Carla Daniela Câmara

CRITÉRIOS E INDICADORES PARA O MONITORAMENTO
HIDROLÓGICO DE FLORESTAS PLANTADAS

Tese apresentada à Escola de
Engenharia de São Carlos, da
Universidade de São Paulo como
parte dos requisitos para obtenção
do título de Doutor em Hidráulica e
Saneamento

ORIENTADORA: Prof^ª. Titular Maria do Carmo Calijuri

SÃO CARLOS – SP
2004

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento
da Informação do Serviço de Biblioteca – EESC/USP

C172c Câmara, Carla Daniela
 Critérios e indicadores para o monitoramento
 hidrológico de florestas plantadas / Carla Daniela Câmara.
 -- São Carlos, 2004.

 Tese (Doutorado) -- Escola de Engenharia de São
 Carlos-Universidade de São Paulo, 2004.
 Área: Hidráulica e Saneamento.
 Orientador: Prof^a. Tit. Maria do Carmo Calijuri.

 1. Indicadores. 2. Microbacia. 3. Hidrologia. 4.
 Macroinvertebrados. 5. Eucalipto. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidata: Engenheira **CARLA DANIELA CÂMARA**

Tese defendida e julgada em 15-12-2004 perante a Comissão Julgadora:

Profa. Titular **MARIA DO CARMO CALIJURI (Orientadora)**
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

aprovada

Prof. Dr. **WALTER DE PAULA LIMA**
(Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"/USP)

Aprovada

Profa. Dra. **MARIA JOSÉ BRITO ZAKIA**
(Centro Universitário de Araraquara/UNIARA)

Aprovada

Profa. Dra. **ALAÍDE APARECIDA FONSECA GESSNER**
(Universidade Federal de São Carlos/UFSCar)

Aprovada

Dra. **AÚREA MARIA BRANDI NARDELLI**
(Auditora de Certificação Florestal no Brasil do Programa SGS Qualifor/Viçosa-MG)

APROVADA

Profa. Titular **MARIA DO CARMO CALIJURI**
Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em
Engenharia (Hidráulica e Saneamento) e
Presidente da Comissão de Pós-Graduação

Ao meu irmão
Luiz Fernando

AGRADECIMENTOS

À Profa. Maria do Carmo Calijuri por orientar este trabalho com dedicação e profissionalismo.

Ao “Mestre” Professor Walter de Paula Lima pela orientação, e por seu exemplo de profissionalismo, competência e dedicação.

À Dra. Maria José Brito Zákia, sempre compartilhando seu conhecimento e experiência com amizade e dedicação.

À Pofa. Alaíde A. Fonseca-Gessner, da Universidade Federal de São Carlos, por seu apoio paciente e fundamental para o desenvolvimento deste trabalho.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo - FAPESP, pela concessão da bolsa de estudos e da reserva técnica, processo 00/00746-2.

Ao assessor da FAPESP, por suas críticas e sugestões que muito colaboraram para o desenvolvimento do trabalho.

Ao CNPq/CTHidro, processo 550270/02-7.

Aos colegas do Laboratório de Hidrologia Florestal da ESALQ/USP que proporcionaram um ambiente de amizade e companheirismo, colaborando durante todo o desenvolvimento deste trabalho. Valeu Paula, Prof. Lima, Zezé, Cáudia, Fernando, Carolina, Elisa, Kátia, Fernando P., Júlio, Eliete, Carla...

Um agradecimento especial para Paula Menghini, por sua amizade, pela sua competência na organização do banco de dados e por sua disposição em ajudar, sempre com paciência e bom humor.

À Cláudia “Tetê” por sua ajuda nas coletas de campo, e em tantos outros momentos deste trabalho.

Aos amigos com quem compartilhei a vida em Piracicaba, Vivi, Patrícia, Cláudia, Simone Vicente, Ana Cristi, Fábio, Tati, Viviane e às tão queridas D. Mazé, e D. Lita.

Às amigas Simone Vieira e Lúcia Vidor, que sempre me acolheram nos momentos difíceis, e foram a família presente em Piracicaba.

Às companheiras do “Clube”, Zezé, Lúcia, Renata, Noemi, Mariana, Vânia, Calu e Elaine A vocês, meu sincero *como pude???*

Ao Alexandre, por todos os momentos difíceis ou felizes, mas inesquecíveis, que compartilhamos ao longo destes anos...

À Sirlei e à Ana, amigas distantes mas sempre presentes e aos pequenos Rodrigo, Marina e Bruno.

À, amiga Mariana, com quem tive a felicidade de compartilhar a casa neste último ano de tese.

Aos funcionários do Horto Florestal de Itatinga.

À Copener Florestal que viabilizou as coletas em Alagoinhas, pela ajuda nas coletas e triagem do material, em especial ao Jacyr, Tânia, Jerônimo, Israel, Zuleide, Borges, e todos que sempre me receberam com amizade e colaboraram no desenvolvimento do trabalho.

Ao apoio da Klabin-Riocell, e todo o pessoal do seu setor florestal.

A CELMAR, pelo apoio na realização das coletas de campo, ao Paulo Lobo, Rauriene, Silas, Junior, Sr. Eurico e todos que deram aquela “força” nos trabalhos em Imperatriz.

Ao IPEF, que viabilizou o desenvolvimento deste trabalho através do convênio entre o Departamento de Ciências Florestais e as Empresas do setor florestal.

Ao pessoal do Laboratório de Ecologia Aplicada.

Ao professor André Plamondon ao grupo do Laboratório de Hidrologia Florestal da Universidade Laval pelos quatro meses de acolhida e troca de experiências em Quebec.

Aos funcionários do Departamento de Ciências Florestais da ESALQ/USP e ao Departamento de Hidráulica e Saneamento da EESC/USP, em especial à Sá, à Pavi e à Flávia.

Por último e em primeiro lugar à minha família, que sempre me apoiou nesta trajetória, apesar da distância e dos momentos difíceis que compartilhamos. Aos meus pais Ruben e Iracy, aos meus irmãos Luiz Fernando e Roberto, à minha cunhada Geny.

“Autoritárias, paralisadoras, circulares, às vezes elípticas, as frases de efeito, também jocosamente denominadas pedacinhos de ouro, são uma praga maligna, das piores que têm assolado o mundo. Dizemos aos confusos, Conhece-te a ti mesmo, como se conhecer-se a si mesmo não fosse a quinta e mais dificultosa das aritméticas humanas, dizemos aos abúlicos, Querer é poder, como se as realidades bestiais do mundo não se divertissem a inverter todos os dias a posição relativa dos verbos, dizemos aos indecisos, Começar pelo princípio, como se esse princípio fosse a ponta sempre visível de um fio mal enrolado que bastasse puxar e ir puxando até chegarmos à outra ponta, a do fim, e como se, entre a primeira e a segunda tivéssemos tido nas mãos uma linha lisa e contínua em que não havia sido preciso desfazer nós nem desenredar estrangulamentos, coisa impossível de acontecer na vida dos romances e, se uma outra frase de efeito é permitida, nos romances da vida.”

José Saramago

SUMÁRIO

RESUMO.....	i
ABSTRACT.....	ii
LISTA DE FIGURAS.....	iii
LISTA DE TABELAS.....	viii
INTRODUÇÃO.....	1
2. REVISÃO DA TERATURA.....	3
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	23
3.1Localização das áreas de coleta.....	23
3.2Descrição dos locais de coleta.....	24
3.2.1 Guaíba, RS.....	24
3.2.1.1Descrição das microbacias.....	26
3.2.1.2Fluviometria e pluviometria.....	27
3.2.2Itatinga, SP.....	30
3.2.2.1Descrição da microbacia.....	32
3.2.2.2Fluviometriae pluviometria.....	33
3.2.3. Alagoinhas, BA.....	33
3.2.3.1Descriçãoda microbacia.....	35
3.2.3.2Fluviometriae pluviometria.....	36
3.2.4Imperatriz, MA.....	36
3.2.4.1Descriçãodas microbacias.....	37
3.2.4.1.1Descrição da microbacia com floresta nativa.....	37
3.2.4.1.2Microbacia com floresta plantada de eucalipto.....	40
3.2.4.1.3Microbaciacom pastagem.....	40
3.2.4.2Fluviometriae pluviometria.....	42
3.3 Método utilizado para a coleta de amostras e determinação de variáveis físicas e químicas de água coletadas nas microbacias.....	43
3.4 Método para coleta, identificação e análise de dados de macroinvertebrados bentônicos.....	43
3.4.1Periodicidadedas coletas.....	43
3.4.2Métodos de amostragem.....	45

3.4.3 Análise de dados de coleta de macroinvertebrados bentônicos.....	45
3.5 Seleção de variáveis físicas e químicas para o monitoramento em microbacias.....	46
4. RESULTADOS.....	49
4.1 Comunidades de Macroinvertebrados bentônicos das microbacias.....	49
4.1.1 Composição taxonômica e abundância faunística.....	49
4.1.1.1 Rio Grande do Sul – microbacia com floresta plantada de eucalipto.....	49
4.1.1.2 Microbacia com campo natural de pastagem manejado.....	55
4.1.1.3 Microbacia com floresta plantada de eucalipto em Itatinga, SP.....	61
4.1.1.4 Microbacia com floresta plantada de eucalipto em Alagoinhas, BA.....	63
4.1.1.5 Microbacias com floresta nativa, floresta plantada de eucalipto e pastagem localizadas em Imperatriz, MA.....	72
4.1.1.5.1 Microbacia com floresta nativa – Imperatriz, MA.....	72
4.1.1.5.2 - Microbacia com floresta plantada de eucalipto. Imperatriz, MA.....	77
4.1.1.5.3 - Microbacia recoberta com pastagem – Imperatriz, MA.....	81
4.2 Critérios para o agrupamento das variáveis selecionadas a partir dos resultados do monitoramento das microbacias.....	85
4.3 Variáveis físicas e químicas para caracterização dos sistemas aquáticos.....	85
4.3.1 Resultados da determinação dos coeficientes de correlação de Spearman entre as variáveis físicas e químicas e o deflúvio das microbacias.....	90
4.3.1.1 Guaíba, RS.....	90
4.3.1.2 Itatinga, SP.....	91
4.3.1.4 Alagoinhas, BA.....	91
4.3.1.5 Imperatriz, MA.....	92
4.3.2 – Resultados da comparação de variáveis físicas e químicas entre as microbacias com floresta plantada de eucalipto e floresta nativa.....	92
4.3.3 Representação gráfica dos valores das variáveis físicas e químicas da água e valores de precipitação nas microbacias.....	93
5 – DISCUSSÃO.....	113
5.1 Comunidades de macroinvertebrados como variável biológica para o monitoramento de florestas plantadas.....	113
5.1.1 Comunidade de macroinvertebrados no córrego da microbacia com floresta plantada em Guaíba, RS.....	116

5.1.2 Comunidade de macroinvertebrados no córrego da microbacia com campo natural de pastagem manejado em Guaíba, RS.....	119
5.1.3 Comunidade de macroinvertebrados no córrego da microbacia com floresta plantada em Itatinga , SP.....	121
5.1.4 Comunidade de macroinvertebrados no córrego da microbacia com floresta plantada em Alagoinhas, BA.....	123
5.1.5 Comunidade de macroinvertebrados no córrego da microbacia com pastagem em Imperatriz, MA.....	125
5.1.6 Comunidade de macroinvertebrados no córrego da microbacia com floresta plantada em Imperatriz, MA.....	127
5.1.7 Comunidade de macroinvertebrados no córrego da microbacia com floresta nativa em Imperatriz, MA.....	128
5.1.8 Considerações gerais sobre os resultados das coletas de macroinvertebrados bentônicos nas microbacias estudadas.....	129
5.2 Seleção de variáveis físicas e químicas como potenciais indicadores do funcionamento hidrológico e da eficiência do manejo florestal.....	139
5.2.1 Variáveis selecionadas a partir dos resultados do monitoramento da microbacia de Itatinga, SP.....	141
5.2.2 Variáveis selecionadas a partir do monitoramento das microbacias com floresta plantada e pastagem na região de Guaíba, RS.....	146
5.2.3 Seleção de variáveis a partir do monitoramento da microbacia com floresta plantada localizada em Alagoinhas, BA.....	150
5.2.4 Caracterização dos sistemas aquáticos das microbacias localizadas em Imperatriz, MA. Potenciais indicadores para o monitoramento do manejo florestal.....	152
5.3 Seleção de variáveis indicadoras da manutenção da produtividade.....	155
5.4 Considerações gerais sobre a utilização das variáveis selecionadas.....	158
6.0 CONCLUSÃO.....	160
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	163

RESUMO

CÂMARA, C. D. (2004) Critérios e indicadores para o monitoramento hidrológico de florestas plantadas. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

O presente estudo propôs uma nova leitura dos dados do monitoramento hidrológico de sete microbacias experimentais, considerando que as variáveis que caracterizam os sistemas aquáticos destas microbacias constituem indicadores da qualidade do manejo florestal. Os objetivos do estudo foram: a) selecionar, entre as variáveis já monitoradas, os potenciais indicadores para o monitoramento hidrológico de florestas plantadas; b) testar a viabilidade da utilização da comunidade de macroinvertebrados bentônicos como indicador biológico. O estudo foi desenvolvido nas seguintes microbacias: na região do Município de Guaíba, RS, uma com floresta plantada e uma com pastagem; em Itatinga, SP, uma com floresta plantada; em Alagoinhas, BA, uma com floresta plantada e três em Imperatriz, MA, uma com floresta nativa, uma com floresta plantada de eucalipto e uma com pastagem. O estudo consistiu na análise de dados da medição contínua da vazão, da precipitação e de variáveis físicas e químicas da água dos córregos das microbacias durante diferentes períodos e também no estudo da comunidade de macroinvertebrados bentônicos por um período de um ano. Como resultado, foram selecionadas, para o início de um programa de monitoramento de florestas plantadas na escala da microbacia hidrográfica, 12 indicadores que atendem a três critérios. São eles: 1 - manutenção dos processos hidrológicos da microbacia e da qualidade das operações florestais com os indicadores balanço hídrico, picos de vazão, sólidos em suspensão, turbidez, condutividade elétrica, fósforo, oxigênio dissolvido, potássio, temperatura da água e macroinvertebrados bentônicos; 2 - manutenção do potencial produtivo do solo com os indicadores fósforo, nitrogênio, cálcio, potássio, magnésio, e sólidos em suspensão, e 3 - manutenção do equilíbrio dinâmico do ecossistema aquático, com os indicadores oxigênio dissolvido, fósforo, nitrogênio, temperatura da água, sólidos em suspensão, pH e macroinvertebrados bentônicos.

Palavras-chave: indicadores, microbacia, hidrologia, macroinvertebrados, eucalipto, monitoramento

ABSTRACT

CAMARA, C. D. (2004). Criteria and indicators for hydrological monitoring of planted forests. Ph.D. Thesis – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

This study proposes a new analysis of data from hydrological monitoring of seven experimental catchments considering that the monitored hydrological variables can be used as indicators for forest management quality. The objectives of the study were: a) select, among the monitored variables potential indicators for the hydrological monitoring of planted forests; b) investigate whether macroinvertebrate community can be used as biological variable.

The study was carried out in catchments covered by Eucalyptus forests located in the Municipalities of Guaíba, State of Rio Grande do Sul, Itatinga, State of São Paulo, Alagoinhas, State of Bahia and Imperatriz, State of Maranhão; catchment covered by native forests in the Municipality of Imperatriz State of Maranhão and catchments used as pastureland in the Municipalities of Guaíba, State of Rio Grande do Sul and Imperatriz, State of Maranhão. The study involved data analysis of precipitation, streamflow and water quality variables measured during different periods and the study of the macroinvertebrate community during one-year period. As a result, 12 variables according to 3 criteria of forest sustainable management were selected. The criteria and indicators are the following: 1 - maintenance of catchment hydrological processes and forest management quality, for which the indicators are water balance, peak flow, suspended solids, turbidity, conductivity, phosphorus, dissolved oxygen, potassium, water temperature and benthic macroinvertebrate community; 2 – maintenance of soil productivity, with the indicators phosphorus, nitrogen, calcium, potassium, magnesium, and suspended solids, and the third criteria, maintenance of the dynamic equilibrium of aquatic ecosystem, with the indicators dissolved oxygen, phosphorus, nitrogen, water temperature, suspended solids, pH, and benthic macroinvertebrate community.

Keywords: indicators, catchment, hydrology, monitoring, macroinvertebrates, *Eucalyptus*

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Localização das microbacias monitoradas nas diferentes regiões	23
Figura 2 – Imagem da região do Município de Guaíba, RS.....	25
Figura 3 – Balanço hídrico de Thornthwaite & Mather para a região de Porto Alegre, RS.	26
Figura 4 – Aspecto geral da microbacia com floresta plantada de eucalipto após a colheita com a vegetação ciliar ao centro.....	28
Figura 5 – Córrego da microbacia com floresta plantada de eucalipto em Guaíba, RS.	28
Figura 6 – Aspecto geral da microbacia com campo natural de pastagem com o córrego ao centro.....	29
Figura 7 – Córrego da microbacia com campo natural de pastagem manejado em Guaíba, RS.....	29
Figura 8 – Balanço hídrico normal mensal de Thorntwaite e Mather para o município de Itatinga , SP.....	30
Figura 9 – Imagem da região do Município de Itatinga, SP.....	31
Figura 10 – Aspecto do córrego da microbacia de Itatinga, SP.....	33
Figura 11 – Balanço hídrico normal mensal de Thorntwaite e Mather para o município de Alagoinhas, BA	34
Figura 12 – Aspecto do riacho da microbacia com floresta plantada de eucalipto. Alagoinhas, A.....	36
Figura 13 – Imagem da região do Município de Imperatriz, MA.....	38
Figura14 – Balanço hídrico normal mensal de Thorntwaite e Mather para a região de Imperatriz, MA.....	39
Figura 15 – Aspecto de um dos pontos de coleta do córrego da microbacia com floresta nativa em Imperatriz, MA.....	41
Figura 16 – Aspecto de um dos pontos de coleta do córrego da microbacia com floresta plantada de eucalipto em Imperatriz, MA.....	41
Figura 17 – Aspecto de um dos pontos de coleta do córrego da microbacia com pastagem em Imperatriz, MA.....	42
Figura 18 – Precipitação, deflúvio e períodos de coleta na microbacia com floresta plantada de eucalipto. Guaíba – RS.....	49

Figura 19 – Valores médios diários de vazão no córrego da microbacia com floresta plantada localizada na região do Município de Guaíba, RS, de fevereiro de 2002 a fevereiro de 2003.....	50
Figura 20 – Densidade relativa das principais unidades taxonômicas registradas na microbacia com floresta plantada de eucalipto em Guaíba por data de coleta.....	54
Figura 21 – Precipitação, deflúvio e períodos de coleta na microbacia com campo natural de pastagem manejado. Guaíba – RS.....	55
Figura 22 – Valores médios diários de vazão na microbacia com campo natural de pastagem manejado localizada na região do Município de Guaíba, RS, de fevereiro de 2002 a fevereiro de 2003.....	56
Figura 23 – Densidade relativa das principais unidades taxonômicas amostradas na microbacia com campo natural de pastagem manejado em Guaíba – RS.....	60
Figura 24 – Precipitação, deflúvio e períodos de coleta na microbacia com floresta plantada de eucalipto . Itatinga – SP.....	61
Figura 25 - Valores médios diários de vazão na microbacia com floresta plantada de eucalipto localizada no Município de Itatinga, SP de janeiro de 2002 a fevereiro de 2003.....	62
Figura 26 – Densidade relativa das principais unidades taxonômicas encontradas no córrego da microbacia com Eucalipto – Itatinga – SP por data de coleta.....	65
Figura 27 – Precipitação, deflúvio e períodos de coleta na microbacia com floresta plantada de eucalipto. Alagoinhas - BA.....	66
Figura 28 – Valores médios diários de vazão no córrego da microbacia com floresta plantada de eucalipto em Alagoinhas, BA no ano de 2002.....	67
Figura 29 – Densidade relativa dos grupos de macroinvertebrados bentônicos com participação igual ou superior a 5% do total de organismos coletados na microbacia com floresta plantada de eucalipto em Alagoinhas, BA.....	71
Figura 30 – Precipitação e períodos de coleta nas microbacias com pastagem, floresta nativa e floresta plantada de eucalipto em Imperatriz – MA.....	72
Figura 31 – Densidade relativa dos grupos de macroinvertebrados bentônicos com participação igual ou superior a 5% dos organismos coletados na microbacia com floresta nativa. Imperatriz -	76

Figura 32 – Densidade relativa dos grupos de macroinvertebrados bentônicos com participação igual ou superior a 5% do total de organismos coletados na microbacia com floresta plantada de eucalipto em Imperatriz, MA.....	80
Figura 33 – Densidade relativa das unidades taxonômicas com participação igual ou superior a 5% coletadas na microbacia com pastagem em Imperatriz, MA.....	84
Figura 34 – Valores de precipitação e concentração de potássio na microbacia de Itatinga – SP ao longo do período de monitoramento.....	94
Figura 35 – Valores de precipitação e concentração de cálcio na microbacia de Itatinga, SP ao longo do período de monitoramento.....	94
Figura 36 – Valores de precipitação e concentração de magnésio na microbacia de Itatinga, SP ao longo do período de monitoramento.....	95
Figura 37– Valores de precipitação e concentração de ferro na microbacia de Itatinga, SP ao longo do período de monitoramento.....	95
Figura 38 – Valores de precipitação e concentração de sódio na microbacia de Itatinga – SP ao longo do período de monitoramento.....	96
Figura 39 – Precipitação e valores de turbidez na microbacia de Itatinga – SP ao longo do período de monitoramento.....	96
Figura 40 – Valores de precipitação e concentração de sedimentos em suspensão na microbacia de Itatinga - SP ao longo do período de monitoramento.....	97
Figura 41 - Valores de precipitação e condutividade elétrica na microbacia de Itatinga – SP ao longo do período de monitoramento.	97
Figura 42- Valores de precipitação e de pH na microbacia de Itatinga – SP ao longo do período de monitoramento.	98
Figura 43 – Valores de precipitação e turbidez na microbacia com floresta plantada de eucalipto em Guaíba – RS.....	98
Figura 44 – Valores de precipitação e concentração de fósforo na microbacia com floresta plantada de eucalipto em Guaíba – RS.....	99
Figura 45 – Valores de precipitação e concentração de potássio na microbacia com floresta plantada de eucalipto em Guaíba – RS.....	99

