Chuva	79,69	Ótimo

Tabela 20. Índice de qualidade das águas subterrâneas das microbacias estudadas

MICROBACIAS	PERÍODO	IQA	CLASSIFICAÇÃO
Pastagem	Estiagem	31,6	Ruim
	Chuva	62,92	Bom
Floresta	Estiagem	47,15	Aceitável
	Chuva	82,51	Ótimo
Cafeeiro	Estiagem	42,65	Aceitável
	Chuva	78,33	Bom

De acordo com a Tabela 19, pode-se constatar que os valores de IQA das águas superficiais das microbacias estudadas variaram entre 56 e 91 (classe de aceitável a ótima qualidade) e conforme a Tabela 20, o IQA das águas subterrâneas variou entre 31 e 82 (classe de ruim a ótima qualidade).

Todas as microbacias apresentaram valores de IQA para as águas subterrâneas inferiores aos das águas superficiais, exceto a microbacia com pastagem na época chuva.

As águas subterrâneas apresentaram teores mais elevados de Ca, Mg, Na e, principalmente, de STD e CE que as águas superficiais, o que é normal. Segundo Narciso e Gomes (2004), as águas subterrâneas apresentam alta

concentração de sais, que variam conforme o material geológico onde a água drena. Essa diferença na concentração fez com que as águas subterrâneas apresentassem menores valores de q_i e conseqüentemente menores valores de IQA, além dos valores de w_i , que foram maiores para os parâmetros que apresentaram maior diferença entre os dois recursos hídricos estudados (CE e STD).

Esta diferença entre a qualidade de água subterrânea e superficial também foi constatada por Jonnalagadda e Mhere (2001) no desenvolvimento de IQA para o rio Odzi, no Zimbábue, empregando as seguintes variáveis: pH, DBO, NO_3^- , PO_4^{3-} , temperatura, sólidos totais suspensos e condutividade elétrica, na qual as águas superficiais apresentaram melhor qualidade que as subterrâneas. Da mesma forma, Andrade et al. (2005), ao estudarem a qualidade das águas do vale do Trussu, observaram grande variabilidade espacial na qualidade das águas subterrâneas, sendo que em alguns pontos foi classificada como inadequada ao consumo humano. Já as águas superficiais foram adequadas ao consumo humano ao longo de todo o período estudado.

Nesse estudo, as águas superficiais também foram classificadas como adequadas ao consumo humano, após tratamento convencional, e irrigação ao longo de todo o período de estudo no que concerne às variáveis analisadas, assim como as águas subterrâneas, exceto para a microbacia com pastagem na época de estiagem.

A análise puramente numérica dos valores de IQA permitiu uma classificação escalonada da água, a partir das médias tanto espaciais, quanto temporais (Tabelas 19 e 20, p. 50). Com base nesta avaliação foi possível determinar as microbacias, bem como a época do ano, de pior e melhor qualidade de água. Quanto à classificação por ordenação de qualidade de água, o índice deixou evidente uma tendência à degradação da qualidade da água no período de estiagem, tanto para a água subterrânea quanto para a superficial.

Esta tendência à variação sazonal da qualidade de água também foi encontrada por Bardolo et al. (2001) ao estudarem a qualidade das águas do rio Bangpakong, no leste da Tailândia. Os autores justificam como uma das causas dos menores valores de IQA na estação de estiagem, a redução da

diluição dos parâmetros envolvidos no cálculo do índice em consequência das baixas taxas de vazão do rio. Resultados diferentes foram encontrados por Zonta et al. (2008) nas águas do rio Alegre, no 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.

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. No ribeirão da Onça, a qualidade da água foi classificada como aceitável no inverno e imprópria para tratamentos convencionais no verão, enquanto no Ribeirão do Feijão a água apresentou qualidade ótima no inverno e apenas boa no verão. Os autores atribuem essa variação sazonal à precipitação, que ao contrário de diluir a concentração de resíduos, aumentou o escoamento superficial do solo, resultando em IQA menor e diminuindo a qualidade da água.