Figura 46 – Valores de precipitação e concentração de cálcio na microbacia com floresta plantada de eucalipto em Guaíba – RS.....	100
Figura 47– Valores de precipitação e concentração de magnésio na microbacia com floresta plantada de eucalipto em Guaíba – RS.....	100
Figura 48 – Valores de precipitação e condutividade elétrica na microbacia com floresta plantada de eucalipto em Guaíba – RS.....	101
Figura 49 – Valores mensais de precipitação e concentração de fósforo total no córrego da microbacia com floresta plantada de eucalipto em Alagoinhas – BA.....	101
Figura 50 – Valores de precipitação e concentração de potássio no córrego da microbacia com floresta plantada de eucalipto em Alagoinhas – BA.....	102
Figura 51 – Valores mensais de precipitação e concentração de cálcio no córrego da microbacia com floresta plantada de eucalipto em Alagoinhas – BA.....	102
Figura 52 – Valores mensais de precipitação e concentração de magnésio no córrego da microbacia com floresta plantada de eucalipto em Alagoinhas – BA...	103
Figura 53 – Valores de precipitação e de pH no córrego da microbacia com floresta plantada de eucalipto em Alagoinhas – BA.....	103
Figura 54 – Valores mensais de precipitação e concentração de nitrato nas microbacias monitoradas em Imperatriz – MA.....	104
Figura 55 – Valores de precipitação e concentração de fósforo nas microbacias monitoradas em Imperatriz – MA.....	105
Figura 56 – Valores mensais de precipitação e concentração de potássio nas microbacias monitoradas em Imperatriz – MA.....	106
Figura 57 – Valores mensais de precipitação e concentração de cálcio nas microbacias monitoradas em Imperatriz – MA.....	107
Figura 58 – Valores mensais de precipitação e concentração de magnésio nas microbacias monitoradas em Imperatriz – MA.....	108
Figura 59 – Valores mensais de precipitação e concentração de sedimentos em suspensão nas microbacias monitoradas em Imperatriz – MA.....	109
Figura 60 – Valores mensais de precipitação e cor nas microbacias monitoradas em Imperatriz – MA.....	110

Figura 61 – Valores mensais de precipitação e condutividade elétrica nas microbacias monitoradas em Imperatriz – MA.....	111
Figura 62 – Valores mensais de precipitação e turbidez nas microbacias monitoradas em Imperatriz – MA.....	112
Figura 63 – Representação esquemática das diferentes regiões do contínuo fluvial.....	115
Figura 64 - Abundância relativa das unidades taxonômicas coletadas na microbacia com floresta plantada de eucalipto em Guaíba – RS.....	136
Figura 65 – Abundância relativa das unidades taxonômicas coletadas no córrego da microbacia com campo natural de pastagem manejado em Guaíba – RS.....	137
Figura 66 – Estimativa do intervalo de confiança para valores de turbidez com a microbacia recoberta com floresta adulta e valores observados no primeiro ano após a colheita da madeira. Microbacia da Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga, SP.....	142
Figura 67 – Estimativa do intervalo de confiança para valores de sedimentos em suspensão com a microbacia recoberta com floresta adulta e valores observados no primeiro ano após a colheita da madeira. Microbacia da Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga – SP.	143
Figura 68 - Estimativa da perda anual de sedimentos em suspensão em uma microbacia recoberta com floresta plantada de eucalipto (1991 a 1997) e no primeiro ano após a colheita da madeira (1997 a 1998). Microbacia experimental da Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga – SP.....	143
Figura 69 – Picos de vazão gerados na microbacia com floresta plantada de eucalipto após uma chuva de 143 mm. Guaíba – RS.....	149
Figura 70 – Pico de vazão gerados na microbacia com campo natural de pastagem após uma chuva de 143 mm. Guaíba – RS.....	149
Figura 71 – Variação na vazão das microbacias com floresta nativa e floresta plantada de eucalipto durante os eventos de precipitação de 73mm ocorrido em 29 de janeiro de 2000 e de 42 mm, em 25 de janeiro de 2000 em Imperatriz, MA.....	154
Figura 72 – Variação na vazão das microbacias com floresta nativa e floresta plantada de eucalipto durante um evento de precipitação de 142 mm ocorrido em 29 de março de 2000 em Imperattiz, MA.....	154

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Indicadores hidrológicos de sustentabilidade das atividades florestais	6
Tabela 2 – Características dos córregos das microbacias com floresta plantada e campo natural de pastagem manejado em Guaíba, RS.....	27
Tabela 3 – Características dos pontos de coleta do córrego da microbacia com floresta plantada em Itatinga, SP.....	32
Tabela 4 – Características do córrego da microbacia com floresta plantada em Alagoinhas, BA.....	35
Tabela 5 – Características do córrego da microbacia com floresta nativa nos pontos de coleta em Imperatriz, MA.....	39
Tabela 6 Características do córrego da microbacia com floresta plantada nos pontos de coleta de macroinvertebrados bentônicos em Imperatriz, MA.....	40
Tabela 7 – Características do córrego da microbacia com pastagem nos pontos de coleta de macroinvertebrados Bentônicos. Imperatriz, MA.....	40
Tabela 8 – Distribuição das datas de coleta ao longo do período de amostragem de macroinvertebrados bentônicos.....	44
Tabela 9 – Valores de variáveis químicas e físicas de qualidade da água medidas no córrego da microbacia com floresta plantada de eucalipto nos meses de coleta de macroinvertebrados bentônicos. Guaíba – RS.....	51
Tabela 10 – Densidade de organismos por unidade taxonômica por data de coleta e número total de organismos coletados no período de amostragem. Microbacia com floresta plantada de eucalipto . Guaíba – RS.....	51
Tabela 11 – Valores dos índices quantitativos calculados para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos da microbacia com floresta plantada em Guaíba – RS.....	53
Tabela 12 – Valores de variáveis químicas e físicas de qualidade da água medidas no córrego da microbacia com pastagem nos meses de coleta de macroinvertebrados bentônicos. Guaíba – RS.....	57
Tabela 13 – Densidade de organismos por unidade taxonômica por data de coleta e número total de organismos coletados no período de amostragem. Microbacia com campo natural de pastagem manejado. Guaíba – RS.....	57

Tabela 14 – Índices quantitativos calculados para a microbacia com campo natural de pastagem manejado em Guaíba – RS.....	59
Tabela 15 – Valores de variáveis químicas e físicas de qualidade da água medidas no córrego da microbacia com floresta plantada de eucalipto nos meses de coleta de macroinvertebrados bentônicos. Itatinga – SP.....	63
Tabela 16 – Densidade de organismos por unidade taxonômica por data de coleta e número total de organismos coletados no período de amostragem. Microbacia com floresta plantada de eucalipto. Itatinga – SP.....	63
Tabela 17 – Valores dos índices quantitativos calculados para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos da microbacia de Itatinga – SP.....	66
Tabela 18 – Valores de variáveis químicas e físicas de qualidade da água medidas no córrego da microbacia com floresta plantada de eucalipto nos meses de coleta de macroinvertebrados bentônicos. Alagoinhas, BA.....	68
Tabela 19 – Densidade de organismos por unidade taxonômica por data de coleta e número total de organismos coletados no período de amostragem. Microbacia com floresta plantada de eucalipto. Alagoinhas, BA.....	68
Tabela 20 – Índices quantitativos calculados para a microbacia com floresta plantada de eucalipto em Alagoinhas, BA.....	70
Tabela 21 – Valores de variáveis químicas e físicas de qualidade da água medidas no córrego da microbacia com floresta nativa nos meses de coleta de macroinvertebrados bentônicos. Imperatriz, MA.....	73
Tabela 22 – Densidade de organismos por unidade taxonômica por data de coleta e número total de organismos coletados no período de amostragem. Microbacia com floresta nativa. Imperatriz, MA.....	73
Tabela 23 – Índices quantitativos calculados para a microbacia com floresta nativa em Imperatriz, MA.....	75
Tabela 24 – Valores de variáveis químicas e físicas de qualidade da água medidas no córrego da microbacia com floresta plantada de eucalipto nos meses de coleta de macroinvertebrados bentônicos. Imperatriz, MA.....	77
Tabela 25 – Densidade de organismos por unidade taxonômica por data de coleta e número total de organismos coletados no período de amostragem. Microbacia com floresta plantada de eucalipto. Imperatriz, MA.....	77

Tabela 26 Índices quantitativos calculados para a microbacia com floresta plantada em Imperatriz, MA.....	79
Tabela 27– Valores de variáveis químicas e físicas da água medidas no córrego da microbacia com pastagem nos meses de coleta de macroinvertebrados bentônicos. Imperatriz, MA.....	81
Tabela 28 – Densidade de organismos por unidade taxonômica por data de coleta e número total de organismos coletados no período de amostragem. Microbacia com pastagem. Imperatriz, MA.....	82
Tabela 29 Índices quantitativos calculados para a microbacia com pastagem em Imperatriz, MA.....	83
Tabela 30 – Valores determinados para as variáveis monitoradas no córrego da microbacia com floresta plantada de eucalipto em Guaíba, RS, no período anterior a colheita da madeira.....	86
Tabela 31 – Valores determinados para as variáveis monitoradas no córrego da microbacia com floresta plantada de eucalipto em Guaíba, RS durante a realização das operações de colheita, preparo do solo e plantio florestal.....	86
Tabela 32 – Valores determinados para as variáveis monitoradas no córrego da microbacia com floresta plantada de eucalipto em Guaíba, RS após a realização das operações de colheita, preparo do solo e plantio.....	86
Tabela 33 – Valores determinados para as variáveis monitoradas no córrego da microbacia com campo natural de pastagem manejado em Guaíba, RS.....	87
Tabela 34 – Valores determinados para as variáveis monitoradas no córrego da microbacia com rebrota de <i>Eucalyptus saligna</i> há 17 anos sem intervenções silviculturais em Itatinga, SP.....	87
Tabela 35 – Valores determinados para as variáveis monitoradas no córrego da microbacia de Itatinga, SP no primeiro ano após a colheita da madeira.....	87
Tabela 36 – Valores mínimos, médios e máximos determinados para as variáveis monitoradas no córrego da microbacia com floresta plantada de eucalipto em Alagoinhas, BA no período anterior a colheita da madeira.....	88

Tabela 37 – Valores determinados para as variáveis monitoradas no córrego da microbacia com floresta plantada de eucalipto em Alagoinhas, BA no período após a colheita da madeira.....	88
Tabela 38 – Valores determinados para as variáveis monitoradas no córrego da microbacia com floresta nativa em Imperatriz, MA.....	89
Tabela 39 – Valores determinados para as variáveis monitoradas no córrego da microbacia com floresta plantada de eucalipto em Imperatriz, MA.....	89
Tabela 40 – Valores determinados para as variáveis monitoradas no córrego da microbacia com pastagem em Imperatriz, MA.....	89
Tabela 41 - Estimativa do intervalo de confiança para as microbacias com floresta nativa e floresta plantada de eucalipto localizadas em Imperatriz, MA.....	93
Tabela 42 - Unidades taxonômicas coletadas nas diferentes localidades e usos do solo.....	131
Tabela 43 – Balanço hídrico anual estimado pelo método do balanço de massa para a microbacia com floresta plantada de eucalipto de Alagoinhas – BA.....	151
Tabela 44 - Taxa de fluxo de nutrientes em kg ha ano^{-1} nas microbacias com floresta nativa e floresta plantada localizadas em Imperatriz, MA. Resultados médios dos anos de 1999 e 2000.....	157
Tabela 45 - Taxa de fluxo de nutrientes em Kg ha ano^{-1} na microbacia com floresta plantada localizada em Alagoinhas, BA. Resultados referentes ao ano de 2003	157
Tabela 46 - Taxa de fluxo de nutrientes em Kg ha^{-1} na microbacia com floresta plantada localizada em Itatinga – SP para o período de setembro de 1991 a agosto de 1998.....	157

INTRODUÇÃO

As florestas plantadas com espécies exóticas têm despertado muitas discussões, no que se refere aos seus possíveis impactos sobre os recursos hídricos, especialmente no que se refere à demanda de água pela floresta e a sua influência na qualidade da água que drena as áreas de produção florestal.

Atendendo a necessidade de identificar e quantificar estes possíveis impactos teve início no ano de 1989 o monitoramento hidrológico de duas microbacias hidrográficas com floresta plantada de eucalipto localizadas no vale do Paraíba, Estado de São Paulo. O trabalho teve como o objetivo investigar os possíveis efeitos do manejo florestal sobre a ciclagem de nutrientes, a qualidade e a quantidade de água das microbacias.

Nos anos subseqüentes, outras microbacias localizadas em áreas de floresta plantada em diferentes regiões do Brasil foram instrumentadas, iniciando-se, com o mesmo objetivo das anteriores, o monitoramento contínuo da vazão, da precipitação e de atributos físicos e químicos da água dos córregos que drenam as referidas microbacias.

Estes trabalhos, embora conduzidos individualmente, tiveram o mesmo foco e como consequência, consolidou-se uma rede de monitoramento que envolve, atualmente, microbacias localizadas em diferentes Estados, abrangendo um gradiente de condições edafoclimáticas que se estende do Sul ao Norte do Brasil. Esta rede, denominada Rede de Monitoramento Ambiental de Microbacias é fruto de um convênio entre o Departamento de Ciências Florestais da ESALQ/USP, o Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais e empresas do setor florestal brasileiro, que tomaram a iniciativa de instrumentar microbacias para o monitoramento de suas áreas de produção florestal atendendo a diferentes necessidades. Entre estas, podemos citar: a) atendimento a exigências legais como parte de processos de licenciamento ambiental; b) cumprimento de requisitos para a obtenção de certificação, c) divulgação de resultados da qualidade ambiental da produção florestal em atendimento a demandas sociais, no que se refere aos efeitos do processo de produção sobre um bem de uso comum: a água.

Como resultado da evolução do trabalho de monitoramento da referida rede de microbacias, uma nova interpretação dos resultados, que permitisse inferir sobre os efeitos

do manejo florestal em termos das variáveis monitoradas tornou-se necessária, de forma a racionalizar o programa de monitoramento e viabilizar a aplicação dos resultados na escala operacional do manejo florestal.

Em resposta a esta necessidade, o presente estudo propôs uma nova leitura dos dados do monitoramento hidrológico de sete das microbacias pertencentes à referida rede, considerando que as variáveis que caracterizam os sistemas aquáticos destas microbacias constituem indicadores da qualidade do manejo florestal.

O objetivo do estudo foi selecionar, entre as variáveis físicas e químicas já monitoradas, potenciais indicadores para o monitoramento do manejo florestal com base em três critérios que caracterizam o bom manejo: a manutenção do potencial produtivo do solo, a manutenção dos processos hidrológicos das microbacias e a manutenção do equilíbrio dinâmico do ecossistema aquático. Além disso, considerando a necessidade de um indicador biológico como componente de um programa de monitoramento de florestas plantadas, este trabalho teve como segundo objetivo testar a viabilidade da utilização da comunidade de macroinvertebrados bentônicos como potencial indicador biológico.

O trabalho se justificou pela necessidade de reorganização do sistema de monitoramento nas áreas de estudo, reduzindo os custos e ampliando a aplicabilidade dos resultados e ainda devido à necessidade da inserção, ao nível operacional, de indicadores biológicos no programa de monitoramento hidrológico das microbacias. A pesquisa foi viabilizada devido à disponibilidade de resultados do monitoramento contínuo da vazão e de variáveis físicas e químicas que caracterizam a água dos córregos de microbacias já monitoradas em diferentes regiões do Brasil, fornecendo dados provenientes de áreas de produção florestal.

As hipóteses do estudo foram as seguintes: a) os macroinvertebrados bentônicos podem ser utilizados como indicadores biológicos para o monitoramento de florestas plantadas, b) uma vez identificados os indicadores hidrológicos para o manejo florestal, os mesmos podem ser divididos de acordo com critérios para o bom manejo florestal, entendido no presente estudo como aquele que permite a manutenção do equilíbrio dinâmico das microbacias.

2. REVISÃO DA LITERATURA

2.1 Manejo florestal e preservação dos recursos hídricos

No Brasil diversas pesquisas tendo a microbacia hidrográfica como unidade experimental vêm sendo realizadas, com o objetivo de investigar os efeitos das florestas plantadas sobre a quantidade e qualidade da água. Entre estes, podemos citar Oliveira (1989), Scardua (1994), Azevedo (1995), Vital (1996), Zákia (1998), Câmara (1999). Estes estudos, realizados isoladamente em diversos locais, todos integrados ao programa de monitoramento ambiental de microbacias no qual o presente estudo foi desenvolvido, além de diversos outros, já proporcionaram importantes informações sobre o impacto das atividades florestais sobre os sistemas aquáticos das microbacias hidrográficas.

Como em qualquer outra atividade de produção, a obtenção de madeira como matéria – prima industrial a partir de reflorestamento homogêneo com espécies de rápido crescimento causa impactos ambientais. A adoção de práticas de manejo florestal que possibilitem a minimização destes impactos constitui um dos objetivos do manejo florestal sustentável. Dentro deste enfoque, o manejo sustentável é aquele que possibilita a utilização dos recursos naturais de maneira tal que não seja destruído equilíbrio dinâmico do ecossistema. Este equilíbrio dinâmico é quantificado em termos da manutenção do seu funcionamento ecológico, que engloba alguns aspectos chave: a perpetuação dos processos hidrológicos, a perpetuação da sua capacidade natural de suporte e a sua resiliência (LIMA & ZÁKIA, 1998).

Entre os aspectos citados, a manutenção dos processos hidrológicos é fundamental para garantir a disponibilidade deste recurso para os múltiplos usos, tanto em termos quantitativos como qualitativos, tratando-se de uma questão fundamental para a gestão dos recursos hídricos. De acordo com Lima (1997), a gestão da qualidade dos recursos hídricos

engloba, dentre outras ações, a caracterização ambiental, a avaliação dos impactos das atividades que estão inseridas ou irão se instalar na área de influência, a investigação da capacidade de assimilação do corpo receptor (especialmente nas questões de poluição pontual por descargas de efluentes), o monitoramento ambiental e a retroalimentação do processo de gestão como um todo, de forma a permitir um aperfeiçoamento do sistema adotado.

A partir do monitoramento, é possível estabelecer práticas adequadas para as diferentes atividades, visando a manutenção da qualidade dos recursos hídricos. Estas práticas são estabelecidas em cada caso, a partir de resultados experimentais, em condições onde seria possível quantificar os impactos e os efeitos de medidas mitigadoras. Partindo deste pressuposto, a microbacia hidrográfica, como unidade geomorfológica natural, seria a área experimental adequada para a quantificação de possíveis impactos, destacando-se neste caso, os impactos da atividade florestal.

Datam do início do século passado os primeiros estudos que, tendo a microbacia hidrográfica como unidade experimental, buscavam compreender as relações existentes entre a cobertura florestal, a quantidade e a qualidade da água. Entre eles, podemos citar Engler (1919), que registra os primeiros resultados de estudos desenvolvidos na Suíça, e Bates & Henry (1928), nos Estados Unidos. Desde então, diversos estudos desta modalidade vêm sendo desenvolvidos, podendo-se destacar os trabalhos pioneiros realizados nas estações experimentais de Coweeta e Hubbard Brook, nos EUA (WITEHEAD & ROBINSON, 1993). A partir da década de 60, os estudos em microbacias tiveram um grande avanço. Com uma visão integrada do ecossistema, passaram a incorporar, além do aspecto quantitativo da produção de água, a qualidade da água, a ciclagem de nutrientes e a biota aquática (WITEHEAD & ROBINSON, 1993).

Walling (1980), em seu conceito de microbacia hidrográfica, sintetiza a base teórica para os estudos de hidrologia em microbacias, definindo-a como uma unidade natural da paisagem, que representa a definição espacial de um ecossistema aberto, onde ocorre uma contínua troca de energia com o meio, o que faz com que a qualidade da água nela produzida seja resultado de diversas características da microbacia, entre as quais destaca-se a cobertura vegetal. Esta condição singular permite o estudo da interação entre o uso da terra e a qualidade da água nela produzida.

No Brasil, a qualidade das águas superficiais é determinada conforme os usos a que ela se destina e sua classificação é dada de acordo com valores de alguns atributos físicos e químicos (resolução CONAMA 020/86) (Carvalho, 1999).

A definição de qualidade, entretanto, é bastante ampla, tornando difícil a utilização de padrões para diferentes localidades. Inserindo o conceito de Walling (1980) ao monitoramento de florestas plantadas na escala da microbacia, as variáveis que caracterizam os sistemas aquáticos das microbacias permitem inferir sobre a influência do manejo florestal, sendo esta última identificada através das modificações nos valores de seus atributos físicos, químicos ou biológicos, em resposta a uma determinada operação de manejo florestal.

Entre as diversas variáveis físicas e químicas de que caracterizam os sistemas aquáticos monitorados, algumas apresentam maiores alterações em função das atividades de manejo, proporcionando indicações mais precisas dos impactos destas atividades. Identificando-se estas variáveis, a qualidade da água que drena a microbacia pode constituir um valioso indicador da eficiência das atividades nela realizadas.

2.2 Seleção de variáveis físicas e químicas potencialmente adequadas como indicadores da qualidade do manejo florestal

Prabhu (1998) define um indicador como uma variável ou componente do ecossistema florestal que pode ser utilizado para a avaliação da sustentabilidade de um recurso ou de sua utilização.

De acordo com a OECD (Organization for Economic Co-operation and Development, 1998), indicadores são selecionados para prover informações sobre um ecossistema específico, com um objetivo específico: auxiliar o manejo e a tomada de decisão. Um indicador quantifica e agrega dados que podem ser medidos e monitorados, permitindo verificar se alguma mudança está ocorrendo.

Rodriguez (1998), em revisão sobre critérios e indicadores, cita a Seção 2 da Declaração de Santiago, que define indicador como sendo "uma das medidas escolhidas pelo critério para se avaliar a sustentabilidade e que ao ser medida periodicamente,

demonstra a existência ou não de tendências". A Agência de Proteção Ambiental Americana (EPA) reconhece quatro grandes categorias de indicadores para recursos ambientais: indicadores de resposta (eficiência de crescimento, danos foliares visuais...), indicadores de exposição (a químicos, nutrientes, acidez, calor ou fadiga física), indicadores de habitat (que representam condições necessárias para o suporte de vida) e indicadores de estresse (emissão de poluentes, focos de doenças ou pragas, práticas de uso da terra). Brown et al. (1997) citado por Prabhu (1998), sugere que há maior facilidade no desenvolvimento dos indicadores de estresse do que indicadores de resposta. Já os indicadores de resposta são potencialmente mais eficazes, mas seu desenvolvimento e aplicação são mais difíceis do que os anteriores.