Quanto à variação espacial da qualidade da água superficial, a microbacia com pastagem apresentou maiores valores de IQA, seguido pelas microbacias com cafeeiro e com floresta. De acordo com a Tabela 15 (p. 43), essa variação pode ser reflexo dos valores de q_i dos parâmetros DBO e P total, que foram menores nas microbacias com floresta e com cafeeiro e representam a contaminação orgânica dessas áreas.

Além disso, as águas das microbacias com floresta e cafeeiro, são caracterizadas como lânticas, ou seja, apresentam movimento reduzido, o que segundo Von Sperling (2005) faz com que essas águas estejam mais propícias a contaminação orgânica.

Os parâmetros DBO e P total mostraram-se eficientes em segregar as microbacias quanto à qualidade, apesar de terem sido selecionados na segunda componente e explicarem 29,25% da variância total dos dados, metade da primeira componente.

Já para a água subterrânea, a microbacia com floresta apresentou maiores valores de IQA, seguida pelas microbacias com cafeeiro e com pastagem. De acordo com a Tabela 16 (p. 43), os valores de IQA desse recurso hídrico foram influenciados pelos valores de q_i do P total que foram

menores na microbacia com pastagem. Toledo e Nicoletta (2002) também verificaram uma influência do fósforo na deterioração da qualidade da água de microbacias agrícolas e urbanas.

No geral, pode-se perceber que a qualidade das águas superficiais e subterrâneas está sendo mais influenciada pelas variáveis orgânicas (P total e DBO) do que por aquelas relacionadas à salinidade da água (CE, STD, Ca, Mg e Na), o que também foi constatado por Bonnet et al. (2008).

De modo contrário, Andrade et al. (2005) verificaram que as variáveis relacionadas à salinidade da água eram as que mais influenciavam na qualidade das águas do rio Trussu, no Ceará, o que é coerente, já que as águas do nordeste brasileiro estão sujeitas às elevadas taxas de evaporação, tornando-se salinas. 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 (MEIRELES et al., 2007).

Pinto et al. (2009) verificaram uma diferença na qualidade da água do Ribeirão Lavinha (MG) em áreas que apresentavam diferentes coberturas do solo, na qual o solo coberto com pastagem apresentou pior qualidade da água que a área coberta com floresta. Segundo os autores, a pecuária extensiva, juntamente com o baixo nível tecnológico empregado na área com pastagem, foram determinantes no nível da qualidade da água, concorrendo para a elevação dos valores de coliformes termotolerantes. A presença da mata nativa, de mata em processo de regeneração e áreas ciliares concorreu para um melhor nível da qualidade da água. Já Vanzela et al. (2010) observaram que microbacias ocupadas por matas e pastagens contribuem para a melhoria da qualidade da água, enquanto as áreas com agricultura para a degradação.

Na bacia hidrográfica do Córrego Horizonte, apesar de nenhum manejo ser adotado na área com pastagem, essa microbacia foi a que apresentou melhor qualidade da água superficial e a microbacia com floresta qualidade inferior, resultados diferentes dos obtidos por Pinto et al. (2009). Segundo esses autores, a deterioração da qualidade da área com pastagem deveu-se à presença de coliformes termotolerantes, parâmetro que não fez parte do IQA das microbacias do Córrego Horizonte.

Além disso, a área com floresta possui mata ciliar em apenas uma de suas vertentes e águas com movimento reduzido, o que pode ter contribuído para a deterioração da qualidade da água dessa microbacia. Donadio et al. (2005) salientam que microbacias com vegetação natural remanescente servem como referência para a comparação com outras microbacias impactadas, o que neste caso não se aplica devido as características do corpo hídrico onde as coletas foram realizadas.

Assim como no presente estudo, Fernandes et al. (2011), ao estudarem a influência da cobertura do solo na qualidade da água da microbacia Glória, no Rio de Janeiro, concluíram que o estudo em nível de microbacia conseguiu representar o estado de uso do solo e sua influência na qualidade da água. Segundo os autores, áreas ocupadas por floresta e capoeira favoreceram a melhoria de alguns parâmetros de qualidade de água. As áreas com pastagem não influenciaram negativamente a qualidade da água da microbacia, já a agricultura, o uso urbano e o solo exposto influenciaram negativamente a turbidez e sólidos totais na água.