O mesmo autor destaca a questão da escala. Os fenômenos naturais ocorrem dentro de uma ampla faixa de variação temporal e espacial. Desta forma, diferentes indicadores devem ser definidos para diferentes escalas. Para cada escala, há um diferente conjunto de restrições e fatores que afetam o comportamento e a estrutura dos recursos naturais. Uma falha comumente observada é a amostragem de variáveis em uma determinada escala e a utilização destes resultados para explicar variações em outras escalas (PERRY & VANDERKLEIN, 1996).

Por outro lado, o manejo florestal sustentável, além do aspecto multidimensional, (econômica, ecológica, social e cultural), apresenta também a característica de ser dotado de múltiplas escalas: unidade de manejo, fazenda florestal, microbacia, região, país... Lima & Zákia (1998) exemplificam indicadores de sustentabilidade das atividades florestais nas diferentes escalas (tabela 1). Neste caso, indicadores de estresse.

Tabela 1 - Indicadores hidrológicos de sustentabilidade das atividades florestais

Escala	Categoria de Impacto	Atividades Causadoras	Indicadores
<i>Macro</i>	Uso conflitivo da água disponível	Substituição das florestas naturais por plantações	Balanço hídrico regional
<i>Meso</i>	Degradação da microbacia	Desproteção da zona ripária	Extensão e condição da mata ciliar
<i>Micro</i>	Perdas de nutrientes por lixiviação	Erosão Corte raso	Condutividade Oxigênio dissolvido

Fonte: Lima & Zákia (1998)

No monitoramento ambiental de microbacias florestadas, Walker & Reuter (1996) destacam que para cada microbacia deve-se considerar as condições locais e os limites de resultados adequados para cada região, para que os indicadores possam dar informações aplicáveis. Desta forma, um mesmo conjunto de indicadores pode ser utilizado em diferentes localidades, embora a amplitude dos resultados, ou seja, a escala de resposta observada em cada região seja diferente.

Entre as características citadas por Walker & Reuter (1996) como importantes para a seleção de indicadores de sustentabilidade em microbacias florestadas estão as seguintes: que esses indicadores possam ser medidos facilmente e com baixo custo; que os critérios para avaliação estejam disponíveis; que os indicadores devem ser significativos na escala da microbacia e que suas respostas aos distúrbios ou atividades de manejo devem ser conhecidas.

Para Bollmann (2000), um problema significativo na aplicação e mesmo na criação de um indicador de qualidade da água está relacionado à diversificação de usos, prevendo os usos múltiplos. Em geral, para cada uso podem ser elencados padrões individuais de qualidade, provocando o surgimento de escalas de valores diferenciadas para uma mesma variável ambiental. Neste sentido, um aspecto importante a ser considerado é o padrão de referência para comparar os resultados obtidos nas análises. Na ausência de tal classificação para microbacias, pode-se adotar, por exemplo, os critérios adotados pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), que estabelece classes de qualidade das águas superficiais para os diferentes usos (Carvalho, 1999). Outro padrão existente é o elaborado pela Secretaria Federal de Controle da Poluição dos Estados Unidos, que estabeleceu o chamado "critério de qualidade de águas superficiais que podem servir como fontes de captação de água para abastecimento público".

Para as microbacias em estudo, entretanto, o objetivo é que as atividades florestais não resultem em impactos significativos sobre o ambiente, mantendo assim o equilíbrio dinâmico do ecossistema aquático. Desta forma, idealmente, uma microbacia não perturbada, com a cobertura vegetal original da região forneceria uma ótima referência. Entretanto, há uma grande dificuldade em estabelecer uma microbacia "testemunha", especialmente pela ausência de áreas com vegetação natural de extensão suficiente e condições adequadas para utilizar-se o método das microbacias pareadas. Neste método,

dispõe-se de duas microbacias localizadas na mesma região, com as mesmas características morfométricas, de forma que é possível comparar dois usos do solo em termos dos indicadores selecionados.

Na ausência de microbacias de referência, uma alternativa é adotar o pressuposto de que a floresta plantada adulta, com a mata ciliar preservada forneceria boas condições para a preservação da qualidade da água. Raij et al. (1996) citam que a magnitude dos fluxos de nutrientes via ciclagem aumenta consideravelmente na fase de fechamento das copas, quando as partes inferiores começam a perder suas folhas devido às limitações de luminosidade. Antes da queda das folhas, grande parte dos nutrientes migra para os tecidos mais jovens das árvores. Com a deposição de folhas, galhos e outros resíduos vegetais, forma-se a serapilheira sobre a superfície do solo que, ao se decompor, libera nutrientes para as árvores, os quais são imediatamente aproveitados pelo emaranhado de raízes que se misturam com os componentes da serapilheira. Sob tais condições, quanto mais velho for o povoamento florestal, menor sua dependência da fertilização, pois a ciclagem de nutrientes, por si só, já atende em grande parte as exigências nutricionais das árvores. A utilização eficiente dos nutrientes disponibilizados pela serapilheira, bem como a proteção oferecida pelo material depositado sobre o solo, cria condições que reduzem a perda de nutrientes via escoamento sub superficial para os cursos d'água. Por outro lado, o material depositado sobre o solo oferece proteção contra a erosão, reduzindo a possibilidade de aumentos na concentração de sedimentos em suspensão e da turbidez nos cursos d' água.

Na escolha de um grupo de indicadores que possam ser utilizados para avaliar o equilíbrio dinâmico de uma microbacia, é necessário que eles possam ser comparados com valores de referência, registrados em períodos anteriores às atividades causadoras de impacto. Câmara (1999), em estudo sobre o impacto do corte raso de eucalipto sobre a qualidade da água, estabeleceu intervalos de confiança para valores dos parâmetros estudados em condições de cobertura florestal já em fase final de crescimento e considerou impacto do corte os valores que, após esta operação, encontraram-se fora destes intervalos. O mesmo autor considerou como melhores indicadores deste impacto as variáveis que apresentaram intervalos de variação mais estreitos no período anterior ao corte e maior número de observações fora deste intervalo após a colheita da madeira.

Entretanto, estas relações de causa e efeito entre as atividades e a resposta ambiental devem ser vistas com cautela. A escala do monitoramento adotado é um dos fatores importantes na utilização de indicadores de estresse, ou de indicadores de estado.

Em contraste aos modelos de causa e efeito, Bakkes, et al. (1994) discutiram o “Pressure-state-response-framework (PSRF)”, que considera as atividades humanas exercendo pressões capazes de induzir mudanças nas condições ambientais. A sociedade responderia com modificação nas pressões ambientais exercidas, com políticas ambientais ou econômicas, medidas de prevenção, fiscalização ou mitigação às pressões ou danos ambientais identificados. Dentro desta proposta, os indicadores são considerados uma importante ferramenta para diagnosticar as condições ambientais antes e durante a análise das políticas propostas. O autor ilustrou a aplicação do PSRF com um exemplo de alteração na qualidade de água do lençol freático identificada por meio de amostragens contínuas. O aumento se dá em decorrência do incremento no uso de defensivos agrícolas em determinada região. A resposta a este incremento nos níveis de resíduos tóxicos é o aumento do valor das taxas sobre estes produtos, como um instrumento econômico que deverá resultar na modificação dos níveis de pesticidas que causam a pressão ambiental. Esta proposta de resposta a um estado de pressão sobre o ambiente, que não se preocupa em especificar a natureza da interação entre as atividades humanas e as condições ambientais têm os indicadores claramente inseridos na escala macro, onde os indicadores de estado são eficientes ferramentas para a criação de políticas e adoção de medidas mitigadoras. Nestas circunstâncias, conforme colocado pelos autores, não seria realística a tentativa de estabelecer uma relação direta entre um particular tipo de estresse e modificações ambientais. Esta associação parece restrita à escala micro, onde a natureza e a intensidade do estresse podem ser melhor identificadas.

Finalmente, outro importante aspecto a ser considerado na investigação de indicadores, tanto físicos e químicos como biológicos, é a regionalização. Há muito tempo é reconhecido que a qualidade da água varia em resposta às práticas de uso do solo, tipo de vegetação e clima. O processo de regionalização, isto é, a estratificação da paisagem de acordo com a semelhança entre características biofísicas tem seu valor reconhecido principalmente a partir da década de 80 do século passado, como uma importante ferramenta nos estudos de planejamento ambiental. (PERRY & VANDERKLEIN, 1996).

Variáveis como cor, fluxo de fósforo e o tempo de residência da água na microbacia (todos elementos críticos para a qualidade da água) variam de acordo com padrões regionais de geomorfologia, tipo de solo e clima. A regionalização permite explicar e comparar as características dos recursos hídricos, estabelecer padrões, simular os efeitos do manejo, estabelecer locais de monitoramento e extrapolar os resultados para áreas maiores.

Os indicadores ambientais podem ser divididos em diferentes níveis, de acordo com a estruturação multinível da UNESCO (UNESCO, 1987 citado por Bollmann et al., 2000): como indicador de nível primário classifica-se toda e qualquer informação medida diretamente do meio físico ou qualquer propriedade matemática ou mesmo estatística que descreva diretamente o elemento natural. Neste grupo encontram-se as determinações físicas, químicas e biológicas do meio ou de qualquer de seus componentes (pH, DBO, ensaios de toxicidade), bem como as propriedades estatísticas ou matemáticas de seus elementos (número mais provável de coliformes, descritores estatísticos básicos e de distribuição populacional, similaridade ou dissimilaridade de populações etc.).

Entre os procedimentos estatísticos utilizados para a escolha de parâmetros ambientais mais significativos, Bollman et al. (2000) citam a técnica da medida da correlação. Em se tratando de correlação entre variáveis, os procedimentos mais comumente empregados são o da correlação duas a duas e da correlação de uma variável com uma combinação linear de outras.

De acordo com O'Loughlin (1981), o escoamento superficial está associado ao transporte de nutrientes depositados em uma camada superficial do solo, destacando-se o fósforo e o potássio, ligados à matéria orgânica. Já os íons solúveis seriam transportados via fluxo sub-superficial, que atravessa o perfil do solo, podendo ter suas concentrações reduzidas com o aumento da predominância do escoamento superficial na microbacia. Considerando a contribuição dos diferentes componentes do deflúvio para a concentração dos diversos elementos na água, as concentrações iônicas podem atuar como um indicador da manutenção dos processos hidrológicos da microbacia, permitindo que se façam inferências sobre as condições de infiltração, permeabilidade e tempo de residência da água no solo.

Kawara et al. (1999) investigaram a relação entre a qualidade da água que drena uma microbacia florestal no Japão e as proporções entre os diferentes componentes do

escoamento: escoamento superficial, escoamento sub-superficial e escoamento base. Os autores identificaram quatro tipos de relações:

- a) Tipo 1 - As concentrações nos três compartimentos (escoamento superficial, escoamento sub-superficial e escoamento base) mudam no sentido do tempo de ocorrência do evento com um aumento da vazão, sendo que as concentrações durante a subida da hidrógrafa são maiores do que na descida (recesso). São identificadas como variáveis pertencentes a esse grupo os sólidos em suspensão, N particulado, N total, DQO total e DQO particulada, havendo um predomínio geral das formas particuladas para esta relação.
- b) Tipo 2 - As concentrações nos três compartimentos mudam no sentido contrário ao tempo de ocorrência do evento, sendo que as concentrações durante o período de recesso (descida da hidrógrafa) são superiores. Predominam na relação tipo dois as formas dissolvidas, destacando-se o N total, o N dissolvido e o P dissolvido.
- c) Tipo 3 - as concentrações no escoamento base tem um discreto decréscimo durante o aumento da vazão. De forma geral, as concentrações tanto no escoamento direto como no escoamento base mudam muito pouco durante o aumento da vazão. Os autores reúnem no tipo 3 o Na^+ e todos os ânions e cátions, exceto o K^{++} .
- d) Tipo 4 - Com o aumento da vazão aumentam as concentrações no escoamento base, mas as concentrações no escoamento sub-superficial são muito discretas. Faz parte da relação tipo 4 apenas o K^{++} .

Swank et. al. (2001) analisaram os resultados de aproximadamente 20 anos de monitoramento de duas microbacias pareadas da estação experimental de Coweeta (USA). Uma das microbacias foi utilizada como controle e a segunda sofreu intervenções como corte, colheita, construção de estradas e preparo do solo. Entre os principais resultados descritos, podemos citar o aumento significativo nas concentrações de cálcio após o corte, estando os maiores aumentos entre 17 a 20 $\mu\text{eq.L}^{-1}$, registrados no terceiro ano de crescimento da floresta. As concentrações médias de NO_3 mantiveram-se próximas do limite de detecção. De acordo com os autores, esta variável constitui um sensível indicador de distúrbios no ecossistema. Um aumento nas concentrações deste íon teve início cerca de 9 meses após o início da colheita e a conclusão do preparo do solo. As concentrações de

NO_3 reduziram com o crescimento da floresta. Este comportamento do íon nitrato, identificado como bom indicador dos distúrbios do ecossistema, também foi destacado por Câmara (1999) em relação a outras variáveis. O autor considerou melhores indicadores aquelas variáveis que apresentam intervalos de variação estreitos durante os períodos de calibração.

Outro aspecto destacado por Swank et. al. (2001) foi a taxa de saída de sedimentos. Esta taxa, entre o quinto e o 15^o ano após a intervenção foi de aproximadamente 340 kg.ha^{-1} ao ano. Cerca de 50% acima dos níveis pré-tratamento. O aumento na taxa de saída de sedimentos foi associado principalmente à construção de estradas.

Prabhu (1998) destacou que o valor da informação que um indicador pode proporcionar, pode ser determinado através da simulação do seu desempenho, obtida por meio de técnicas de modelagem. Zimer et al. (1991) destacaram que a principal contribuição da simulação proporcionada pela modelagem não está na precisão das avaliações numéricas dos parâmetros em estudo, mas na possibilidade de caracterizar os processos e variáveis que atuam em uma microbacia e a sua ligação em termos do comportamento deste ecossistema. De posse destas informações é possível tirar conclusões a respeito da resposta hidrológica da microbacia a um determinado impacto, inclusive em termos da qualidade da água.

2.3 Monitoramento biológico

De acordo com Cranston (1996) citado por Fagundes (1997) o monitoramento da qualidade da água como indicador do equilíbrio dinâmico da microbacia, deve incluir, assim como parâmetros físicos e químicos, as respostas biológicas do ambiente aos impactos das atividades de uso da terra.

Esta preocupação com a preservação da vida aquática por outro lado, data de períodos anteriores. Entre 1908 e 1909, dois pesquisadores alemães, Kolkwitz e Marsson, desenvolveram uma nova abordagem para estudos sobre poluição da água, que foi por eles denominada "ecology of plant and animal saprobia" (Perry & Vanderklein, 1996). Eles

sugeriram que muitas zonas bem definidas existentes em um rio poluído por detritos, as áreas atingidas pelo lançamento dos dejetos eram seguidas por sucessivas zonas de recuperação. De acordo com os autores, determinadas espécies de plantas e animais característicos de cada zona, e a qualidade da água do rio poderia ser classificada analisando-se sua comunidade biótica. Esta abordagem foi mais explorada posteriormente originando o conceito de "organismos indicadores" e atualmente vem sendo utilizada não apenas em estudos sobre qualidade da água, mas em diversos outros campos da ambiência. No Brasil, podemos citar Regalado (1997) que utilizou a comunidade avifaunística como indicadora da degradação ambiental de um fragmento florestal do Estado de São Paulo, Lima et al. (1997) que compararam a eficiência de duas espécies vegetais como indicadoras de poluição atmosférica no Estado da Bahia. Scatolini & Dias (1997), que avaliaram o estado de conservação ambiental de duas localidades no Estado do Paraná tendo como indicador a diversidade de insetos, entre outros.

Tanto eventos naturais como antropogênicos podem afetar o ambiente aquático. A flora e a fauna destes ambientes são função da combinação de fatores hidrológicos, químicos e físicos. Eventos como chuvas intensas ou secas prolongadas podem levar a uma repentina ou gradual modificação no habitat natural. Organismos estudados "in situ" podem mostrar os efeitos integrados de todos os impactos causados a um determinado corpo d'água (Friedrich et al. 1992). Quando comparados aos métodos físicos e químicos, os métodos biológicos requerem menos equipamentos, têm resultados mais rápidos e são mais baratos do que os anteriores. Entretanto, Friedrich et al. 1992 ressaltaram ainda que apesar de oferecerem algumas vantagens, os métodos biológicos não eliminam a necessidade de análises químicas e físicas. O ideal seria a integração dos diferentes métodos para montar um sistema que não seja tão caro e forneça as informações necessárias com o máximo de eficiência possível.

Entre os diversos tipos de avaliação biológica podemos destacar os métodos ecológicos, mais adequados ao presente estudo. No método ecológico são consideradas duas formas de análise: uma delas baseia-se na estrutura da comunidade e outra em um organismo indicador. Um organismo indicador é uma espécie selecionada devido à sua sensibilidade ou tolerância a vários tipos de poluição e seus efeitos (Friedrich et al. 1991).

Uma das questões importantes que envolvem o monitoramento da comunidade biológica está relacionada com a identificação dos organismos mais apropriados para o monitoramento, o nível de identificação a ser adotado, a estabilidade das populações e a resposta específica ao tipo de poluente em questão (Cranston, 1996, citado por Fagundes, 1997). A escolha de quais organismos serão utilizados no monitoramento é muito importante, pois aqueles que apresentam ampla tolerância são menos informativos e menos eficientes como indicadores da qualidade da água (JOHNSON, 1995).

Para os métodos ecológicos, os organismos mais utilizados são os invertebrados, e sua principal aplicação é na investigação de impactos e de tendências em um ecossistema. Entre as vantagens citadas para sua utilização está o fato de serem métodos relativamente baratos, com facilidade de aplicação e não necessitarem de equipamentos especiais. Já as desvantagens listadas são a suscetibilidade a variações no ambiente aquático, necessidade de conhecimento sobre taxonomia e a aplicação dos resultados limitada aos locais de estudo. Os principais agentes poluidores que podem ter efeito sobre estes organismos são a matéria orgânica, o enriquecimento do meio com nutrientes e a acidificação entre outros.

Rosenberg e Resh (1993) citaram que dentre os organismos aquáticos, algas e invertebrados bentônicos são os grupos de organismos mais freqüentemente recomendados para a avaliação da qualidade da água, sendo que os organismos bentônicos apresentam algumas vantagens em relação aos outros invertebrados. Entre estas vantagens destacam-se:

a) o fato de poderem ser encontrados nos diferentes ecossistemas de água doce, permitindo a observação de perturbações em sua comunidade nos diversos tipos de habitat aquático; b) apresentarem grande número de espécies, oferecendo um amplo espectro de respostas para as alterações ambientais; c) sua baixa mobilidade, não permitindo a migração quando as características do meio lhes são desfavoráveis, d) apresentarem ciclos de vida relativamente longos, permitindo análise temporal.

De acordo com Callisto et al. (2001) os macroinvertebrados bentônicos diferem entre si em relação à poluição orgânica, desde organismos típicos de ambientes limpos ou de boa qualidade de águas (como exemplo ninfas de Plecoptera e larvas de Trichoptera - Insecta), passando por organismos tolerantes (como alguns Heteroptera e Odonata - Insecta e Amphipoda - Crustacea) até organismos resistentes (alguns Chironomidae - Diptera, Insecta e Oligochaeta - Annelida). Locais poluídos geralmente possuem baixa diversidade

de espécies e elevada densidade de organismos restritos a grupos mais tolerantes. Callisto et al. (2001) estudaram ainda a diversidade de macroinvertebrados bentônicos em ecossistemas lóticos de quatro parques do município de Belo Horizonte, com o objetivo de utilizar a diversidade dessa comunidade como ferramenta para avaliar a “saúde” daqueles ecossistemas. Para tal avaliação, foram coletadas 5 amostras de sedimento ao longo do período de seca (junho a agosto) e 5 amostras no período de chuvas (setembro a novembro). Os autores verificaram que a utilização da comunidade de macroinvertebrados permitiu uma avaliação da saúde dos ecossistemas estudados.

Al Shawu & Richardson (2002) realizaram experimento para verificar o impacto da entrada de sedimentos sobre a comunidade bentônica. Utilizando canais artificiais à jusante de um córrego, os autores introduziram quantidades e concentrações de sedimentos que simulavam as quantidades geradas por movimentação de gado na área ripária e colheita de madeira na zona ripária. Eles observaram que à medida que aumentava a duração do pulso de sedimentos, exemplares de Simuliidae apareciam em um número menor de amostras. Da mesma forma, Elmidae, Baetidae e Leptophlebiidae apareceram em menores densidades à medida que a exposição aos sedimentos finos aumentava.

Membros das famílias Baetidae, Simuliidae e da ordem Plecoptera têm demonstrado significantes declínios quando expostos a quantidades elevadas de sedimentos finos (Culp et al., 1986, Vuori & Joensuu (1996) citados por Al Shaw & Richardson (2002). Estes taxa tem sido utilizados em programas de monitoramento (Barton, 1996 e Somers et al., 1998), devido à sua sensibilidade a distúrbios e associação com águas correntes, frias, limpas e substratos contendo baixa quantidade de partículas finas. Contrariamente, Chironomidae tende a se manter constante ou aumentar quando exposto ao sedimento fino Culp et al., 1986, Vuori & Joensuu (1996) citados por Al Shaw e Richardson (2002).

Respostas na estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos durante 16 anos de sucessão florestal após o corte raso foram monitoradas por Swank et. al. (2001), em uma microbacia da estação experimental de Coweeta (USA). Imediatamente após o corte raso, foi registrado aumento na diversidade taxonômica, acompanhado por uma mudança nos grupos funcionais (aumento em raspadores e redução em fragmentadores). Estas modificações analisadas em conjunto com variáveis físicas e químicas foram associadas a

alterações no habitat físico, especialmente a deposição de sedimentos, a disponibilidade de alimento, a dinâmica de nutrientes, aos níveis de iluminação e a temperatura da água.