6. CONCLUSÕES

Os resultados apresentados neste trabalho conduziram às seguintes conclusões:

1. Dentre todas as variáveis analisadas, as mais representativas da variabilidade espacial e temporal da qualidade da água das microbacias foram: condutividade elétrica, sólidos dissolvidos, fósforo total, DBO, Ca, Mg e Na;
2. A qualidade das águas superficiais e subterrâneas foi mais influenciada pelas variáveis orgânicas do que por aquelas relacionadas à salinidade da água;
3. O índice de qualidade de água (IQA) apresentou-se eficiente para avaliar a qualidade das águas das microbacias, em lugar de se estudar isoladamente cada variável;
4. Ocorreu redução da qualidade das águas durante a estação de estiagem;
5. As águas superficiais das microbacias foram adequadas ao consumo humano, após tratamento convencional, ao longo de todo o período estudado;
6. As águas subterrâneas das microbacias foram adequadas ao consumo humano, após tratamento convencional, ao longo de todo o período estudado, exceto na microbacia coberta com pastagem no período de estiagem;
7. A água superficial da microbacia com pastagem apresentou melhor qualidade no período estudado, devido a diferenças nas características dos corpos hídricos estudados;
8. A água subterrânea da microbacia com floresta apresentou melhor qualidade no período estudado.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUILERA, P. A.; CASTRO, H.; RESCIA, A.; SCHMITS, M. F. Methodological Development of an Index of Coastal Water Quality: Application in a Tourist Area. **Environmental Management**, v. 27, n. 2, p. 295-301, 2001.

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, 2003.

ANDRADE, E. M. de; SILVEIRA, S. S.; AZEVEDO, B. M. 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, 2003.

ANDRADE, E. M. 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 Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 36, n. 2, p. 135-142, 2005.

ANDRADE, E. M.; ARAÚJO, L. F. P.; ROSA, M. F.; DISNEY, W.; ALVES, A. B. Seleção dos indicadores da qualidade das águas superficiais pelo emprego da análise multivariada. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 27, n. 3, 2007.

ANDRADE, E. M.; PALÁCIO, H. A. Q.; SOUZA, I. H.; LEÃO, R. A. O.; GUERREIRO, M. J. Land use effects in groundwater composition of an alluvial aquifer (Trussu River, Brazil) by multivariate techniques. **Environmental Research**, v. 106, p.170–177, 2008a.

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, 2008b.

ANDRADE, E. M.; AQUINO, D. N.; CRISÓSTOMO, L. A.; RODRIGUES, J. O.; LOPES, F. B. Impacto da lixiviação de nitrato e cloreto no lençol freático sob condições de cultivo irrigado. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.39, n.1, p.88-95, 2009.

ANDRADE, E. M. LOPES, F. B.; PALÁCIO, H. A. Q.; AQUINO, D. N.; ALEXANDRE, D. M. B. Land use and groundwater quality: the case of Acaraú Irrigated Perimeter, Brazil. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v.41, n.2, p. 208-215, 2010.

ARCOVA, F. C. S.; CICCIO, V. Características do deflúvio de duas microbacias hidrográficas no laboratório de hidrologia florestal Walter Emmench, Cunha - SP. **Revista do Instituto Florestal de São Paulo**, São Paulo, v.9, n.2, p.153-70, 1997.

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 Florestalis**, Piracicaba, n.56, p. 125-134, 1999.

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

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **Águas - Determinação de Nitrogênio Amoniacal - Métodos de nesslerização, fenato e titulométrico**: 10.560. Rio de Janeiro, 1988. 15p.

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

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **Águas minerais e de mesa – Coliformes totais e fecais - Determinação do número mais provável (N.M.P.) pela técnica dos tubos múltiplos**: 11.259. Rio de Janeiro, 1989b. 3p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **Águas - Determinação da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) – Método de incubação (20°C, cinco dias)**: 12.614. Rio de Janeiro, 1992a. 5p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **Águas - Determinação de nitrato - Métodos do ácido cromotrópico e do ácido fenoldissulfônico**: 12.620. Rio de Janeiro, 1992b. 5p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **Águas - Determinação de nitrito - Método da sulfanilamida e N-(1-naftil)-etilenodiamina**: 12.619. Rio de Janeiro, 1992c. 4p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **Água - Determinação de fósforo – Método de ensaio**: 12.772. Rio de Janeiro, 1992d. 9p.