Vowel (2000) testou a eficiência do "Best Management Practices" (BMPs), conjunto de práticas recomendadas para reduzir o impacto das operações de manejo florestal adotado na Flórida (USA), utilizando a comunidade de macroinvertebrados bentônicos como biomonitor. Foram avaliadas as operações de colheita mecanizada, preparo do solo incluindo a queima de resíduos e o plantio. As coletas foram realizadas antes do início das operações e após o encerramento das mesmas. Os escores obtidos para estrutura e função da comunidade foram comparados com ecorregiões de referência. Como resultado, o autor considerou válida a utilização do macrobentos como indicador da eficiência do BMP na proteção do ecossistema aquático. Já as variáveis físicas e químicas monitoradas conjuntamente não apresentaram diferenças entre os períodos anterior e posterior às operações silviculturais, mostrando-se menos sensíveis aos impactos do que a comunidade biológica avaliada. Como componentes de particular importância na avaliação do habitat foram destacados o desgaste do leito, com arrastamento de material e a estabilidade do substrato.

Ometo et al. (2000) verificaram a relação entre o uso do solo com alguns aspectos químicos e com a comunidade de macroinvertebrados em dois rios do município de Piracicaba-SP (Pisca e Cabras), pertencentes à mesma ecorregião, porém com distintos usos do solo. O uso predominante na bacia do rio Pisca é o cultivo de cana-de-açúcar (62% da área total da bacia), enquanto na do rio das Cabras predomina a pastagem (60% da área). Para a bacia do rio das Cabras, foi observada uma alta correlação entre o índice de riqueza da comunidade de invertebrados, carbono inorgânico dissolvido e nitrato com o índice de uso do solo ($R^2 = 0,75$). Os autores fazem uma associação entre variáveis físicas e químicas e biológicas, associando resultados entre os diferentes parâmetros. Os resultados, analisados conjuntamente permitiram a melhor compreensão entre o uso do solo e a qualidade da água dos rios.

Para a utilização dos organismos bentônicos como indicadores da sustentabilidade das atividades de uso do solo, é necessário conhecer, primeiramente, as características dos ecossistemas lóticos e suas influências sobre a comunidade bentônica.

Em relação aos aspectos físicos, Shumm (1977) observou que ocorrem modificações nas propriedades do canal da região da cabeceira para jusante, que influenciam a estrutura das comunidades e os processos desse ecossistema. Essas modificações diminuem o diâmetro do material ϕ fundo e a quantidade de areia. Por outro lado, características como a profundidade do canal, a velocidade média do fluxo, a largura do canal e o volume relativo de material aluvional depositado aumentam com a ampliação da área de drenagem. Para Gomi et al. (2002), a matéria orgânica particulada fina tipicamente aumenta ao longo dos canais de cabeceira, devido aos processos físicos e biológicos. Por outro lado, a relação de material orgânico particulado grosso e material orgânico particulado fino decresce rapidamente com o aumento da área de contribuição. Este declínio na concentração do material particulado grosseiro ocorre devido às baixas entradas de material alóctone em relação ao tamanho do canal. Já o material fino aumenta devido aos processos de quebra. Diversas características citadas pelos autores em relação aos aspectos abióticos foram observadas nos córregos estudados durante as coletas de macroinvertebrados.

Outro aspecto importante no estudo dos rios, destacado por Beaumont (1975) é o arraste contínuo de partículas. Agindo de forma erosiva, a água transporta materiais do leito, que, de acordo com seus pesos, podem ser mantidos em suspensão. O processo de sedimentação é constante e as partículas se distribuem de acordo com a capacidade de transporte nos diferentes trechos. Materiais dissolvidos, como matéria orgânica e fósforo são os que percorrem maiores distâncias (MERGALEFF, 1983). A deposição destes materiais leva à formação de diferentes tipos de substrato, que terão influência na organização das comunidades do ecossistema.

Vannote, em 1980, propôs o conceito do “Contínuo Fluvial” (*River Continuum Concept* - RCC) considerando o rio como um sistema que possui um gradiente contínuo de condições ambientais. Esta teoria é baseada no conceito do equilíbrio dinâmico. Neste conceito, o rio é dividido em três regiões geomorfológicas distintas. A primeira delas é a **cabeceira** (cursos de ordem 1 a 3), altamente dependente das contribuições terrestres de material orgânico, com pouca ou nenhuma produção fotossintética, com razão produção/respiração menor que 1 ($P/R < 1$). Nesta região, a vegetação ripária limita a incidência de luz no rio e reduz a produção autotrófica. O substrato é composto de

cascalhos e pedras e as variações sazonais de temperatura e diversidade são baixas. Nesta região predominam organismos bentônicos fragmentadores e coletores, que se alimentam do material alóctone.

A segunda região é denominada de **médio curso** (ordem 4 a 6), a qual é menos dependente da contribuição direta dos ecossistemas terrestres e mais da produção por algas e plantas aquáticas vasculares, além do material orgânico oriundo das correntes à montante, sendo $P > R$. Nesta região, o canal é mais homogêneo e a taxa de sedimentação é igual à de remoção de matéria e nutrientes do substrato. Ocorre variabilidade de substratos permitindo um aumento da diversidade. A produção autóctone é mais importante e a comunidade bentônica passa a ser dominada por coletores e "pastadores" (grazers).

A terceira e última região é denominada de **baixo curso** (ordem maior que seis, grandes rios e estuários), onde os rios tendem a ser turvos, com grande carga de sedimento de todos os processos de montante e, apesar de já possuírem comunidades desenvolvidas de plâncton, a respiração excede a produção, com razão $P/R < 1$ (Odum, 1996). Nesta região ocorre uma baixa diversidade de organismos bentônicos.

O conceito do contínuo fluvial proposto é questionado em alguns pontos. Vale destacar o fato de que as características físicas não apresentam um gradiente contínuo e integrado, podendo existir variações que dependem do clima, da geomorfologia e da litologia da bacia, conforme apontaram Statzner & Higler (1985). Os mesmos autores também discutiram a relação entre variabilidade de fatores ambientais e diversidade, que justifica a maior diversidade na porção média do rio. Segundo eles, nesta região não ocorre maior variabilidade de fatores ambientais para justificar a maior diversidade bentônica. O que ocorre é a transição entre a região alta e baixa do rio, o que permite a ocorrência de superposição de comunidades, uma com predomínio de insetos e outra com predomínio de crustáceos e moluscos. Outro aspecto questionável, segundo Statzner & Higler (1985), é a contínua reposição de espécies com as mesmas funções ecológicas. Mangelsdorf & Scheurmann (1980) discutiram a questão da substituição de espécies da biota determinada pelo clima, ocasionadas para maximizar a produção de energia. Segundo Vannote *et al.* (1980), quando uma espécie completa seu crescimento é substituída por outras que apresentam essencialmente a mesma função. Esta contínua substituição de espécies tem a função de distribuir a utilização da entrada de energia no decorrer do tempo e resulta em

um conjunto de espécies que tende a maximizar o consumo de energia. Porém, este princípio foi classificado como válido somente em zonas geográficas sujeitas a diferentes variações sazonais nos fatores abióticos, como ocorre em regiões de clima temperado. No caso de regimes equatoriais, todas as espécies principais de um sistema lótico estão presentes durante todo o ano.

Statzner & Higler (1986) associaram a distribuição espacial de invertebrados bentônicos em rios de várias latitudes com as características hidráulicas do rio, com velocidade da corrente, rugosidade do canal e profundidade. Segundo observações dos autores, a variabilidade das características hidráulicas determinam a zonação dos organismos bentônicos. Destacaram ainda, que rios com abruptas mudanças de declividade e de cabeceiras podem não apresentar um padrão de zonação faunístico. A aplicação do conceito do contínuo fluvial deve ser feita com cuidado nos sistemas aquáticos tropicais, que estão sujeitos a padrões climáticos e de cobertura vegetal diferentes das bacias de regiões temperadas. E, finalmente, porque ela foi concebida tendo como ambiente de referência rios em condições naturais, sem ação antropogênica, situação pouco comum atualmente.

Em 1999, Montgomery propôs uma alternativa ao RCC chamada “Conceito Domínio de Processos” (*Process Domain Concept – PDC*), que considera a influência dos processos geomorfológicos na variabilidade espacial e temporal que ocorre nos ecossistemas aquáticos. Segundo ele, a combinação do clima, da geologia e da topografia determina a área de formação dos sistemas, influenciando os processos que ali irão ocorrer. Além disso, o autor mencionou que, enquanto alguns fenômenos físicos que influenciam o ecossistema aquático e ripário são dirigidos continuamente, outros são controlados primeiramente por influências locais.

Gomi et al. (2002), discutiram os processos de ligação entre os ecossistemas de cabeceira e de médio curso. Dentre as diversas características funcionais dos ecossistemas de cabeceira, os autores destacaram que estas áreas, que ocupam cerca de 70 a 80% da área total das microbacias são importantes fontes de sedimento, água, nutrientes e matéria orgânica para o médio curso. Os autores dividem os ecossistemas de cabeceira em quatro unidades topográficas com processos biológicos e hidrológicos distintos. São elas:

a) “Hillslopes” (encostas, regiões altas), normalmente sem canais definidos

- b) Bacia de ordem zero – depressões para onde converge a água da região de contorno, mas ainda sem um canal definido.
- c) Canais temporários ou efêmeros, que são aqueles com fluxo contínuo pelo menos de quatro a cinco meses por ano, ou podendo ainda, ter água apenas por alguns dias durante os períodos secos, e que não podem manter ciclos de vida completos de macroinvertebrados, exceto para espécies com longas diapausas
- d) Canais de primeira e segunda ordem – aqueles mais altos e não bifurcados, que sustentam fluxos perenes ou intermitentes durante períodos maiores do que cinco meses por ano em média. Os canais de segunda ordem correspondem às primeiras bifurcações. Tanto canais de primeira como segunda ordem podem ter partes com fluxo intermitente, dependendo da altura do lençol freático ou do volume de sedimento depositado pela água.

Gomi et al. (2002) discutiram também aspectos relacionados à drenagem e ao tamanho das bacias. Segundo eles, a variação na descarga em áreas de drenagem menores do que 1km² (100 ha) são maiores do que aquelas que ocorrem em bacias com área de drenagem maior. Nestas últimas, os processos de geração de deflúvio são governados primeiramente pela estrutura e extensão da planície de inundação e pelos processos de sedimentação, enquanto nas menores, a maior influência é da intensidade da chuva, profundidade do solo, topografia e vegetação. Vale destacar neste ponto, que entre as microbacias monitoradas nesta pesquisa, apenas uma delas, localizada no Maranhão, com floresta secundária apresenta área de drenagem maior que 1 km².

Em relação aos processos hidrogeomórficos, a temperatura e as características químicas da água em canais de cabeceira apresentam íntima relação com a estrutura do solo e que os deslizamentos (“landslides”) e fluxos de sedimentos são os processos geomórficos predominantes nestes ecossistemas.

Entre os processos biológicos, as fontes de energia alóctones são maiores nestes ambientes do que as fontes autóctones. Pelo fato de as descargas serem relativamente pequenas e existirem numerosos elementos de rugosidade, o material particulado mais grosseiro (CPOM >_ 1 mm) tende a ficar estocado por longos períodos em canais de cabeceira e transformado em partículas menores. Este material é importante, pois

corresponde a uma fonte de alimento e habitat para macroinvertebrados. O grupo dominante de macroinvertebrados nestes ambientes de cabeceira é o de trituradores.

Os movimentos de sedimentos e de material alóctone (material vegetal proveniente da vegetação ripária) alteram drasticamente o ambiente para os macroinvertebrados. As secas sazonais afetam o ciclo de vida e a estrutura das comunidades de macroinvertebrados nos córregos de cabeceiras.

Gomi et al. (2002), destacaram que a expansão das zonas hidrologicamente ativas durante períodos de grande umidade aumentam a probabilidade de movimentos de massa e alteram o trajeto entre os ambientes terrestre e aquático. Lutzemberguer et al. 1996, em estudo sobre a biodiversidade em hortos florestais da região onde, nesta pesquisa, estão inseridas as microbacias monitoradas no Rio Grande do Sul, destacaram situações que podem trazer prejuízos à estabilidade dos recursos hídricos. De acordo com os autores, em situações de grandes enxurradas, a zona de cabeceira dos "arroyos" pode ter sua estrutura física profundamente modificada se a capacidade de retenção hídrica do entorno estiver prejudicada. Estas alterações irão refletir-se ao longo da bacia hidrográfica, uma vez que ocorre expansão da zona de erosão, com acréscimo de material particulado sendo carregado para as zonas mais baixas, promovendo assoreamento nas regiões de meandros. Essas modificações estruturais nos cursos d'água são danosas à medida que destroem e recriam microambientes. Elas diminuem o tempo necessário para a colonização e especialização na exploração dos nichos ecológicos pelas espécies.

Estes aspectos, relacionados à geomorfologia local, bem como a influência das variáveis climáticas e do manejo sobre a dinâmica dos cursos d'água e de seu entorno devem ser consideradas na avaliação dos resultados.

Do ponto de vista estatístico, para a interpretação dos resultados das coletas de macroinvertebrados, são considerados alguns modelos estatísticos previamente empregados em outros trabalhos, e cuja aplicabilidade em diferentes situações foi discutida e avaliada.

Alguns aspectos devem ser considerados na escolha do modelo a ser empregado. Guerold (2000) destacou a influência do nível taxonômico utilizado sobre alguns índices, a influência do tamanho da amostra sobre o número de espécies na estimativa da riqueza (Smith & Belle (1984), Heitshe & Forrester (1983)). De acordo com Guerold (2000), a utilização de índices com resultados ao nível de gênero e família podem subestimar

drasticamente a riqueza, especialmente em áreas de cabeceira não impactadas. O mesmo autor destaca que quanto melhor a qualidade da água do rio, mais o índice será subestimado. Também para o índice de diversidade de Shannon, quando níveis taxonômicos inadequados são utilizados, comunidades que vivem em rios perturbados aparentam estar menos alteradas do que realmente estão, reduzindo a capacidade da pesquisa em detectar alterações ambientais. Por outro lado, a dificuldade de identificação ao nível de espécie deve ser considerada na avaliação da viabilidade da aplicação desta modalidade de monitoramento. Deve-se, portanto, procurar o modelo mais adequado para o nível taxonômico possível com os recursos disponíveis.

3. MATERIAL E MÉTODOS

Seguindo o conceito da UNESCO (1987), o presente estudo tratará da investigação de indicadores de nível primário, tendo como base resultados de medições diretas de variáveis físicas, químicas e biológicas.

3.1 Localização das áreas de coleta

Na Figura 1, onde estão representadas as diferentes regiões hidrográficas do Brasil (Agência Nacional de Águas, 2002), foram destacadas as localizações das microbacias que fazem parte do presente estudo.

Figura 1 – Localização das microbacias monitoradas nas diferentes regiões hidrográficas do Brasil.

Adaptado de Agência Nacional de Águas, 2002.

3.2 Descrição dos locais de coleta

3.2.1 Guaíba, RS

De acordo com Lutzemberger et al. (1996) a região onde se localizam as microbacias em estudo no Rio Grande do Sul é caracterizada por 4 regiões fitoecológicas: região de savana onde o ambiente preservado é representado por matas ciliares, afloramentos rochosos, açudes e banhados; a região de Floresta Estacional Decidual, onde os ambientes preservados são de matas ciliares, banhados, campos e açudes; Floresta Estacional semidecidual, com matas ciliares, banhados e afloramentos rochosos preservados e Formações Pioneiras de Influência Fluvial, com matas de restinga da laguna dos Patos, banhados e açudes preservados. O relevo local é suave ondulado e solo arenoso.

A paisagem regional caracteriza-se por um mosaico formado por campos naturais, que é a vegetação original da região, atualmente utilizados para a atividade agropastoril, entremeados por áreas cultivadas com plantações florestais. As áreas com vegetação arbórea nativa localizam-se nas regiões marginais aos cursos d'água. Esta última forma uma conexão ao longo da rede de drenagem da região. O uso predominante do solo é a pecuária, estando as áreas de floresta plantada distribuídas em "hortos", conforme nomenclatura regional, de diferentes tamanhos. O horto "Terra Dura", onde está localizada uma das microbacias em estudo, constitui uma das áreas de maior extensão de floresta plantada. Na Figura 2 está a imagem da região do município de Guaíba com as microbacias estudadas em destaque. O clima local é do tipo subtropical úmido, de acordo com a classificação de Koppen. A temperatura mínima é de 15,6 °C e a máxima de 24,8 °C, com precipitação média anual de 1400 mm. O diagrama climático do balanço hídrico regional é representado na Figura 3. Observa-se um pequeno déficit hídrico nos meses de dezembro a março, havendo uma boa disponibilidade hídrica na maior parte do ano.

- Localização das microbacias
- Floresta nativa
- Floresta plantada
- Pastagem
- Área urbana

Guaíba-RS

Imagem gerada por satélites Landsat do município de Guaíba-RS.

- Altimetria
- 80 - 90
- 90 - 110
- 110 - 130
- 130 - 150
- 150 - 180
- Hidrografia
- Microbacia 1 (Eucalipto)
- Microbacia 2 (Eucalipto)
- Microbacia 3 (pasto)

Desenho das microbacias em destaque na Imagem

2 – Imagem da região do Município de Guaíba , RS
 Fonte: MIRANDA, et al. (2004)

Figura 3 – Balanço hídrico de Thornthwaite & Mather para a região de Porto Alegre, RS.

Fonte: SENTELHAS et al., (1999).

3.2.1.1 Descrição das microbacias

Embora na Figura 2 não esteja representada a altimetria da bacia com pastagem, nas visitas de campo verificou-se que a mesma apresenta aspectos semelhantes à microbacia com floresta plantada em relação ao tipo de solo e declividade. Elas diferem, todavia, em relação à área de drenagem, sendo que a microbacia com floresta plantada tem 31 ha e a microbacia com campo natural de pastagem manejado tem 12,6 ha. Em relação às condições hidrológicas superficiais, na microbacia com pastagem verifica-se que a vegetação ciliar é bastante reduzida em alguns trechos da rede hidrográfica, assim como a superfície do solo apresenta-se desprovida de cobertura vegetal adequada.

Na microbacia com floresta plantada, o plantio de eucalipto foi realizado em junho de 2001. A vegetação ciliar apresenta espécies nativas da zona ripária local e é circundada por eucaliptos remanescentes do plantio anterior, completando a extensão prevista em lei para áreas de preservação permanente. Figuras 4, 5, 6 e 7 fornecem detalhes destes aspectos dos córregos. Os solos que formam as microbacias são do tipo

podzólico vermelho-amarelo. Na Tabela 2 estão algumas características dos córregos nos pontos selecionados para as coletas de macroinvertebrados bentônicos.

Tabela 2 – Características dos córregos das microbacias com floresta plantada e campo natural de pastagem manejado em Guaíba, RS

	Distância entre as margens	Profundidade	Substrato	Condições da mata ciliar
Microbacia com Floresta Plantada	40 a 80 cm	1 a 5 cm	Arenoso, recoberto com folhas e pequenos galhos	Vegetação nativa e floresta plantada, com pontos de erosão nos taludes laterais.
Microbacia com Campo natural de pastagem manejado	40 cm a 1,30 m	2 e 3 cm	Arenoso, com pontos de acúmulo de areia proveniente de erosão.	Área de preservação permanente parcialmente recoberta com vegetação nativa. Pontos de erosão nos taludes laterais

3.2.1.2 Fluviometria e pluviometria

A seção de controle do leito de cada um dos córregos é constituída por uma parede frontal e paredes laterais. O final da seção é constituído de uma calha de metal do tipo H, de 45 cm de altura. Um linígrafo mecânico marca Stevens, modelo F4, de rotação semanal registra continuamente a altura da lâmina d'água. Com a leitura da cota, é possível calcular a vazão aplicando-se a equação de calibração da calha tipo "H" (BOS 1976).

A precipitação foi medida por dois pluviômetros, com resultados obtidos pela média semanal entre os aparelhos. Os pluviômetros localizam-se em clareiras próximas aos vertedores.

Figura 4 – Aspecto geral da microbacia com floresta plantada de eucalipto após a colheita com a vegetação ciliar ao centro

Figura 5 – Córrego da microbacia com floresta plantada de eucalipto em Guaíba, RS

Figura 6 – Aspecto geral da microbacia com campo natural de pastagem com o córrego ao centro.

Figura 7 – Córrego da microbacia com campo natural de pastagem manejado em Guaíba, RS

3.2.2 Itatinga, SP

A vegetação original da região de Itatinga foi caracterizada por Vieira (1998) como cerrado. Atualmente o uso do solo predominante na região é a silvicultura e a pecuária, com poucos fragmentos de vegetação nativa, um deles localizado no horto florestal de Itatinga. Nesta região as florestas plantadas ocupam áreas contínuas mais extensas, formando um padrão de uso do solo diferente daquele observado para a região sul. O aspecto geral do uso do solo na região pode ser visualizado na Figura 9.

O clima local é do tipo mesotérmico úmido, segundo classificação de Köppen, com precipitação média mensal do mês mais seco entre 30 e 60 mm, temperatura mínima anual de 12,8 °C, média anual de 19,4 °C. A umidade relativa média anual é de 83,3%, e a precipitação média anual é de 1635 mm. O balanço hídrico apresenta um excedente de 762 mm, e déficit de 3 mm nos meses de julho e agosto, com uma evapotranspiração potencial de 877mm, e capacidade de armazenamento de água do solo de 150 mm (SCARDUA,1994). O diagrama climático com o balanço hídrico de Thorntwaite e Mather pode ser visualizado na Figura 8.

Figura 8 – Balanço hídrico normal mensal de Thorntwaite e Mather para o município de Itatinga, SP.

Fonte: SENTELHAS et al., (1999).

Imagem gerada por satélite Landsat do município de Itatinga-SP

Itatinga-SP

Desenho da microbacia em destaque na Imagem

Figura 9 – Imagem da região do município de Iatinga – SP
 Fonte: MIRANDA et al, (2004)

3.2.2.1 Descrição da microbacia

Atualmente, a área de estudo apresenta cobertura florestal de *Eucalyptus saligna* Smith com 5 anos de idade. O plantio anterior teve início no ano de 1945, encerrado em 1946. Foi feito em talhões retangulares, medindo aproximadamente 500 m x 350 m. De 1947 até 1957 foi realizada extração de lenha. Nos anos seguintes foi conduzida rebrota e extração de brasões. Em 1981, a microbacia foi atingida por um incêndio durante o qual um dos talhões, que corresponde a 13,4% da área da microbacia, foi totalmente queimado.

Em 1997 a cobertura florestal remanescente foi colhida iniciando-se em seguida um novo plantio, cuja floresta encontrava-se no ano de 2002, quando foram realizadas as coletas de macroinvertebrados, com 4 anos de idade.

A mata ciliar do córrego de Itatinga é formada por espécies nativas do local, e contem, todavia, algumas árvores do plantio original de eucalipto colhido em 1997. O solo é recoberto por uma espessa serapilheira e as margens do córrego encontram-se bem protegidas, sem sinais de erosão.

Os solos que compõe a microbacia são do tipo latossolo vermelho-escuro e vermelho-amarelo, álicos, com profundidades superiores a 2 metros. Trata-se de solos porosos com alto grau de flocculação das argilas, apresentando ainda baixa capacidade de troca catiônica.

No córrego da microbacia foram selecionados 3 pontos de coleta. Os dois primeiros pontos apresentam características semelhantes, enquanto o terceiro, mais próximo à nascente, tem maior velocidade da corrente e não há acúmulo de matéria orgânica. As características estão descritas na Tabela 3. A Figura 10 ilustra um dos pontos de coleta.

Tabela 3 – Características dos pontos de coleta do córrego da microbacia com floresta plantada em Itatinga, SP

Distância entre as margens	Profundidade	Substrato	Condições da mata ciliar
90 cm a 1 m	5 a 17 cm	Argiloso, recoberto com folhas e galhos. Partículas de material em decomposição nos dois primeiros pontos.	Formada por espécies nativas e remanescentes de eucalipto. Oferece boas condições de proteção às margens

Figura 10 – Aspecto do córrego da microbacia de Itatinga, SP

3.2.2.2 Fluviometria e pluviometria

A seção de controle do leito do córrego Tinga é constituída por uma parede frontal e paredes laterais que se prolongam ao longo do leito, com comprimento de 2 metros. O final da seção é constituído de uma calha de metal do tipo H, de 45 cm de altura. Um linígrafo mecânico marca Stevens, modelo F4, de rotação semanal registra continuamente a altura da lâmina d'água. Com a leitura da cota, é possível calcular a vazão aplicando-se a equação de calibração da calha tipo “H” (BOS 1976).

A precipitação foi medida por dois pluviômetros e um pluviógrafo, com resultados obtidos pela média semanal entre os 3 aparelhos. Os pluviômetros localizam-se em clareira próxima ao vertedor, e o pluviógrafo no posto meteorológico da Estação Experimental, situado a cerca de 1 km do vertedor.

3.2.3 Alagoinhas, BA

Entre os tipos de vegetação predominantes na região nordeste, as áreas mais elevadas, sujeitas a secas menos intensas, localizadas mais próximas ao litoral, são

chamadas de Agreste (FERRI, 1980). Inserida nesta região fitogeográfica está o município de Alagoinhas.

O clima local, segundo a classificação de Koeppen é do tipo mesotérmico de inverno seco. A temperatura média é de $23,5^{\circ}\text{C}$, a mínima é de $20,1^{\circ}\text{C}$, e a máxima de $30,0^{\circ}\text{C}$. A precipitação média anual é de 1234 mm. Em termos de disponibilidade hídrica na região, observa-se na Figura 11 que ocorre um déficit hídrico nos meses de setembro a março.

Figura 11 – Balanço hídrico normal mensal de Thorntwaite e Mather para o município de Alagoinhas, BA

Fonte: SENTELHAS et al., (1999)

De acordo com Stape (2000), o coeficiente inter anual de variação da precipitação é alto (21%). Dois terços da precipitação anual concentram-se no outono e inverno, que correspondem ao período de abril a setembro. Entre o ano de 1997 e 2003, os totais anuais de precipitação registrados na área de estudo de Alagoinhas tiveram uma oscilação de 598 mm, sendo que no ano de 2002, quando foram realizadas as coletas de macroinvertebrados, a precipitação anual foi a menor do período, atingindo um total de 824 mm. Para o período citado, nos anos de 1999 e 2000 foram registrados os maiores valores, 1411 e 1422 mm, respectivamente.

3.2.3.1 Descrição da microbacia

Na microbacia de Alagoinhas foram selecionados 2 pontos de coleta, iniciando na nascente do riacho até o vertedor. Este trecho tem cerca de 50 m, sendo que na região próxima à nascente o leito não é definido, caracterizando uma região alagada, cuja expansão varia durante as estações seca e chuvosa. Devido a estas características, os pontos de coleta foram selecionados no trecho mais à jusante, distante cerca de 20 m da nascente, onde existe um curso d'água definido durante todo o ano. Características físicas dos pontos de coleta são descritas na Tabela 4.

Tabela 4 – Características do córrego da microbacia com floresta plantada em Alagoinhas, BA

Distância entre as margens	Profundidade	Substrato	Condições da mata ciliar
1,0 a 1,4 m	8 a 15 cm	substrato é arenoso, constantemente recoberto por uma camada de folhas e galhos finos provenientes da vegetação adjacente	vegetação ciliar é de floresta secundária. As margens estão protegidas, não há sinais de erosão

A microbacia constitui a cabeceira de um dos córregos formadores do riacho Quiricó Grande, pertencente à bacia do Rio Sauipe.

A área da microbacia considerada a partir do ponto selecionado para a instalação do vertedor é de 125 ha, de acordo com o resultado de planimetria a partir da folha do IBGE, de escala 1:25.000. Desta área total, 80 hectares são utilizados para o cultivo de eucalipto, permanecendo o restante como área de preservação permanente, que inclui não apenas a cabeceira e as margens do riacho, como também áreas localizadas em terrenos mais elevados da microbacia, mas que permanecem sem reflorestamento devido à sua pedregosidade. A Figura 12 ilustra parte do trecho do córrego selecionado para coleta.

Figura 12 – Aspecto do riacho da microbacia com floresta plantada de eucalipto. Alagoinhas, BA.

3.2.3.2 Fluviometria e pluviometria

A estação linimétrica é dotada dos seguintes componentes: a) uma plataforma de entrada para sedimentação, b) um tanque principal de sedimentação e tranquilização do fluxo, c) um vertedor triangular de 90⁰ construído em metal, d) um linígrafo marca Stevens, modelo F4, de rotação semanal.

A precipitação é medida por meio de um pluviógrafo instalado em clareira adjacente à estação linimétrica.

3.2.4 Imperatriz, MA

O município de Imperatriz localiza-se entre as coordenadas 5° 30' e 5° 45' latitude sul e 47° 30' e 47° 15' longitude oeste. O clima local é tropical, com temperatura mínima de 21,5 °C e a máxima de 32,4 °C. A precipitação média anual é de 1453 mm. Em termos de disponibilidade hídrica na região, observa-se na Figura 14 que ocorre um déficit hídrico nos meses de maio a dezembro.

Os solos são do tipo podzólico vermelho amarelo, arenosos e o relevo suave-ondulado.

A região de Imperatriz, MA, localiza-se em um ambiente de transição para o ecossistema amazônico, caracterizando uma região conhecida como pré-amazônia maranhense. Nesta região, já bastante modificada pela ação antrópica, destaca-se como atividade econômica principal a pecuária extensiva, ocupando extensas áreas antes recobertas pela formação florística denominada “Cocais”. A chamada Zona dos Cocais ocorre nos estados de MA, PI, MG, GO e RO. É formada por espécies dicotiledôneas e numerosas palmeiras. É a região do país onde a vegetação é mais uniforme. Dentre as palmeiras destacam-se o babaçu (*Orbignya martiana*) e a carnaúba (*Copernicia cerifera*) (FERRI, 1980).

3.2.4.1 Descrição das microbacias

A região onde estão inseridas as áreas de estudo apresenta-se bastante degradada, com raros remanescentes de vegetação natural. As microbacias selecionadas fazem parte da bacia do riacho do Cavalo Morto, que é um dos tributários do Rio Tocantins. Na Figura 13 pode-se visualizar um aspecto regional da paisagem onde estão inseridas as microbacias.

3.2.4.1.1 Descrição da microbacia com floresta nativa.

Uma das microbacias monitoradas apresenta 85% da área recoberta com floresta nativa e 15% com floresta plantada de eucalipto. Entre as espécies arbóreas, há predomínio de palmeiras, destacando-se o açaí, especialmente nas margens do córrego. A Figura 15 ilustra um dos pontos de coleta neste córrego.

Figura 13 – Imagem do Município de Imperatriz, MA
 Fonte: MIRANDA et al., (2004).

Figura 14 – Balanço hídrico normal mensal de Thorntwaite e Mather para a região de Imperatriz, MA.

Fonte: SENTELHAS et al., (1999).

O trecho do riacho que drena a microbacia em estudo tem extensão de aproximadamente 1 km. Ao longo do trecho monitorado foram selecionados 3 pontos de coleta, algumas características destes pontos estão na Tabela 5.

Tabela 5 – Características do córrego da microbacia com floresta nativa nos pontos de coleta em Imperatriz, MA.

	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3
Profundidade	4 a 6 cm	20 cm	3 cm
Largura do leito	1,3 m	1,3 m	1,7 m
Mata ciliar	Bem conservada	Bem conservada	Bem conservada
Tipo de substrato	Arenoso, recoberto com folhas e material vegetal proveniente da vegetação adjacente	Arenoso, recoberto com folhas e material vegetal proveniente da vegetação adjacente	Recoberto com raízes de palmeiras

3.2.4.1.2 Microbacia com floresta plantada de eucalipto

A microbacia recoberta com eucalipto apresenta vegetação ciliar com floresta nativa, onde há predomínio de palmeiras e presença de cipós. As margens do córrego são bem conservadas, mas podem ser encontrados sinais de erosão em alguns pontos.

A extensão do leito na área da microbacia é de aproximadamente 150 m, apresentando-se bastante uniforme em relação à largura e profundidade. Neste córrego foram selecionados 2 pontos de coleta.

No leito do córrego, em ambos os pontos, há grande quantidade de material em decomposição, e a água apresenta aspecto turbido. A Figura 16 ilustra um dos pontos de coleta. Na Tabela 6 estão algumas características do córrego nos pontos de coleta.

Tabela 6 - Características do córrego da microbacia com floresta plantada nos pontos de coleta de macroinvertebrados bentônicos em Imperatriz, MA.

	Ponto 1	Ponto 2
Profundidade	3,5 cm	2,0 cm
Largura do leito	1,5 m	1,5 m
Mata ciliar	Floresta nativa, com sinais de erosão	Floresta nativa, com sinais de erosão
Tipo de substrato	Recoberto com folhas material orgânico em decomposição	Recoberto com folhas material orgânico em decomposição

3.2.4.1.3 Microbacia com pastagem

Na microbacia com pastagem a vegetação ciliar apresenta-se bastante degradada e com largura inferior ao previsto pela legislação para área de preservação permanente. Em alguns pontos o córrego está totalmente desprotegido. Algumas características observadas nos pontos de coleta estão descritas na Tabela 7.

O leito é arenoso e o processo de assoreamento é visível em todo o trecho que drena a microbacia, mas é mais evidente próximo ao vertedor cuja seção encontra-se totalmente assoreada.

Tabela 7 – Características do córrego da microbacia com pastagem nos pontos de coleta de macroinvertebrados Bentônicos. Imperatriz, MA

	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3
Profundidade	1,5 cm	2 cm	1,5 cm
Largura do leito	1,7 m	1,1 m	1,5 m
Mata ciliar	degradada	ausente	Degradada
Tipo de substrato	arenoso	arenoso	Pedregoso, recoberto por areia

Diferente dos córregos com floresta, no córrego da pastagem não se observa material proveniente da vegetação adjacente cobrindo o fundo. O substrato é totalmente arenoso, com sinais de pisoteio de animais. A Figura 17 ilustra um dos pontos de coleta.

Figura 15 – Aspecto de um dos pontos de coleta do córrego da microbacia com floresta nativa em Imperatriz, MA

Figura 16 – Aspecto de um dos pontos de coleta do córrego da microbacia com floresta plantada de eucalipto em Imperatriz, MA

Figura 17 – Aspecto de um dos pontos de coleta do córrego da microbacia com pastagem em Imperatriz, MA

3.2.4.2 Fluviometria e pluviometria

As estações linimétricas instaladas na saída de cada uma das microbacias são constituídas dos seguintes dispositivos para medição da vazão: a) uma plataforma de entrada para sedimentação, b) um tanque principal de sedimentação e tranquilização do fluxo, c) um vertedor misto triangular de 90^0 construído em metal e retangular, d) um linígrafo marca Campbell, com transdutor de pressão que registra continuamente a altura da lâmina de água nos córregos. A vazão é então obtida com a equação característica dos vertedores.

Durante o período de coleta de dados, alguns problemas no funcionamento dos equipamentos instalados nas microbacias com floresta plantada e floresta nativa impediram o registro da altura da lâmina de água nos córregos durante o período de coleta de macroinvertebrados bentônicos. Na microbacia com pastagem, a entrada de

grande volume de sedimento no córrego inviabilizou o funcionamento do transdutor de pressão. Após sucessivas limpezas do tanque de sedimentação, este procedimento tornou-se inviável, visto que a cada chuva, tornava-se necessária uma nova limpeza, e havia também dificuldade de acesso e de disponibilidade de pessoal para realizar tal procedimento.

3.3 Método utilizado para a coleta e determinação de variáveis físicas e químicas em amostras de água coletadas nas microbacias.

As amostras de água foram coletadas semanalmente junto ao vertedor. As amostras foram acondicionadas sob refrigeração e uma amostra mensal, composta pelas 4 amostras semanais foi analisada mensalmente.

Todas as análises seguiram as normas do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (FRANSON 1995). As concentrações de Ca^{++} , Mg^{++} , K^{++} e Fe^{++} foram determinadas por espectrofotometria, em espectrofotômetro de absorção atômica. A turbidez e a cor foram medidas em espectrofotômetro de filtro, a condutividade elétrica foi determinada com condutivímetro e o pH com potenciômetro. A quantificação dos sedimentos em suspensão foi realizada por meio da filtragem das amostras em malha de $0,45\mu\text{m}$, e o conteúdo de sedimentos quantificado com base em volume. O oxigênio dissolvido foi determinado com medidor multiparâmetro portátil marca YSI.

3.4 Método para coleta, identificação e análise de dados de macroinvertebrados bentônicos

3.4.1 Periodicidade das coletas

As coletas foram realizadas bimestralmente nas microbacias localizadas em Guaíba, no Rio Grande do Sul, em Itatinga, São Paulo e no município de Alagoinhas, Bahia. Nas microbacias localizadas em Imperatriz, MA, foram realizadas apenas 4 coletas, sendo que na microbacia com floresta plantada de eucalipto foram realizadas apenas 3 coletas. Na Tabela 8 estão representadas as datas de coleta em cada uma das áreas de estudo.

Tabela 8 – Distribuição das datas de coleta ao longo do período de coleta de macroinvertebrados bentônicos.

	Jan 2002	Fev 2002	Mar 2002	Abr 2002	Mai 2002	Jun 2002	Jul 2002	Ago 2002	Set 2002	Out 2002	Nov 2002	Dez 2002	Jan 2003	Fev 2003	Mar 2003	Abr 2003
Guaíba, RS		X		X		X		X			X			X		
Itatinga, SP		X			X		X		X		X		X			
Alagoinhas, BA		X		X		X		X		X		X				
Imperatriz, MA				X		X						X				X

3.4.2 Métodos de amostragem

Nas microbacias localizadas em Guaíba, RS, foi utilizado amostrador tipo Surber, com área de 20 x 40 cm. Em cada um dos três pontos de coleta das microbacias foram feitas três amostragens em cada uma das datas de coleta.

Na microbacia de Itatinga, SP, foi utilizado amostrador manual do tipo “hand – net”, com esforço de coleta de quatro minutos por ponto de coleta em cada uma das datas de amostragem.

Em Alagoinhas, BA, foi utilizado o amostrador tipo “Surber”, com três amostragens por ponto de coleta e também a rede manual, com esforço de coleta de quatro minutos, em cada uma das datas de coleta.

Nas microbacias localizadas em Imperatriz, MA, foram utilizados os seguintes instrumentos de coleta:

a) microbacia com floresta secundária: amostrador “surber”, com três amostragens por ponto de coleta em cada uma das datas de coleta e rede manual com esforço de coleta de quatro minutos.

b) microbacias com floresta plantada de eucalipto e pastagem: amostrador “surber”, com três amostragens por ponto de coleta em cada uma das coletas realizadas.

A construção dos amostradores bem como o esforço de coleta empregado seguiram as normas do protocolo descrito em Barbour et al. (1997).

A identificação dos organismos foi realizada com base nas chaves taxonômicas de McCafferty (1990).

3.4.3 Análise de dados de coleta de macroinvertebrados bentônicos

Na análise de resultados das coletas de macroinvertebrados foram consideradas a densidade de organismos, a riqueza de famílias. Da mesma forma, foi considerada a influência de fatores ambientais, como as variações na vazão em função de precipitações mais intensas na composição da comunidade bentônica ao longo das coletas.

A identificação dos grupos funcionais foi baseada na classificação de Wiederholm (1983), Merritt & Cummins (1988), Epler (1995) e Pescador (1997), adaptada por Callisto (2001), na medida em que a identificação dos organismos ao nível de família permitiu sua utilização.

O cálculo dos índices quantitativos foi baseado em Magurran (1988). Foram utilizados os índices de diversidade de Shannon e Simpson, equidade e riqueza taxonômica.

3.5 Seleção de variáveis físicas e químicas para o monitoramento em microbacias

Como não se dispõe de microbacias com a cobertura original, exceto para a região de Imperatriz, MA, ainda assim com restrições devido ao caráter intermitente da microbacia com floresta plantada de eucalipto em relação aquela com floresta nativa, que apresenta vazão perene, utilizou-se como pressuposto o estudo de Raij et al. (1996). O autor citou que a magnitude dos fluxos de nutrientes via ciclagem aumenta consideravelmente na fase de fechamento das copas, quando as partes inferiores começam a perder suas folhas devido às limitações de luminosidade. Antes da queda das folhas, grande parte dos nutrientes migra para os tecidos mais jovens das árvores. Com a deposição de folhas, galhos e outros resíduos vegetais, forma-se a serapilheira sobre a superfície do solo que, ao se decompor, libera nutrientes para as árvores, os quais são imediatamente aproveitados pelo emaranhado de raízes que se misturam com os componentes da serapilheira. Sob tais condições, quanto mais velho for o povoamento florestal, menor sua dependência da fertilização, pois a ciclagem de nutrientes, por si só, já atende a grande parte das exigências nutricionais das árvores. A utilização eficiente dos nutrientes disponibilizados pela serapilheira, bem como a proteção oferecida pelo material depositado sobre o solo, cria condições que reduzem a perda de nutrientes via escoamento sub superficial para os cursos d'água. Por outro lado, a manta orgânica que se forma sobre o solo oferece proteção contra a erosão, reduzindo a possibilidade de aumentos na concentração de sedimentos em suspensão e, conseqüentemente, da turbidez nos cursos d' água.

A partir destes pressupostos, a seleção de variáveis para o monitoramento da eficiência do manejo florestal foi feita em quatro etapas subseqüentes:

a) caracterização dos sistemas aquáticos das microbacias com base nos resultados de análises químicas e físicas da água realizados em períodos em que a mesma se encontrava com a floresta plantada de idade adulta não submetida a operações de manejo florestal. A caracterização foi feita por meio da determinação de valores médios, mínimos e máximos e do desvio padrão obtidos para cada uma das variáveis

com base nos resultados de análises de água obtidos durante os períodos em que as microbacias estavam recobertas com floresta plantada.

b) determinação da correlação entre variáveis físicas e químicas e o deflúvio das microbacias. O método estatístico utilizado foi o coeficiente de correlação de Spearman, (CASER e KAGEYAMA, 1981).

c) Para as microbacias localizadas em Imperatriz, MA, foi realizada a comparação entre os resultados de variáveis físicas e químicas de qualidade da água das microbacias com floresta plantada de eucalipto e floresta nativa, com o objetivo de identificar diferenças no funcionamento hidrológico das duas microbacias com base nestas variáveis. O teste estatístico utilizado foi o de Mann-Whitney (AYRES et. al., 2000).

d) Identificação das variáveis que tiveram modificações significativas em seus valores após a realização das operações de colheita em relação ao período anterior ao corte nas microbacias localizadas em Guaíba, RS, Itatinga, SP e Alagoinhas, BA. O método utilizado foi a comparação dos resultados entre os períodos anterior e posterior à colheita por meio da análise de variância de classificação simples.

4. RESULTADOS

4.1 Comunidades de Macroinvertebrados bentônicos das microbacias

4.1.1 Composição taxonômica e abundância faunística

4.1.1.1 Rio Grande do Sul – microbacia com floresta plantada de eucalipto

Na Figura 18 estão representados os valores de deflúvio, precipitação e os períodos de coletas realizadas na microbacia com floresta plantada de eucalipto na região do município de Guaíba, RS, e na Figura 19 estão os valores diários de vazão e as datas de coleta de macroinvertebrados bentônicos.

Figura 18 – Precipitação, deflúvio e períodos de coleta na microbacia com floresta plantada de eucalipto. Guaíba – RS.

Figura 19 - Valores médios diários de vazão no córrego da microbacia com floresta plantada localizada em Guaíba, RS no ano de 2002. Pontos em destaque (●) correspondem às datas de coleta de macroinvertebrados bentônicos

Na Tabela 9 estão os valores de variáveis físicas e químicas monitoradas durante o período de coleta de macroinvertebrados.

Na Tabela 10 encontra-se a densidade de organismos por unidade taxonômica por data de coleta e número total de organismos coletados no período de amostragem.

Tabela 9 – Valores de variáveis químicas e físicas de qualidade da água medidas no córrego da microbacia com floresta plantada de eucalipto nos meses de coleta de macroinvertebrados bentônicos. Guaíba, RS.