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.

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: 01 mar. 2011.

BARDOLO, 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.

BARROS, F. G. N.; AMIN, M. M. Água: um bem econômico de valor para o Brasil e o mundo. **Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional**, Taubaté, v. 4, n. 1, p. 75-108, 2008.

BASSO, E.R.; CARVALHO, S.L. Avaliação da qualidade da água em duas represas e uma lagoa no município de Ilha Solteira – SP. **Holos Environment**, São Paulo, v.7 n.1, p.16- 29, 2007.

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, v.32, n.2, p.311-322, 2008.

BRAGA, B.; HOSPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; MIERZWA, J. C.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à engenharia ambiental**. 2. ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.

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 mar. 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 396 de 03 abr. 2008. **Diário Oficial da União** nº 066, 07 abr. 2008, seção 1, pág. 64-68. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=562>> Acesso em: 03 mar. 2010.

CARVALHO, A. R.; SCHLITTLER, F. H. M.; TORNISIELO, V. L. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físico-químicos da água. **Química nova**, São Paulo, v.23, n.5, p.618-622, 2000.

CARVALHO, C. F.; FERREIRA, A. L. Qualidade das águas do ribeirão Ubá – MG. **Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, v.57, n.3, p. 165-172, 2004.

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.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Amostragem e monitoramento das águas subterrâneas**: 6410. São Paulo, 1988. 32p.

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-de-qualidade-das-aguas---old>>. Acesso em: 10 dez. 2010.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **IQA – Índice de qualidade das águas**. 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 em: 20 abr. 2011.

CRUZ, M. G. M.; ANDRADE, E. M.; NESS, R. L. L.; MEIRELES, A. C. M. Caracterização das águas superficiais e subterrâneas do projeto Jaguaribe-Apodi. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 23, n. 1, p. 187-194, 2003.

CUSTODIO, E.; LLAMAS, M. R. **Hidrologia Subterranea**. 2. ed. Barcelona: Omega, 2001. 1157 p.

DEBELS, P.; FIGUEROA, R.; URRUTIA, R.; BARRA, R.; NIELL, X. Evaluation of Water Quality in the Chillán River (central Chile) Using Physicochemical Parameters and a Modified Water Quality Index. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 110, p. 301-322, 2005.

DONADIO, N. M. M.; GALBIATTI, J. A.; PAULA, R. C. DE. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do Córrego Rico, São Paulo, Brasil. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.25, n.1, p.115-125, 2005.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Súmula da 10ª Reunião Técnica de Levantamento de Solos**. Rio de Janeiro, 1979. 83p.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. Rio de Janeiro, 1997. 212 p.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Rio de Janeiro, 2006. 316p.

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

FEITOSA, F.; MANOEL FILHO, J. **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. 2. ed. Fortaleza: CPRM, 2000. 391p.

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, 2011.

FLORES, J. C. Comments to the use of water quality indices to verify the impact of Cordoba City (Argentina) on Suquíya river. **Water Research**, Amsterdam, v.36, p.4664-4666, 2002.

FOLEY, J. A.; DEFRIES, R.; ASNER, G. P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S. R.; CHAPIN, F. S., COE, M. T.; DAILLY, G. C.; GIBBS, H. K.; HELKOWSKI, J. H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E. A.; KUCHARIK, C. J.; MONFREDA, C.; PATZ, J. A.; PRENTICE, C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P.

Global consequences of land use. **Science**, Washington, v. 309, p. 570-576, 2005.

FONTENELE, S. B.; ANDRADE, E. M.; 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, 2011.

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**, Itajaí, 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**, Fortaleza, v.38, n.1, p.17-24, 2007.

GONÇALVES, C. S.; RHEINHEIMER, D. S.; PELLEGRINI, J. B. R.; KIST, S. L. Qualidade da água numa microbacia hidrográfica de cabeceira situada em região produtora de fumo. **Revista Brasileira Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.9, n.3, p.391-399, 2005.

GOULART, M.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista Fapam**, Pará de Minas, v. 2, n. 2, p. 153-164, 2003.

HAIR, J. J. F.; ANDERSON, R. E.; TATHAM, R. L.; BLACK, W. C. **Análise multivariada de dados**. 5.ed. Porto Alegre: Bookman, 2005. 593 p.

JIANG, Y.; ZHANG, C.; YUAN, D.; ZHANG, G.; HE, R. Impact of land use change on groundwater quality in a typical karst watershed of southwest China: a case study of the Xiaojiang watershed, Yunnan Province. **Hydrogeology Journal**, v. 16, p. 727-735, 2008.

JONNALAGADDA, S. B.; MHERE, G. Water Quality of the Odzi river in the eastern highlands of Zimbabwe. **Water Research**, Amsterdam, v. 35, n. 10, p. 2371-2376, 2001.

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.

LIMA, W. P. **Hidrologia florestal aplicada ao manejo de bacias hidrográficas**. Piracicaba: USP, 2008, 245 p.

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

MAROTTA, H.; SANTOS, R. O.; ENRICH-PRAST, A. Monitoramento limnológico: um instrumento para a conservação dos recursos hídricos no planejamento e na gestão urbano-ambiental. **Ambiente & Sociedade**, Campinas, v.11. n.1, p.67-79, 2008.

MARQUES, M. N. DAUDE, L. F.; SOUZA, R. M. G. L.; COTRIN, M. E. B.; PIRES, M. A. F. Avaliação de um índice dinâmico de qualidade de água para abastecimento: um estudo de caso. **Exacta**, São Paulo, v.5, n.1, p. 47-55, 2007.

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 Agrônômica**, 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.; JUNIOR, J. A. J.; 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, 2009a.

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

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, p.33-38, 2002.

MIGUEL, F. R. M.; VIEIRA, S. R.; GREGO, C. R. Variabilidade espacial da infiltração de água em solo sob pastagem em função da intensidade de pisoteio. **Pesquisa agropecuária brasileira**, Brasília, v.44, n.11, p.1513-1519, 2009.

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

NARCISO, M. G.; GOMES, L. P. Qualidade da água subterrânea para abastecimento público na Serra das Areias, Aparecida de Goiânia – GO. **Revista Técnica da Sanepar**, Curitiba, v.21, n.21, p. 4-18, 2004.

NORUSIS, M. J. **SPSS Base System User's Guide**. Chicago: SPSS Inc, 1990. 520 p.

PERCEBON, C. M.; BITTENCOURT, A. V. L. Considerações sobre as características de qualidade das águas subterrâneas de Blumenau-SC em relação à Resolução CONAMA 396. **Águas subterrâneas**, São Paulo, v.23, n.1, p. 69-84, 2009.

PINTO, V. A. P.; BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C.; FERREIRA, E. Estudo das nascentes da bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG. **Scientia Forestalis**, Piracicaba. n. 65, p.197-206, 2004.

PINTO, D. B. F.; SILVA, A. M.; MELLO, C. R.; COELHO, G. Qualidade da água do Ribeirão Lavrinha na região Alto Rio Grande – MG, Brasil. **Revista Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v.33, n.4, p. 1145-1152, 2009.

PIONKE, H. B.; GBUREK, W. J.; SHARPLEY, A. N. Critical source area controls on water quality in an agricultural watershed located in de Chesapeake basin. **Ecological Engineering**, Columbus, v.14, p.325-335, 2000.

PRIMAVESI, O.; FREITAS, A. R.; OLIVEIRA, H. T.; PRIMAVESI, A. C. P. A. A qualidade da água na microbacia hidrográfica do Ribeirão Canchim, São Carlos, SP, ocupada por atividade pecuária. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Botucatu, v.12, p. 95-111, 2000.

QUEIROZ M. M. F., IOST, C., GOMES, S. D., VILAS BOAS, M. A. Influência do uso do solo na qualidade da água de uma microbacia hidrográfica rural. **Revista verde de agroecologia e desenvolvimento sustentável**, Mossoró, v.5, n.4, p. 200-210, 2010.

REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (Orgs.). **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 3. ed. São Paulo: Escrituras, 2006. 749 p.