		Fev. 2002	Abr. 2002	Jun. 2002	Set. 2002	Nov. 2002	Fev. 2003
Cor	PtCo	58	52	354	287	251	180
Turbidez	FTU	35	44,5	65	53,8	32	26
PH	*	6,6	6,7	6,6	6,6	6,6	6,6
Condutividade	$\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$	110	136,0	47,0	50,0	65	83
Sólidos em Suspensão	mg. L^{-1}		13,0	1,2	9,0	2,0	
O ₂ dissolvido	mg. L^{-1}	4,0	2,0	8,0	8,0	6,4	6,2
Temperatura	$^{\circ}\text{C}$		16 - 19	10 - 17	15 - 18	19,0	20,5
P total	mg. L^{-1}	0,01	0,01	0,019	*	0,19	0,03
K	mg. L^{-1}	2,85	6,1	1,86	*	2,45	3,06
Ca	mg. L^{-1}	4,63	2,64	2,1	*	3,4	3,59
Mg	mg. L^{-1}	2,14	1,46	1,5	*	2,17	2,21
M.O.	mg. L^{-1}	25,0	12,1	17,8	*	18,6	20,1

*não foram realizadas análises

Tabela 10 – Densidade de organismos por unidade taxonômica por data de coleta e número total de organismos coletados no período de amostragem. Microbacia com floresta plantada de eucalipto . Guaíba, RS

		FEV	ABR	JUN	SET	NOV	FEV	total
COLEOPTERA	Dyticidae	1	1	1	1	7	4	15
	Dryopidae	1	3	1	0	0	0	5
	Gyrinidae	0	0	0	0	0	1	1
	Hydrophilidae	0	0	0	0	0	2	2
	Ptilodactylidae	0	0	0	0	0	1	1
	Scyrtidae	3	2	0	0	1	0	6
DIPTERA	Ceratopogonidae	1	0	0	0	0	1	2
	Chironomidae	28	29	0	4	124	72	257
	Simuliidae	0	0	0	6	126	0	132
	Tabanidae	1	0	1	0	0	0	2
	Tipullidae	0	0	0	1	0	1	2
EPHEMEROPTERA	Caenidae	14	17	5	1	45	51	133

Tabela 10 – Densidade de organismos por unidade taxonômica por data de coleta e número total de organismos coletados no período de amostragem. Microbacia com floresta plantada de eucalipto. Guaíba, RS

		FEV	ABR	JUN	SET	NOV	FEV	total
EPHEMEROPTERA	Baetidae	0	0	0	0	3	2	5
	Leptophlebiidae	2	0	1	0	1	4	8
ODONATA	Aeshnidae	1	2	0	0	0	0	3
	Calopterigiidae	0	0	0	0	0	4	4
	Coenagrionidae	0	0	0	0	0	5	5
	Corduliidae	0	0	2	0	0	0	2
	Gomphidae	5	5	2	4	1	2	19
	Libellulidae	4	0	2	1	3	13	23
PLECOPTERA	Perlidae	0	0	1	0	0	0	1
	Gripopterygidae	0	0	1	0	2	0	3
TRICHOPTERA	Odontoceridae	0	0	0	0	0	1	1
	Hydropsychidae	0	0	5	1	15	3	24
HETEROPTERA	Veliidae	1	0	3	0	1	4	9
CRUSTACEA	Decapoda	0	0	0	0	1	0	1
	Gamariidae	16	10	2	3	5	24	60
ARACNIDA	Hydracarina	0	0	0	0	0	1	1
COLLEMBOLA	Isotomidae	2	0	1	0	1	1	5

Ao longo do período de coleta foram registrados 768 organismos, pertencentes a 32 unidades taxonômicas, sendo 29 identificadas até o nível de família e uma delas ao nível de subclasse (Decapoda).

Do total de organismos coletados 257 (33%) pertencem a família Chironomidae, 133 pertencem família Caenidae, 132 a família Simuliidae, cada uma delas representando 17% dos espécimes e 60 organismos (8%) representam a família Gamariidae.

As unidades taxonômicas mais frequentes registradas em todas as coletas foram Caenidae, Gamariidae, Gomphidae e Dytiscidae. Chironomidae (Diptera) foi registrado em 5 das seis coletas, enquanto os demais unidades taxonômicas estiveram presentes em menos de 4 coletas.

A maior densidade de organismos foi registrada na coleta de novembro de 2002, totalizando 342 organismos. Já a maior riqueza taxonômica foi registrada na coleta de fevereiro de 2003, quando foram coletados organismos pertencentes a 21 unidades taxonômicas. A menor densidade, 22 organismos, foi registrada na coleta de setembro de 2002, enquanto a menor riqueza (oito unidades taxonômicas) foi aquela registrada no mês de abril de 2002.

Na Figura 20 está registrada a densidade relativa de cada uma das principais unidades taxonômicas registradas na microbacia.

Os valores dos índices quantitativos encontram-se na Tabela 11

Tabela 11 – Valores dos índices quantitativos calculados para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos da microbacia com floresta plantada em Guaíba, RS

	mar/02	abr/02	jun/02	set/02	nov/02	fev/03
Índice de diversidade de Shannon	1,95	1,49	2,44	1,95	1,57	2,09
Índice de diversidade de Simpson	0,20	0,27	0,09	0,15	0,29	0,19
Equidade	0,74	0,72	0,93	0,89	0,57	0,69
Riqueza	14	8	14	9	16	21

Figura 20– Densidade relativa das principais unidades taxonômicas registradas na microbacia com floresta plantada de eucalipto em Guaíba por data de coleta. Os resultados representam os grupos taxonômicos com participação igual ou superior a 5% do total de organismos.

4.1.1.2 Microbacia com campo natural de pastagem manejado

A Figura 21 ilustra os valores de precipitação, deflúvio e períodos de coleta na microbacia com campo natural de pastagem em Guaíba, RS e na Figura 22 estão os valores diários de vazão e as datas de coleta de macroinvertebrados bentônicos. Na Tabela 12 estão os valores de variáveis físicas e químicas monitoradas no córrego com campo natural de pastagem manejado e na Tabela 13 está a densidade de organismos por unidade taxonômica por data de coleta e número total de organismos coletados no período de amostragem.

Figura 21 – Precipitação, deflúvio e períodos de coleta na microbacia com campo natural de pastagem manejado. Guaíba, RS.

Figura 22 - Valores médios diários de vazão no córrego da microbacia co campo natural de pastagem manejado localizada em Guaíba - RS no ano de 2002. Pontos em destaque (●) correspondem às datas de coleta de macroinvertebrados bentônicos

Tabela 12 – Valores de variáveis químicas e físicas de qualidade da água medidas no córrego da microbacia com pastagem nos meses de coleta de macroinvertebrados bentônicos. Guaíba, RS

		Fev. 2002	Abr. 2002	Jun. 2002	Set. 2002	Nov. 2002	Fev. 2003
Cor	PtCo	86,3	83	159	98	71,5	68
Turbidez	FTU	12,5	15	34	21	16	12
PH		6,8	6,8	6,4	6,5	6,4	6,8
Condutividade	$\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$	77,5	75	30,1	38	42	61
Sólidos em suspensão	mg.L^{-1}	*	28	2,4	2,4	4,0	*
O ₂ dissolvido	mg.L^{-1}	6,4	6,4	7,8	8,0	6,9	6,3
Temperatura	$^{\circ}\text{C}$		17 - 20	12 - 18	15 - 18	19,0	21,0
Nitrato	mg.L^{-1}	*	*	*	*	*	0,2
P total	mg.L^{-1}	0,03	0,03	0,01	0,09	0,09	0,02
K	mg.L^{-1}	2,62	2,62	2,5	3,8	2,92	2,5
Ca	mg.L^{-1}	1,83	1,38	0,7	2,31	1,94	1,17
Mg	mg.L^{-1}	0,59	0,59	0,6	1,35	1,0	0,56
M. O.	mg.L^{-1}	9,7	4,60	0,39	2,9	4,24	2,3

*não foram realizadas análises

Tabela 13 – Densidade de organismos por unidade taxonômica por data de coleta e número total de organismos coletados no período de amostragem. Microbacia com campo natural de pastagem manejado . Guaíba, RS

		FEV	ABR	JUN	SET	NOV	FEV	total
COLEOPTERA	Dyticidae	11	0	0	2	1	7	21
	Elmidae	1	6	1	0	0	0	8
	Gyrinidae	2	9	0	0	0	1	12
	Hydrophilidae	0	0	0	0	1	0	1
	Scyrtidae	1	0	0	0	0	3	4
DIPTERA	Ceratopogonidae	2	0	1	0	0	1	4
	Chironomidae	187	48	2	31	66	22	356
	Dixidae	0	0	0	1	1	1	3
	Simuliidae	0	0	1	1	9	0	11
	Tipullidae	2	0	0	1	0	3	6
	Tabanidae	4	0	0	0	0	0	4
EPHEMEROPTERA	Baetidae	1	0	0	0	2	2	5
	Caenidae	115	13	0	0		16	144

Tabela 13 – Densidade de organismos por unidade taxonômica por data de coleta e número total de organismos coletados no período de amostragem. Microbacia com campo natural de pastagem manejado . Guaíba, RS

		FEV	ABR	JUN	SET	NOV	FEV	total
EPHEMEROPTERA	Leptophlebiidae	0	7	0	0	0	11	18
HETEROPTERA	Mesoveliidae	0	0	0	0	0	1	1
	Veliidae	0	2	3	0	3	0	8
	Gerridae	0	2	0	0	0	2	4
ODONATA	Aeshnidae	0	0	0	0	0	1	1
	Calopterigiidae	1	2	0	0	0	1	4
	Coenagrioniidae	1	1	0	0	1	0	3
	Gomphidae	4	0	0	0	0	0	4
	Libellulidae	0	2	0	1	0	5	8
PLECOPTERA	Gripopterygidae	0	0	0	1	0	0	1
	Perlidae	0	1	0	0	0	0	1
TRICHOPTERA	Glossosomatidae	3	2	0	0	0	16	21
	Hydropsychidae	0	9	0	0	0	0	9
CRUSTACEA	Decapoda	1	0	0	0	0	2	3
	Gamariidae	0	0	0	0	0	5	5
COLLEMBOLA	Isotomidae	0	0	0	0	0	0	0
	Hydracarina	0	0	1	0	0	1	2
PLATYHELMINTES	Planariidae	0	7	0	0	1	4	12

Na microbacia com pastagem foi coletado um total de 684 organismos, representando 32 unidades taxonômicas.

Do total de organismos coletados, 356 (52%) pertencem à família Chironomidae, 144 (21%) à família Caenidae, 21 pertencem à família Glossosomatidae e 21 à família Dyticidae, cada uma destas representando 3% do total de organismos amostrados.

Apenas a família Chironomidae foi registrada em todas as coletas, e pode ser classificada como dominante em relação às demais unidades taxonômicas. Dyticidae foi registrado em 4 das coletas, enquanto as demais famílias ocorreram em 3 coletas ou menos.

A maior densidade de organismos foi registrada em março de 2002 (336 organismos), enquanto a maior riqueza correspondeu à coleta de fevereiro de 2002, quando foram registrados 20 unidades taxonômicas. A menor densidade foi observada na coleta de junho de 2002, com apenas 9 organismos capturados. Nesta mesma coleta foi registrada a menor riqueza (6 unidades taxonômicas).

A densidade relativa de cada uma das principais unidades taxonômicas está representada na Figura 23.

Na Tabela 14 estão os valores dos índices quantitativos calculados para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos da microbacia com campo natural de pastagem manejado em Guaíba - RS

Tabela 14 – Índices quantitativos calculados para a microbacia com campo natural de pastagem manejado em Guaíba - RS

	mar/02	abr/02	jun/02	set/02	nov/02	fev/03
índice de diversidade de Shannon	1,15	1,97	1,68	0,80	0,90	2,47
Índice de diversidade de Simpson	0,43	0,23	0,15	0,69	0,62	0,11
Equidade	0,42	0,75	0,94	0,41	0,41	0,83
Riqueza	15	14	6	7	9	20

Figura 23 – Densidade relativa das principais unidades taxonômicas amostradas na microbacia com campo natural de pastagem manejado em Guaíba, RS. Os resultados representam os grupos taxonômicos com participação igual ou superior a 5% do total de organismos.

Figura 25 - Valores médios diários de vazão no córrego da microbacia de Itatinga – SP e datas de coleta de macroinvertebrados bentônicos (●)

Tabela 15 – Valores de variáveis químicas e físicas de qualidade da água medidas no córrego da microbacia com floresta plantada de eucalipto nos meses de coleta de macroinvertebrados bentônicos. Itatinga, SP

		Fev. 2002	Mai. 2002	Jul. 2002	Set. 2002	Nov. 2002	Jan. 2003
Cor	PtCo	10,0	5,0	5,0	5,0	10,0	102,0
Turbidez	FTU	6,0	3,0	1,0	4,0	30,0	27,0
PH		5,2	5,3	5,9	6,0	6,3	6,0
Condutividade	$\mu\text{S cm}^{-1}$	45,0	68,0	65,0	47,0	47,0	50,0
Sólidos em Suspensão	mg.L^{-1}	14,0	15 - 22	1,3	22,0	23,7	16,7
O ₂ dissolvido	mg.L^{-1}	6,3	6,6	7,3	6,5	7,0	6,0
Temperatura	$^{\circ}\text{C}$	19,0	19,0	14,0	17,7	18,0	20,8
Nitrato	mg.L^{-1}	0,15	0 – 0,2	0,2	0,1	0,2	0,5
P total	mg.L^{-1}	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,04
Mg	mg.L^{-1}	0,6		0,3	0,5	0,6	0,5
MO	mg.L^{-1}	0	< 1,2	3,0	1,2	1,643	2,4

Tabela 16 – Densidade de organismos por unidade taxonômica por data de coleta e número total de organismos coletados no período de amostragem. Microbacia com floresta plantada de eucalipto. Itatinga, SP

		FEV	MAI	JUL	SET	NOV	JAN	total
COLEOPTERA	Hydrophilidae				1			1
	Staphylinidae						1	1
	Hydraenidae			4				4
	Dytiscidae			1	2	1		4
	Elmidae	1	4	8	3	3	6	25
DIPTERA	Ceratopogonidae	1					4	5
	Chironomidae	9	7	73	29		15	133
	Simuliidae	2		13	30			45
	Tipulidae	1	3	2	7	2	1	16
	Sciziomidae						1	1
EPHEMEROPTERA	Tabanidae						1	1
	Baetidae	4	7			11		22
	Leptophlebiidae			3	3	6	2	14
	Caenidae					1		1
HETEROPTERA	Hebridae		1					1
	Pleidae	4	4	3	6	3	4	24
	Belostomatidae		1					1
	Naucoridae					2	1	3
	Mesoveliidae		1					1
LEPIDOPTERA				1				1
LEPIDOPTERA	Piraliidae		4		2			6

Tabela 16 – Densidade de organismos por unidade taxonômica por data de coleta e número total de organismos coletados no período de amostragem. Microbacia com floresta plantada de eucalipto. Itatinga – SP

ODONATA	Calopterygidae			3			3
	Coenagrionidae		2	1	4		7
	Gomphidae	1		1			2
	Libellulidae			4			4
PLECOPTERA	Gripopterygidae	14	4	10	4		32
	Perlidae	1		1		3	5
TRICHOPTERA	Glossosomatidae						2
	Hydropsychidae		5	3		3	11
TRICHOPTERA	Odontoceridae		3	3			6
CRUSTACEA	Gammarus	5	3	7	3	4	22
OLIGOCHAETA			3	45	5	4	64
HIRUDINEA	Glossifonidae		3		1		4
ARACHNIDAE	Hydracarina			3	1		4
COLLEMBOLA	Isotomidae			1			1
NEMATODA		1	2			3	6
TURBELLARIA	Planariidae	6	3	5	6	11	31

Na microbacia monitorada em Itatinga – SP foram coletados 479 organismos pertencentes a 37 unidades taxonômicas. Do conjunto de indivíduos coletados, 133 (28%) são da família Chironomidae, 64 (13%) pertencem à subclasse Oligochaeta, 45 pertencem à família Simuliidae, perfazendo 10% da amostra e 31 organismos são da Classe Turbellaria, totalizando 6,5% do total de espécimes amostrados.

A maior densidade de organismos e também a maior riqueza taxonômica foram registradas na coleta realizada em julho de 2002, sendo respectivamente 195 organismos e 22 unidades taxonômicas.

A menor densidade e a menor riqueza ocorreram na coleta de novembro de 2002, quando foram coletados 36 organismos distribuídos em 10 unidades taxonômicas.

As famílias Elmidae (Coleoptera), Tipuliidae (Diptera) e Pleidae (Heteroptera) foram registradas em todas as coletas. Oligochaeta, Gammariidae e Chironomidae estiveram presentes em 5 das 6 coletas.

Na Figura 26 está a densidade relativa das principais unidades taxonômicas coletadas na microbacia com floresta plantada em Itatinga – SP. Na Tabela 17 estão os valores dos índices quantitativos calculados para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

Figura 26 – Densidade relativa das principais unidades taxonômicas encontradas no córrego da microbacia com Eucalypto – Itatinga, SP por data de coleta. Os resultados representam os grupos taxonômicos com participação igual ou superior a 5% do total de organismos.

Tabela 17 – Valores dos índices quantitativos calculados para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos da microbacia de Itatinga - SP

	fev/02	mai/02	jul/02	set/02	nov/02	jan/03
Índice de diversidade de Shannon	2,23	2,76	2,14	2,18	2,05	2,35
Índice de diversidade de Simpson	0,14	0,07	0,21	0,17	0,16	0,12
Equidade	0,85	0,96	0,69	0,79	0,89	0,87
Riqueza	14,00	18,00	22,00	16,00	10,00	15,00

4.1.1.4 Microbacia com floresta plantada de eucalipto em Alagoinhas, BA

Na Figura 27 estão os valores de precipitação, deflúvio e os períodos de coletas realizadas na microbacia com floresta plantada de eucalipto localizada em Alagoinhas, BA, e na figura 28 estão os valores diários de vazão e as datas de coleta de macroinvertebrados bentônicos

Figura 27 – Precipitação, deflúvio e períodos de coleta na microbacia com floresta plantada de eucalipto. Alagoinhas, BA.

Figura 28 - Valores médios diários de vazão no córrego da microbacia localizada em Alagoinhas, BA no ano de 2002. Pontos em destaque (●) correspondem às datas de coleta de macroinvertebrados bentônicos.

Na Tabela 18 estão registrados os valores de variáveis físicas e químicas de qualidade da água monitoradas na microbacia de Alagoinhas durante o período de coleta de macroinvertebrados bentônicos.

Tabela 18 – Valores de variáveis químicas e físicas de qualidade da água medidas no córrego da microbacia com floresta plantada de eucalipto nos meses de coleta de macroinvertebrados bentônicos. Alagoinhas, BA

		Jan. 2002	Abr. 2002	Jun. 2002	Ago. 2002	Out. 2002	Dez. 2003
PH		5,5	5,8	7,4	5,4	6,9	6,0
Sólidos em Suspensão	mg.L ⁻¹	12,7	18,3	22,0	22,0	9,7	12,3
O ₂ dissolvido	mg.L ⁻¹	5,8	5,6	6,0		5,2	4,9
Temperatura	°C	24,0	24	23,0	23,0	24,6	24,7
P total	mg.L ⁻¹	0,0	0,0	0	0,0	0,0	0,01
K	mg.L ⁻¹	0,09	0,71	0,35	0,47	0,61	0,3
Ca	mg.L ⁻¹	0,24	0,28	0,17	0,22	0,12	0,4
Mg	mg.L ⁻¹	1,1	0,78	0,8	1,3	0,96	0,9

Na Tabela 19 estão listados os organismos amostrados na microbacia de Alagoinhas, BA.

Tabela 19 – Densidade de organismos por unidade taxonômica por data de coleta e número total de organismos coletados no período de amostragem. Microbacia com floresta plantada de eucalipto. Alagoinhas, BA

		JAN	ABR	JUN	AGO	OUT	DEZ	total
COLEOPTERA	Elmidae						1	1
DIPTERA	Chironomidae	6	19	13	2	1	3	44
	Dixidae				1			1
	Tipuliidae				2			2
	Culicidae		1					1
EPHEMEROPTERA	Leptophlebiidae	52	37	7	11	16	30	153
	Baetidae		1					1
HETEROPTERA	Blattaria				1			1

Tabela 19 – Densidade de organismos por unidade taxonômica por data de coleta e número total de organismos coletados no período de amostragem. Microbacia com floresta plantada de eucalipto. Alagoinhas, BA

		JAN	ABR	JUN	AGO	OUT	DEZ	total
ODONATA	Coenagrionidae	10	4	3	3	4	1	34
	Cordulegastridae				3			3
	Corduliidae	1				2		3
	Gomphidae						1	1
PLECOPTERA	Perlidae		1		1	2		4
TRICHOPTERA	Helicopsychidae	4	6	3				13
	Odontoceridae	13	17	18	2	8	6	64
	Hydropsichidae				1			1
ARACNIDA	Hydracarina		3	1				4
CRUSTACEA	Decapoda			4				4

Na microbacia de Alagoinhas foram coletados 335 organismos ao longo de 6 coletas. O número total de unidades taxonômicas foi 18, sendo 17 identificados até o nível de família e um deles ao nível de subclasse (Decapoda). Do total de organismos coletados 153 (45%) pertencem à família Leptophlebiidae, 64 (19%) à família Odontoceridae, 44 (13%) à família Chironomidae e 34 (10%) à família Coenagrionidae.

A maior densidade de organismos foi registrada na coleta de abril de 2002, totalizando 89 organismos. A maior riqueza de espécies (10 unidades taxonômicas) ocorreu em abril de 2002. A menor riqueza, que foi de 6 unidades taxonômicas foi registrada nas coletas de janeiro, de outubro e de dezembro.

As famílias presentes em todas as coletas foram Leptophlebiidae, Odontoceridae, Chironomidae e Coenagrionidae.

Na Figura 29 está representada a densidade relativa de cada uma das principais unidades taxonômicas identificadas na microbacia de Alagoinhas. Na Tabela 20 estão os valores dos índices quantitativos calculados para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos do córrego da microbacia com floresta plantada de eucalipto de Alagoinhas, BA.

Tabela 20 - Índices quantitativos calculados para a microbacia com floresta plantada de eucalipto em Alagoinhas, BA.

	jan/02	abr/02	jun/02	ago/02	out/02	dez/02
Índice de diversidade de Shannon	1,22	1,69	1,62	1,39	1,40	1,20
Índice de diversidade de Simpson	0,41	0,25	0,24	0,19	0,32	0,41
Equidade	0,68	0,73	0,84	0,60	0,78	0,67
Riqueza	6	10	7	10	6	6

Figura 29 – Densidade relativa dos grupos de macroinvertebrados bentônicos com participação igual ou superior a 5% do total de organismos coletados na microbacia com floresta plantada de eucalipto em Alagoinhas, BA.

4.1.1.5 – Microbacias com floresta nativa, floresta plantada de eucalipto e pastagem localizadas em Imperatriz, MA

Na Figura 30 estão representados os valores de precipitação e também os períodos de coletas realizadas nas microbacias de Imperatriz, MA.