RHEINHEIMER, D. S.; GONÇALVES, C. S.; BORTOLUZZI, E. C.; PELLEGRINI, J. B. R.; SILVA, J. L. S.; PETRY, C. Qualidade de águas subterrâneas captadas em fontes em função da presença de proteção física e de sua posição na paisagem. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.30, n.5, p.948-957, 2010.

RODRIGUES, A. S. L.; MALAGAIA, G. Degradação dos recursos hídricos e saúde humana: uma atualização. **Revista Saúde e Ambiente**, Joinville, v. 10, n. 1, p. 14-23, 2009.

RODRIGUES, F. M. ; PISSARRA, T. C. T. ; CAMPOS, S. Análise de Fósforo no Recurso Hídrico da Microbacia Hidrográfica da Fazenda Glória, Taquaritinga, SP. **Revista SODEBRAS** , Rio de Janeiro, v. 6, p. 2-8, 2011.

SAID, A.; SEHLKE, G.; STEVENS, D. K. An Innovative Index for Evaluating Water Quality in Streams. **Environmental Management**, v. 34, n. 5, p. 406-414, 2004.

SANTOS, G. V.; DIAS, H. C. T.; SILVA, A. P. S.; MACEDO, M. N. C. Análise hidrológica do Córrego Romão dos Reis, Viçosa – MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v.31, n.5, p. 931-940, 2007.

SARDINHA, D. S. CONCEIÇÃO, F. T. SOUZA, A. D. G.; SILVEIRA, A.; DE JULIO, M.; GONÇALVES, J. C. S. I. Avaliação da qualidade da água e autodepuração do Ribeirão do Meio, Leme (SP). **Engenharia Agrícola e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.13, n.3, p. 329-338, 2008.

SILVA, J. N. **Programa Levantamentos Geológicos Básicos do Brasil: Cachoeiro de Itapemirim**. Folha SF.24-V-A-V. Estado do Espírito Santo. Escala 1:100.000. Brasília: DNPM/CPRM. 176 p. 2 mapas. 1993.

SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F.; SCHAEFER, C. E. G. R.; AMORIM, R. S. S.; PAIVA, K. W. N. Efeito da cobertura nas perdas de solo em um Argissolo Vermelho-Amarelo utilizando simulador de chuva. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.25, n.2, p.409-419, 2005.

SNYDER, M. N.; GOETZ, S. J.; WRIGHT, R. K. Stream health rankings predicted by satellite derived land cover metrics: Impervious area, forest buffers and landscape configuration. **Journal of the American Resources Association**, v.41, n.3, p.659-677, 2005.

SOUZA, G. S.; LIMA, J. S. S.; SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R. B. Variabilidade espacial de atributos químicos em um Argissolo sob pastagem. **Acta Scientiarum Agronomy**, Maringá, v.30, p.589-596, 2008.

STIGTER, T. Y.; RIBEIRO, L.; CARVALHO DILL, A. M. M. Application of a groundwater quality index. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v.327, n.3-4, p.578-591, 2006.

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

TSEGAYE, T.; SHEPPARD, D.; ISLAM, K. R.; JOHNSON, A.; TADESSE, W.; ATALAY, A.; MARZEN, L. Development of Chemical Index as a Measure of In-stream Water Quality in Response to Land-use and Land-cover Changes. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 174, p. 161-179, 2006.

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

UNIVERSITY OF CALIFORNIA. **Guideline for Interpretation of Water Quality for Agriculture**. Davis: Committee of consultants, 1974. 13 p. Disponível em

<<http://www.fao.org/docrep/003/t0234e/t0234e00.htm>>. Acesso em: 29 abr. 2011.

VANZELA, L. S.; HEENANDEZ, F. B. T.; FRANCO, R. A. M. Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Córrego Três Barras, Marinópolis. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.14, n.1, p.55-64, 2010.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 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.

WETZEL, R. G. **Limnology**. 2. ed. USA: Saunders College Publishing, 1993. 914 p.

ZONTA, J. H.; ZONTA, J. B.; RODRIGUES, J. I. S.; REIS, E. F. Qualidade das águas do rio Alegre, Espírito Santo. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v.39, n.01, p. 155-161, 2008.