Figura 30 – Precipitação e períodos de coleta nas microbacias com pastagem, floresta nativa e floresta plantada de eucalipto em Imperatriz , MA

4.1.1.5.1 Microbacia com floresta nativa – Imperatriz, MA

Na Tabela 21 estão os valores de variáveis físicas e químicas registrados no córrego da microbacia com floresta plantada de eucalipto durante o período de coleta de macroinvertebrados bentônicos. Na Tabela 22 estão os valores de densidade de organismos por data de coleta.

Tabela 21 – Valores de variáveis químicas e físicas de qualidade da água medidas no córrego da microbacia com floresta nativa nos meses de coleta de macroinvertebrados bentônicos. Imperatriz, MA

		Abr. 2002	Jun. 2002	Dez. 2002	Abr. 2003
Cor	PtCo	16,0	9,0	10,0	109
Turbidez	FTU	10,0	8,0	5,0	22
PH		6,6	6,7	6,3	6,7
Condutividade	$\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$	90	80,0	110,0	90,0
Sólidos em Suspensão	mg.L^{-1}	28,0	16,0	12,0	25,7
O ₂ dissolvido	mg.L^{-1}		2,2	2,5	5,5
Temperatura	$^{\circ}\text{C}$		23,4	24,4	24,5
Nitrato	mg.L^{-1}	0,3	0,2	0,9	0,2
P total	mg.L^{-1}	0,04	0,04	0,07	0,05
K	mg.L^{-1}	3,6	3,6	3,6	4,4
Ca	mg.L^{-1}	2,7	2,6	2,8	2,8
Mg	mg.L^{-1}	2,5	2,0	2,5	2,8
MO	mg.L^{-1}	2,0		29,0	

Tabela 22 – Densidade de organismos por unidade taxonômica por data de coleta e número total de organismos coletados no período de amostragem. Microbacia com floresta nativa. Imperatriz, MA

		ABR	JUN	DEZ	ABR	total
COLEOPTERA	Hydrophilidae		1			0
	Staphylinidae			1		1
	Dryopidae		12			12
	Scyrtidae		8	1		9
	Ptilodactylidae	2	2			4
	Amphizoidae			4		4
	Noteridae		1			1
						0
DIPTERA	Ceratopogonidae	1		1	2	4
	Chaoboridae		1			1
	Chironomidae	61	44	42	23	170
	Culicidae		1	2		3
	Dixidae	4	4	5		13
	Tabanidae	1				1
	Tipuliidae	2	11			13

Tabela 22 – Densidade de organismos por unidade taxonômica por data de coleta e número total de organismos coletados no período de amostragem. Microbacia com floresta nativa. Imperatriz, MA

		ABR	JUN	DEZ	ABR	total
DIPTERA	Simuliidae				4	4
						0
EPHEMEROPTERA	Baetidae	7	10	6	7	30
	Caenidae	5	8	12		25
	Leptophlebiidae	9	28	24	3	64
						0
HETEROPTERA	Gerriidae			2		2
	Veliidae			1	1	2
	Notonectidae			3		3
	Naucoridae				1	1
	Corixiidae			1		1
	Blattaria		2			2
						0
ODONATA	Coeagrionidae	1	6	3		10
	Gomphidae	1	5	8		14
	Libellulidae	4	2	3	1	10
	Corduliidae			3		3
	Cordulegastridae			10		10
						0
TRICHOPTERA	Polimitarcyidae	5	26	4		35
	Hydropsychidae	1	2	1	5	9
	Odontoceridae		2	4		6
OLIGOCHAETA	Naididae		1			1
HRUDINEA	Glossiphoniidae			2		2
				1		1
LEPIDOPTERA	Noctuidae	1				1
COLLEMBOLA		1		1		2
						0
ARACNIDA	Hydracarina	33	23	72		128
CRUSTACEA	Ostracoda			1		1
	Decapada	1	2	3	1	7
NEMATODA					2	2

As quatro coletas realizadas nesta microbacia totalizaram 620 organismos, distribuídos em 45 unidades taxonômicas. Deste total, predominou a família Chironomidae (diptera) com 170 espécimes, perfazendo 27% da amostra, seguido de Hydracarina (Arachnidae), com 128 organismos (20% da amostra), Leptophlebiidae (Ephemeroptera)

com 64 espécimes coletados (10%), Polymitarcidae (Trichoptera), com 35 organismos (6%) e Baetidae (Ephemeroptera) com 30 espécimes, representando 6% da amostra.

A maior densidade de organismos (220 espécimes), assim como a maior riqueza de (29 unidades taxonômicas) foi registrada em dezembro de 2002. Já a menor densidade (53 organismos) como também a menor riqueza foi registrada na coleta de abril de 2003.

A densidade relativa dos principais grupos de organismos coletados está representada na Figura 31. Na Tabela 23 estão os valores dos índices quantitativos calculados para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos do córrego da microbacia com floresta nativa em Imperatriz – MA.

Tabela 23 - Índices quantitativos calculados para a microbacia com floresta nativa em Imperatriz, MA.

	Abril 2002	Junho 2002	Dezembro 2002	Abril 2003
Índice de diversidade de Shannon	1,87	2,58	2,38	1,90
Índice de diversidade de Simpson	0,26	0,02	0,16	0,33
Equidade	0,68	0,81	0,72	0,76
Riqueza	18	24	28	12

Figura 31– Densidade relativa dos grupos de macroinvertebrados bentônicos com participação igual ou superior a 5% dos organismos coletados na microbacia com floresta nativa. Imperatriz, MA

4.1.1.5.2 - Microbacia com floresta plantada de eucalipto. Imperatriz, MA

Na Tabela 24 estão os valores de variáveis físicas e químicas monitoradas no córrego da microbacia com floresta plantada de eucalipto durante o período de coleta de macroinvertebrados. Na Tabela 25 estão os valores de densidade de organismos por data de coleta.

Tabela 24 – Valores de variáveis químicas e físicas de qualidade da água medidas no córrego da microbacia com floresta plantada de eucalipto nos meses de coleta de macroinvertebrados bentônicos. Imperatriz, MA.

		Abr. 2002	Jun. 2002	Abr. 2003
Cor	PtCo	395,0	178,0	1350,0
Turbidez	FTU	103,0	48,0	181,0
PH		5,9	6,8	6,3
Condutividade	$\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$	60,0	70,0	70,0
Sólidos em Suspensão	mg.L^{-1}	48,0	39,0	74,4
O ₂ dissolvido	mg.L^{-1}	*	0,7	2,2
Temperatura	$^{\circ}\text{C}$	*	24,0	24,5
Nitrato	mg.L^{-1}	0,9	1,0	1,2
P total	mg.L^{-1}	0,27	0,11	0,26
K	mg.L^{-1}	2,2	2,9	4,1
Ca	mg.L^{-1}	1,1	1,9	2,2
Mg	mg.L^{-1}	0,7	0,8	1,3
MO	mg.L^{-1}	8,0	*	*

* não foram realizadas análises

Tabela 25 – Densidade de organismos por unidade taxonômica por data de coleta e número total de organismos coletados no período de amostragem. Microbacia com floresta plantada de eucalipto. Imperatriz, MA

		ABR	JUN	DEZ	ABR	total
COLEOPTERA	Dytiscidae	1			2	3
	Scyrtidae		3		3	6
	Hydrophilidae	6	1			7
	Chrysomelidae				1	1
DIPTERA	Culicidae	3	19		1	23
	Chironomidae	17	11		64	92
	Ceratopogonidae				1	1

Tabela 25 – Densidade de organismos por unidade taxonômica por data de coleta e número total de organismos coletados no período de amostragem. Microbacia com floresta plantada de eucalipto. Imperatriz, MA

		ABR	JUN	DEZ	ABR	total
DIPTERA	Tipuliidae				2	2
	Stratiomyidae				3	3
	Ephydriidae				1	1
EPHEMEROPTERA	Leptophlebiidae	1			1	2
TRICHOPTERA	Glossosomatidae				1	1
HETEROPTERA	Gerridae	1			2	3
	Naucoridae		3			3
	Veliidae	13	16		1	30
ODONATA	Coenagrionidae	16	1		3	20
	Libellulidae	3	1		1	5
	Aeshnidae				1	1
ORTOPTERA			1			1
OLIGOCHAETA	Naididae	14	13		38	65
HIRUDINEA	Glossiphoniidae		2			2
MOLLUSCA	Bivalvia		32			32
NEMATODA			2		2	4

Devido ao caráter intermitente desta microbacia, foram realizadas apenas 3 coletas de macroinvertebrados. No período referente à coleta de dezembro de 2002 não havia vazão no córrego, inviabilizando a coleta.

As três coletas realizadas totalizaram 308 organismos, distribuídos em 23 unidades taxonômicas. Destes, 92 pertencem à família Chironomidae, perfazendo 44 % da amostra, 65 organismos pertencem a subclasse Oligochaeta totalizando 21% da amostra, 32 são da subclasse Decapoda e 30 da família Veliidae, cada uma destas representando 10% da amostra. A família Culicidae (Díptera) representou 7% da amostra, com 23 espécimes.

Estiveram presentes em todas as coletas organismos da família Chironomidae, da subclasse Oligochaeta, e das famílias Veliidae e Culicidae.

A maior densidade (128 organismos) e também a maior riqueza foram registradas na coleta de abril de 2003, enquanto as menores densidade e riqueza ocorreram na coleta de abril de 2002, 75 organismos e 10 unidades taxonômicas, respectivamente.

A abundância relativa de cada uma das unidades taxonômicas coletadas nesta microbacia está representada na Figura 32. Os valores dos índices quantitativos calculados para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos da microbacia com floresta plantada de eucalipto em Imperatriz, MA estão na Tabela 26.

Tabela 26 - Índices quantitativos calculados para a microbacia com floresta plantada em Imperatriz, MA.

	Abril 2002	Junho 2002	Abril 2003
Índice de diversidade de Shannon	1,92	1,98	1,57
Índice de diversidade de Simpson	0,17	0,18	0,34
Equidade	0,83	0,77	0,54
Riqueza	10	13	18

Figura 32 – Densidade relativa dos grupos de macroinvertebrados bentônicos com participação igual ou superior a 5% do total de organismos coletados na microbacia com floresta plantada de eucalipto em Imperatriz, MA.

4.1.1.5.3 - Microbacia recoberta com pastagem – Imperatriz, MA

Na Tabela 27 estão os valores de variáveis físicas e químicas observadas no córrego da microbacia com floresta plantada de eucalipto durante o período de coleta de macroinvertebrados. Na Tabela 28 estão os valores de densidade de organismos por data de coleta.

Tabela 27– Valores de variáveis químicas e físicas da água medidas no córrego da microbacia com pastagem nos meses de coleta de macroinvertebrados bentônicos. Imperatriz, MA

		Abr. 2002	Jun. 2002	Dez. 2002	Abr. 2003
Cor	PtCo	7,0	23,0	*	*
Turbidez	FTU	19,0	20,0	*	*
PH		7,4	7,6	*	*
Condutividade	$\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$	110	100	*	*
Sólidos em suspensão	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	34,7	15,7	*	*
O ₂ dissolvido	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$		2,7 – 4,4	1,8	7,5
Temperatura	$^{\circ}\text{C}$		25 – 28	24,0	25,5
Nitrato	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	0,3	*	*	*
P total	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	0,05	*	*	*
K	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	3,5	*	*	*
Ca	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	10,6	*	*	*
Mg	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	4,1	*	*	*
MO	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	3,0	*	7,0	5,2

* não foram realizadas análises

Tabela 28 – Densidade de organismos por unidade taxonômica por data de coleta e número total de organismos coletados no período de amostragem. Microbacia com pastagem. Imperatriz, MA

		ABR	JUN	DEZ	ABR	total
COLEOPTERA	Chrysomelidae			1		1
	Dytiscidae			3		3
	Syrthidae		5			5
	Hydrophilidae		7	3		10
DIPTERA	Ceratopogonidae		1	2		3
	Chironomidae	7	110	5	1	123
	Culicidae		5			5
	Ephydriidae		2			2
	Psychodidae			1		1
	Stratiomyidae			3		3
	Tabanidae		11	4		15
EPHEMEROPTERA	Baetidae	1	1	4		6
	Leptophlebiidae		1			1
HETEROPTERA	Gerridae		2			2
	Veliidae		8	9		17
	Corixidae		1	3		4
ODONATA	Coenagrionidae		1	1		2
	Corduliidae		1	1		2
	Gomphidae	1				1
COLLEMBOLA	Isotomidae			1		1
	Poduridae			15		15
OLIGOCHAETA	Naididae			1	1	2
ARACNIDA	Hydracarina		2			2
CRUSTACEA	Decapoda			1		1

As quatro coletas realizadas nesta microbacia totalizaram 228 organismos, distribuídos em 25 unidades taxonômicas.

A família Chironomidae (Díptera) foi predominante, representando 54% do total de espécimes coletados. O segundo grupo de macroinvertebrados com maior número de organismos foi a família Veliidae (Hemiptera), com 17 organismos, seguida pelas famílias

Poduriidae e Tabanidae, ambas com 15 organismos , cada uma delas representando 7,5% da amostra, e Hydrophilidae , que representou 4,3 % da amostra, com 10 organismos.

A maior densidade de organismos (159) foi registrada na coleta de junho de 2002, e a maior riqueza em dezembro de 2002, quando foram registrados 16 unidades taxonômicas. A menor densidade e a menor riqueza ocorreram na coleta de abril de 2003, com 2 organismos coletados, pertencentes a diferentes unidades taxonômicas (Diptera e Oligochaeta)

Na Figura 33 estão as densidades relativas das principais unidades taxonômicas coletadas na microbacia com floresta plantada em Imperatriz, MA. Na Tabela 29 estão os valores dos índices quantitativos calculados para a comunidade de macroinvertebrados da microbacia com pastagem em Imperatriz, MA.

Tabela 29 - Índices quantitativos calculados para a microbacia com pastagem em Imperatriz, MA.

	abril 2002	junho 2002	dezembr o 2002	abril 2003
Índice de diversidade de Shannon	0,68	1,30	2,44	0,69
Índice de diversidade de Simpson	0,67	0,50	0,12	0,00
Equidade	0,62	0,48	0,86	1,00
Riqueza	3	15	17	2

Figura 33 – Densidade relativa das unidades taxonômicas com participação igual ou superior a 5% coletadas na microbacia com pastagem em Imperatriz, MA

4.2 Critérios para o agrupamento das variáveis selecionadas a partir dos resultados do monitoramento das microbacias

Os critérios para a escolha de variáveis para o monitoramento hidrológico foram os seguintes: a) Manutenção da capacidade produtiva, representando o balanço de nutrientes na microbacia. Este critério envolve as variáveis relacionadas com a ciclagem de nutrientes na microbacia; b) Manutenção dos processos hidrológicos da microbacia que envolve variáveis que permitam inferir sobre a influência do escoamento base e do escoamento direto na geração do deflúvio das microbacias, ou respondam às atividades de colheita e preparo do solo modificando seus valores em relação aos períodos que antecederam estas operações, c) Manutenção do equilíbrio do ecossistema aquático: variáveis relacionadas com a manutenção da biota aquática.

4.3 Variáveis físicas e químicas para caracterização dos sistemas aquáticos

Nas Tabelas 30 a 40 estão os valores mínimos, médios e máximos registrados para as variáveis físicas e químicas monitoradas nos córregos das microbacias em estudo. Para as microbacias que foram submetidas a operações silviculturais os resultados são apresentados separadamente para cada uma das condições de manejo.

Tabela 30 – Valores determinados para as variáveis monitoradas no córrego da microbacia com floresta plantada de eucalipto em Guaíba, RS, no período anterior a colheita da madeira.

	Mg (mg.L⁻¹)	Ca (mg.L⁻¹)	P (mg.L⁻¹)	K (mg.L⁻¹)	O₂ (mg.L⁻¹)	pH	condutividade (μS.cm⁻¹)	turbidez (FTU)
mínimo	0,46	0,73	0,01	0,73	0,00	6,05	29,10	17,00
máximo	4,75	9,37	0,98	4,77	8,50	7,40	172,50	230,00
média	2,34	4,03	0,17	2,89	3,94	6,68	67,74	90,10
desvio padrão	0,8	2,0	0,1	0,9	3,0	0,3	27,0	55,7

Tabela 31 – Valores determinados para as variáveis monitoradas no córrego da microbacia com floresta plantada de eucalipto em Guaíba, RS durante a realização das operações de colheita, preparo do solo e plantio florestal.

	Mg (mg.L⁻¹)	Ca (mg.L⁻¹)	P (mg.L⁻¹)	K (mg.L⁻¹)	O₂ (mg.L⁻¹)	pH	condutividade (μS.cm⁻¹)	turbidez (FTU)
mínimo	0,88	1,41	0,01	0,64	0,71	5,94	36,53	53,80
máximo	4,28	9,50	0,28	2,83	6,31	6,41	112,70	317,03
média	1,82	3,54	0,06	1,74	3,38	6,29	64,22	109,37
desvio padrão	0,98	2,49	0,08	0,78	1,99	0,14	24,58	77,01

Tabela 32 – Valores determinados para as variáveis monitoradas no córrego da microbacia com floresta plantada de eucalipto em Guaíba, RS após a realização das operações de colheita, preparo do solo e plantio.

	Mg (mg.L⁻¹)	Ca (mg.L⁻¹)	P (mg.L⁻¹)	K (mg.L⁻¹)	O₂ (mg.L⁻¹)	pH	condutividade (μS.cm⁻¹)	turbidez (FTU)
mínimo	0,19	1,70	0,01	0,82	2,03	6,24	43,54	26,60
máximo	2,45	4,63	0,29	6,10	8,75	6,95	136,50	94,10
média	1,53	2,55	0,07	2,35	6,58	6,62	67,67	58,34
desvio padrão	0,59	1,02	0,10	1,42	1,96	0,16	30,26	19,34

Tabela 33 – Valores determinados para as variáveis monitoradas no córrego da microbacia com campo natural de pastagem manejado em Guaíba, RS.

	Mg (mg.L⁻¹)	Ca (mg.L⁻¹)	P (mg.L⁻¹)	K (mg.L⁻¹)	O₂ (mg.L⁻¹)	pH	condutividade (μS.cm⁻¹)	turbidez (FTU)
mínimo	0,40	0,40	0,00	0,81	0,00	6,28	17,86	5,00
máximo	7,42	7,42	1,94	6,58	7,50	7,10	70,00	210,00
média	1,81	1,81	0,15	2,65	4,80	6,70	47,50	43,22
desvio padrão	1,26	1,26	0,33	1,37	2,03	0,20	11,96	48,30

Tabela 34 – Valores determinados para as variáveis monitoradas no córrego da microbacia com rebrota de *Eucalyptus saligna* há 17 anos sem intervenções silviculturais em Itatinga, SP

	Mg (mg.L⁻¹)	Ca (mg.L⁻¹)	K (mg.L⁻¹)	Fe (mg.L⁻¹)	Na (mg.L⁻¹)	Cor (PtCo)	Turbidez (FTU)	Condutividade (μS.cm⁻¹)	Sólidos em susp. (mg.L⁻¹)	pH
mínimo	0,50	0,76	0,00	0,00	0,20	0,00	1,50	37,00	2,00	4,73
máximo	3,26	10,38	3,10	4,40	3,60	200,00	23,00	83,00	81,66	6,70
média	1,76	3,58	0,69	0,96	1,26	56,92	8,74	53,46	21,88	6,20
desvio padrão	0,49	1,54	0,73	0,98	0,69	41,74	4,84	7,21	17,59	0,32

Tabela 35 – Valores determinados para as variáveis monitoradas no córrego da microbacia de Itatinga, SP no primeiro ano após a colheita da madeira.

	Mg (mg.L⁻¹)	Ca (mg.L⁻¹)	K (mg.L⁻¹)	Fe (mg.L⁻¹)	Na (mg.L⁻¹)	Cor (PtCo)	Turbidez (FTU)	Condutividade (μS.cm⁻¹)	Sólidos em susp. (mg.L⁻¹)	pH
mínimo	0,76	0,89	0,32	0,52	0,60	8,00	5,00	30,00	11,70	5,14
máximo	1,84	1,93	1,25	1,76	1,38	76,00	20,69	46,31	38,53	6,17
média	1,77	1,86	1,19	1,68	1,33	71,47	19,65	45,22	36,74	6,10
desvio padrão	0,73	0,70	0,63	1,24	1,12	57,34	13,08	11,72	16,45	0,54

Tabela 36 – Valores mínimos, médios e máximos determinados para as variáveis monitoradas no córrego da microbacia com floresta plantada de eucalipto em Alagoinhas, BA no período anterior a colheita da madeira.

	Mg (mg.L⁻¹)	Ca (mg.L⁻¹)	P (mg.L⁻¹)	K (mg.L⁻¹)	Fe (mg.L⁻¹)	Na (mg.L⁻¹)
mínimo	0,47	0,10	0,00	0,12	0,04	0,13
máximo	2,00	4,10	0,45	1,60	0,83	7,10
média	0,91	1,51	0,27	0,61	0,17	2,92
desvio padrão	0,33	1,35	0,13	0,38	0,21	2,80

Tabela 37 – Valores determinados para as variáveis monitoradas no córrego da microbacia com floresta plantada de eucalipto em Alagoinhas, BA no período após a colheita da madeira.

	Mg (mg.L⁻¹)	Ca (mg.L⁻¹)	P (mg.L⁻¹)	K (mg.L⁻¹)	Fe (mg.L⁻¹)	Na (mg.L⁻¹)
mínimo	0,00	0,05	0,00	0,00	0,02	0,50
máximo	1,30	4,40	0,53	3,20	0,69	9,70
média	0,74	0,50	0,36	0,47	0,18	5,35
desvio padrão	0,26	0,77	0,19	0,47	0,14	1,77

Tabela 38 – Valores determinados para as variáveis monitoradas no córrego da microbacia com floresta nativa em Imperatriz, MA

	Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	Nitrato (mg.L ⁻¹)	P total (mg.L ⁻¹)	K (mg.L ⁻¹)	Ca (mg.L ⁻¹)	Mg (mg.L ⁻¹)	Cor (PtCo)	Turbidez (FTU)	Sólidos em susp. (mg.L ⁻¹)	Condutividade (μS.cm ⁻¹)	pH
mínimo	0,00	0,00	0,00	3,30	2,20	1,70	0,00	0,00	1,70	70,00	6,10
máximo	35,00	1,20	2,10	10,30	6,50	4,60	297,00	86,00	49,30	120,00	7,70
média	9,74	0,45	0,11	4,34	3,07	2,67	18,98	11,80	16,58	95,95	6,73
desvio padrão	4,62	0,27	0,35	1,20	0,82	0,49	40,14	11,45	10,54	11,49	0,37

Tabela 39 – Valores determinados para as variáveis monitoradas no córrego da microbacia com floresta plantada de eucalipto em Imperatriz, MA.

	Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	Nitrato (mg.L ⁻¹)	P total (mg.L ⁻¹)	K (mg.L ⁻¹)	Ca (mg.L ⁻¹)	Mg (mg.L ⁻¹)	Cor (PtCo)	Turbidez (FTU)	Sólidos em susp. (mg.L ⁻¹)	Condutividade (μS.cm ⁻¹)	pH
mínimo	0,00	0,00	0,00	1,20	0,80	0,50	0,00	13,00	1,30	50,00	5,70
máximo	30,80	3,80	1,60	8,60	6,19	3,10	395,00	257,00	144,00	120,00	7,10
média	9,23	1,16	0,20	3,08	1,99	0,97	94,70	66,15	47,29	68,61	6,54
desvio padrão	6,37	0,86	0,27	1,33	1,12	0,53	95,31	49,76	24,73	15,70	0,36

Tabela 40 – Valores determinados para as variáveis monitoradas no córrego da microbacia com pastagem em Imperatriz, MA.

	Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	Nitrato (mg.L ⁻¹)	P total (mg.L ⁻¹)	K (mg.L ⁻¹)	Ca (mg.L ⁻¹)	Mg (mg.L ⁻¹)	Cor (PtCo)	Turbidez (FTU)	Sólidos em susp. (mg.L ⁻¹)	Condutividade (μS.cm ⁻¹)	pH
mínimo	26,99	0,86	0,14	5,42	8,16	4,19	3,00	42,59	50,67	60,00	7,41
máximo	48,00	4,20	1,60	22,30	15,70	7,30	158,00	244,00	159,00	140,00	8,00
média	26,99	0,86	0,14	5,42	8,16	4,19	34,50	42,59	50,67	109,70	7,41
desvio padrão	12,24	0,78	0,27	3,34	2,57	1,35	36,38	44,27	37,30	20,38	0,35

4.3.1 Resultados da determinação dos coeficientes de correlação de Spearman entre as variáveis físicas e químicas e o deflúvio das microbacias

4.3.1.1 Guaíba, RS

- a) Microbacia com floresta plantada de eucalipto no período anterior ao corte raso: junho de 1997 a abril de 2000

As correlações foram significativas e negativas ao nível de 95% de probabilidade para as variáveis magnésio, cálcio, potássio, turbidez e condutividade, enquanto a concentração de oxigênio apresentou correlação significativa e positiva com o deflúvio.

- b) Microbacia com floresta plantada de eucalipto: as correlações foram determinadas para grupo total de dados, englobando o período anterior e posterior ao corte raso: junho de 1997 a outubro de 2002

As correlações se mantiveram negativas entre o deflúvio e as seguintes variáveis: magnésio, cálcio, potássio e condutividade, ou seja, estas variáveis tiveram seus valores elevados com a redução da vazão do córrego. Já as concentrações de oxigênio mantiveram correlação positiva com o deflúvio, ou seja, aumentando seus valores com o aumento da quantidade de água.

A variável fósforo total não apresentou correlação com o deflúvio durante o período anterior à colheita da madeira e também no período total de dados, que englobou os resultados anterior e posterior à colheita.

- c) Microbacia com pastagem: como não houve alteração no uso do solo da microbacia, as correlações foram determinadas para o conjunto total de dados, que englobou o período de junho de 1997 a outubro de 2002.

Como resultado, observou-se correlação negativa entre o deflúvio e as variáveis magnésio, cálcio, potássio e condutividade, e uma correlação positiva entre o deflúvio e as

concentrações de oxigênio. Estes resultados foram semelhantes aos observados para a microbacia com cobertura florestal. Já as concentrações de fósforo tiveram também correlação negativa com a vazão.

4.3.1.2 Itatinga, SP

- a) Microbacia com floresta plantada de eucalipto no período anterior ao corte raso, englobando o período de setembro de 1991 a maio de 1997.

Para este período foram observadas apenas correlações negativas entre o deflúvio e a concentração de sedimentos em suspensão e entre deflúvio e pH.

- b) Microbacia com floresta plantada de eucalipto englobando todo o conjunto de dados, anterior e posterior à colheita da madeira: setembro de 1991 a junho de 1998

Não houve correlações entre as variáveis físicas e químicas e o deflúvio para este conjunto de dados.

4.3.1.4 Alagoinhas, BA

- a) Microbacia com floresta plantada de eucalipto no período anterior ao corte raso: outubro de 1996 a abril de 1998.

Não houve correlação entre as variáveis físicas e químicas e o deflúvio da microbacia.

- b) Microbacia com floresta plantada de eucalipto englobando todo o conjunto de dados, referentes ao período anterior e posterior ao corte raso outubro de 1996 a agosto de 2002.

Para este conjunto de dados houve correlação negativa entre o deflúvio e as concentrações de sódio.

4.3.1.5 Imperatriz, MA

- a) microbacia com floresta plantada de eucalipto, sem intervenções silviculturais: janeiro de 1999 a setembro de 2002.

Foram observadas correlações positivas entre o deflúvio e as concentrações de nitrato, fósforo e cor.

- b) Microbacia com floresta nativa janeiro de 1999 a setembro de 2002.

Não houve correlação entre qualquer das variáveis monitoradas e o deflúvio.

- c) Microbacia com pastagem janeiro de 1999 a setembro de 2002.

Houve correlação positiva entre o deflúvio e a turbidez.

4.3.2 – Resultados da comparação de variáveis físicas e químicas entre as microbacias com floresta plantada de eucalipto e floresta nativa.

Na Tabela 41 estão os valores do intervalo de confiança para as variáveis monitoradas nas microbacias com floresta nativa e floresta plantada de eucalipto em Imperatriz – MA. Os valores em destaque (*) diferem significativamente entre as microbacias, de acordo com o teste de Mann Withney.

Tabela 41 - Estimativa do intervalo de confiança para as microbacias com floresta nativa, e floresta plantada de eucalipto localizadas em imperatriz, MA

	Floresta Nativa		Floresta plantada de Eucalipto	
	Valor superior	Valor inferior	Valor superior	Valor inferior
Nitrato (mg.L ⁻¹)*	0,60	0,35	1,30	0,75
P (mg.L ⁻¹)*	0,03	0,015	0,13	0,07
K(mg.L ⁻¹)	4,25	3,75	3,00	2,55
Ca (mg.L ⁻¹)	3,60	2,75	2,05	1,55
Mg (mg.L ⁻¹)	2,85	2,50	1,00	0,75
Cor (PtCo)	17,00	9,00	69,00	36,50
Turbidez (FTU)*	11,00	7,50	52,50	33,50
Sólidos em suspensão (mg.L ⁻¹)*	16,50	9,15	51,80	36,3
Condutividade. (µS/cm)	100,00	90,00	80,00	60,00
pH	6,85	7,10	6,75	6,50

* os valores das variáveis diferem significativamente entre as microbacias

4.3.3 Representação gráfica dos valores das variáveis físicas e químicas da água e valores de precipitação nas microbacias

Nas Figuras 34 a 62 estão os valores mensais de precipitação e os valores das variáveis físicas e químicas da água dos córregos das microbacias estudadas. São destacados também os períodos de realização de operações florestais como colheita e preparo do solo.

Figura 34 – Valores de precipitação e concentração de potássio na microbacia de Itatinga, SP ao longo do período de monitoramento.

Figura 35 – Valores de precipitação e concentração de cálcio na microbacia de Itatinga, SP ao longo do período de monitoramento.

Figura 36 – Valores de precipitação e concentração de magnésio na microbacia de Itatinga, SP ao longo do período de monitoramento.

Figura 37 – Valores de precipitação e concentração de ferro na microbacia de Itatinga, SP ao longo do período de monitoramento

Figura 38 – Valores de precipitação e concentração de sódio na microbacia de Itatinga, SP ao longo do período de monitoramento.

Figura 39 – Precipitação e valores de turbidez na microbacia de Itatinga, SP ao longo do período de monitoramento.

Figura 40 – Valores de precipitação e concentração de sedimentos em suspensão (sólidos em suspensão) na microbacia de Itatinga, SP ao longo do período de monitoramento.

Figura 41 - Valores de precipitação e condutividade elétrica na microbacia de Itatinga, SP ao longo do período de monitoramento.

Figura 42- Valores de precipitação e de pH na microbacia de Itatinga, SP ao longo do período de monitoramento.

Figura 43 – Valores de precipitação e turbidez na microbacia com floresta plantada de eucalipto em Guaíba, RS.

Figura 44 – Valores de precipitação e concentração de fósforo na microbacia com floresta plantada de eucalipto em Guaíba, RS.

Figura 45 – Valores de precipitação e concentração de potássio na microbacia com floresta plantada de eucalipto em Guaíba, RS.

Figura 46 – Valores de precipitação e concentração de cálcio na microbacia com floresta plantada de eucalipto em Guaíba, RS.

Figura 47– Valores de precipitação e concentração de magnésio na microbacia com floresta plantada de eucalipto em Guaíba, RS.

Figura 48 – Valores de precipitação e condutividade elétrica na microbacia com floresta plantada de eucalipto em Guaíba, RS.

Figura 49 – Valores mensais de precipitação e concentração de fósforo total no córrego da microbacia com floresta plantada de eucalipto em Alagoinhas, BA.

Figura 50 – Valores de precipitação e concentração de potássio no córrego da microbacia com floresta plantada de eucalipto em Alagoinhas, BA.

Figura 51 – Valores mensais de precipitação e concentração de cálcio no córrego da microbacia com floresta plantada de eucalipto em Alagoinhas, BA.

Figura 52 – Valores mensais de precipitação e concentração de magnésio no córrego da microbacia com floresta plantada de eucalipto em Alagoinhas, BA.

Figura 53 – Valores de precipitação e de pH no córrego da microbacia com floresta plantada de eucalipto em Alagoinhas, BA.

Figura 54 – Valores mensais de precipitação e concentração de nitrato nas microbacias monitoradas em Imperatriz - MA

Figura 55 – Valores de precipitação e concentração de fósforo nas microbacias monitoradas em Imperatriz - MA

Figura 56– Valores mensais de precipitação e concentração de potássio nas microbacias monitoradas em Imperatriz – MA.

Figura 57 – Valores mensais de precipitação e concentração de cálcio nas microbacias monitoradas em Imperatriz – MA.

Figura 58 – Valores mensais de precipitação e concentração de magnésio nas microbacias monitoradas em Imperatriz – MA.

Figura 59 – Valores mensais de precipitação e concentração de sedimentos em suspensão (sólidos em suspensão) nas microbacias monitoradas em Imperatriz – MA.

Figura 60 – Valores mensais de precipitação e cor nas microbasias monitoradas em Imperatriz – MA.

Figura 61 – Valores mensais de precipitação e condutividade elétrica nas microbacias monitoradas em Imperatriz – MA.

Figura 62 – Valores mensais de precipitação e turbidez nas microbacias monitoradas em Imperatriz – MA.

5. DISCUSSÃO

5.1 Comunidades de macroinvertebrados como variável biológica para o monitoramento de florestas plantadas

De acordo com Schafer (1985), a estrutura e o funcionamento dos sistemas lóticos apresentam características particulares em relação à dinâmica do movimento do corpo d'água. Esses ecossistemas são considerados sistemas abertos com fluxo contínuo da nascente para a foz, e os fatores climáticos definem suas condições hidrológicas e ecológicas, sendo que o balanço hídrico é o principal fator para a permanência de um sistema de fluxo contínuo. Além do clima, diversos fatores integram a hidrologia e a ecologia dos sistemas lóticos, de sorte que os valores das variáveis físicas, químicas e biológicas que caracterizam esses sistemas refletem a pedologia, a geologia, a vegetação ripária e o uso do solo ao longo de toda bacia hidrográfica. Nos resultados do inventário da comunidade de macroinvertebrados bentônicos realizado no presente estudo, pode-se observar a influência dos fatores citados por Schafer (1985), sendo que a intensidade de cada um deles foi diferente entre as regiões e também entre as microbacias com diferentes usos do solo localizadas na mesma região.

Segundo Wetzel & Likens (1991), os sistemas aquáticos presentes em uma determinada região assumem funções únicas, relacionadas às características de suas bacias de drenagem. Estas características impõem condições ao estabelecimento e à manutenção de comunidades biológicas e estão relacionadas à geomorfologia do local, ao clima da região, ao histórico e à escala das perturbações que ocorrem nas áreas adjacentes aos cursos d'água. A influência da geomorfologia foi identificada como um dos fatores de maior influência nas microbacias estudadas na região do Município de Guaíba em relação às demais regiões. Nestas microbacias, aspectos geomorfológicos que determinaram características das microbacia como tamanho e declividade, que

associadas a fatores climáticos como a intensidade das chuvas foram determinantes na composição da comunidade de macroinvertebrados ao longo das coletas. Já fatores climáticos que determinam o balanço hídrico tiveram influência mais marcante na região de Imperatriz, MA, onde a distribuição temporal da precipitação confere um regime de vazão intermitente aos córregos. Nestes córregos, a maior abundância de famílias colonizadoras caracteriza os períodos posteriores à estiagem, aspecto importante para efeito do monitoramento, no que se refere à diferenciação entre os efeitos do uso do solo e o efeito de fatores naturais sobre a composição da comunidade.

Ainda, outro fator importante na interpretação dos resultados do monitoramento, esteja ele relacionado com aspectos físicos, químicos ou biológicos da água é a localização da região estudada dentro do contínuo fluvial. De acordo com a teoria do contínuo fluvial (Vannote, 1980), um rio constitui um sistema que possui um gradiente contínuo de condições ambientais. Em relação às comunidades biológicas, algumas características dessas regiões são destacadas na figura 62, (CALIJURI & BUBEL 2004, no prelo). Rios de ordens menores, que tendem a conservar ou estocar recursos, apresentam alta atividade biológica e grande retenção de matéria orgânica através de represamentos naturais e retenção de fragmentos de madeira, galhos, etc.

Calijuri & Bubel (no prelo) destacam que as regiões de cabeceira, que correspondem em geral, a córregos de primeira, segunda e terceira ordem, constituem as chamadas microbacias hidrográficas. Os autores destacam a importância das microbacias como unidades de estudo sobre recursos hídricos. Cada bacia hidrográfica é formada por um conjunto de microbacias e, segundo o conceito de microbacias sobrepostas, a eficácia do manejo da qualidade da água será maior à medida que enfocarmos as bacias de escalas menores para maiores.

Figura 63 – Representação esquemática das diferentes regiões do contínuo fluvial.
 fonte: Calijuri & Babel (no prelo).

Em 1999, Montgomery propôs uma alternativa ao conceito do contínuo fluvial chamada “Conceito Domínio de Processos” (*Process Domain Concept – PDC*), que considera a influência dos processos geomorfológicos na variabilidade espacial e temporal que ocorre nos ecossistemas aquáticos. Segundo esse autor, a combinação do clima, da geologia e da topografia determina a área de formação dos sistemas, influenciando os processos que ali irão ocorrer.

Dadas as diferentes influências que recebe um sistema aquático, sejam regionais ou locais, elas devem ser consideradas na análise de resultados. Perry & Vanderklein (1996) consideraram a regionalização um importante aspecto na investigação de indicadores ambientais. O processo de regionalização consiste na estratificação da paisagem de acordo com a semelhança entre características biofísicas.

No presente estudo, as microbacias estão localizadas em diferentes regiões geográficas, pertencendo a diferentes biomas: campo, no Estado do Rio Grande do Sul;

cerrado, no Estado de São Paulo; agreste, no Estado da Bahia; região de transição para o bioma amazônico, denominada Pré-Amazônia Maranhense, no Estado do Maranhão.

Devido às diferentes condições edafoclimáticas e geomorfológicas que caracterizam essas regiões, os dados de cada microbacia hidrográfica foram discutidos separadamente, sendo as comparações em termos de suas características hidrológicas possíveis apenas entre microbacias pertencentes à mesma região.

Considerando que as áreas de estudo representam regiões de cabeceira, podendo ser caracterizadas, de acordo com a teoria do contínuo fluvial na região geomorfológica chamada “cabeceira” que representa os cursos de água de ordem 1 a 3, os organismos predominantes seriam primeiramente os coletores, seguidos por fragmentadores, predadores e pastadores.

5.1.1 Comunidade de macroinvertebrados no córrego da microbacia com floresta plantada em Guaíba - RS

Na microbacia com floresta plantada em Guaíba – RS os organismos predominantes pertenceram à família Chironomidae, seguidos pelos representantes das famílias Caenidae (Ephemeroptera), Simuliidae (Diptera) e Gamariidae.

Nesta microbacia, a influência da alteração da vazão do córrego sobre a composição e abundância de organismos da comunidade bentônica pôde ser identificada nos resultados das coletas.

A menor densidade de organismos ocorreu após o pico de vazão mais elevado registrado em todo o período de coleta, conforme pode ser visualizado na figura 19, onde estão os valores médios diários de vazão no córrego, com as datas de coleta em destaque. Nesse período foi registrado também em relação às demais coletas realizadas nesta microbacia um dos menores valores de riqueza taxonômica (9). Observou-se também o menor valor do índice de diversidade de Shannon, sendo que o grupo predominante foi Simuliidae. Kikuchi e Uieda (1998), citados por Domingos (2002), destacaram que Simuliidae, Hydropsichidae, Perlidae, Elmidae e Gripopterygidae, entre outros, preferem trechos de corredeira. A predominância de Simuliidae (26% do total de organismos

coletados) nesta coleta pode refletir sua capacidade de fixação, o que favoreceu, em relação aos demais grupos, sua permanência no local após os elevados picos de vazão. Resultado semelhante foi observado na coleta de novembro de 2002, quando Simuliidae e Chironomidae representaram 37% e 38% dos organismos coletados, respectivamente. Embora o maior valor de riqueza taxonômica tenha sido registrado nesta coleta Simuliidae, Chironomidae e Caenidae representaram 88% do conjunto de organismos coletados. Barton,(1996) e Somers et al.,(1998) destacaram que membros das famílias Baetidae, Simuliidae e da ordem Plecoptera tem sido utilizados em programas de monitoramento, devido à sua sensibilidade a distúrbios e associação com águas correntes, frias, limpas e substratos contendo baixa quantidade de partículas finas.

Nas coletas realizadas no período de inverno, que corresponde também ao período de maior precipitação nesta região, o substrato é predominantemente composto por areia grossa, não sendo identificado visualmente a presença de material particulado fino, que provavelmente foi removido pela água, que apresentou maior volume e velocidade da corrente nesta época.

A presença de Plecoptera (Perlidae e Gripopterygidae) foi registrada apenas na coleta de junho de 2002, quando foi observado também o menor valor de temperatura e o maior valor de concentração de oxigênio na água.

A menor riqueza taxonômica (8) foi registrada na coleta de abril de 2002. Nesta coleta o córrego apresentou o menor valor de concentração de oxigênio, e também o maior valor de condutividade, que pode refletir uma alta concentração iônica na água do córrego.

Estas condições são condizentes com o baixo volume de água e velocidade da corrente que caracterizou o córrego durante o período que antecedeu e durante a realização desta coleta. Observou-se ainda uma camada de material particulado fino recobrindo o substrato.

A composição faunística nesta ocasião foi predominantemente formada por Chironomidae, Caenidae, Gomphidae e Gamariidae.

De acordo com os resultados das análises físicas e químicas da água, os valores de matéria orgânica foram elevados. Este resultado está relacionado com as alterações na vazão do córrego, o que propicia a exposição do substrato, favorecendo o processo de decomposição do material orgânico proveniente da mata ciliar. Estas condições foram

comuns nas coletas de fevereiro e abril, quando foram registrados os maiores valores de condutividade (110 $\mu\text{S}/\text{cm}$ em fevereiro de 2002 e 136 $\mu\text{S}/\text{cm}$ em abril de 2002), e os menores valores de concentração de oxigênio (4 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ em fevereiro e 2 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ em abril).

Embora em fevereiro de 2002 o valor de riqueza tenha sido mais elevado em relação àquele registrado para a coleta de abril de 2002, os grupos predominantes foram Chironomidae, Caenidae, Gomphidae, Libelulidae e Gamariidae grupos considerados tolerantes em relação à presença de matéria orgânica.

As concentrações de matéria orgânica neste córrego podem representar uma variável de influência sobre a composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, especialmente devido à sua relação com as concentrações de oxigênio, que podem limitar as condições do meio para organismos mais sensíveis. Como não foram realizadas atividades de manejo durante os últimos quatro anos, incluindo o período em que foram realizadas as coletas, estas alterações provavelmente estão relacionadas ao regime de vazão do córrego, que propicia modificações nas variáveis físicas e químicas que caracterizam este sistema aquático, reduzindo ou aumentando a concentração iônica da água, que pode ser constatada pelas alterações nos valores de condutividade. Também a correlação positiva entre a concentração de oxigênio e o deflúvio da microbacia demonstram a influência da variável quantidade de água sobre as variáveis abióticas e, conseqüentemente, sobre as bióticas, aqui representadas pela comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

Considerando conjuntamente os resultados dos índices quantitativos para este córrego, observa-se que a maior variação ocorreu nos valores de equidade e riqueza. O índice de diversidade de Shannon manteve-se com valores semelhantes entre as coletas.

Foi observada a presença de organismos sensíveis a tolerantes. Destaca-se, neste aspecto, a presença da ordem Plecoptera, representada pelas famílias Gripopterygidae e Perlidae em junho de 2002. Também a presença dominante de Simuliidae nos períodos de pico de vazão do córrego representa uma característica diferenciada na utilização desta comunidade no monitoramento do manejo florestal, pois representam o córrego em condições influenciadas pela presença da floresta plantada adulta.

5.1.2 Comunidade de macroinvertebrados no córrego da microbacia com campo natural de pastagem manejado em Guaíba, RS

Apenas a família Chironomidae foi registrada em todas as coletas, e pode ser classificada como dominante em relação às demais unidades taxonômicas.

A maior densidade de organismos foi registrada em fevereiro de 2002 (336 organismos), enquanto a maior riqueza taxonômica correspondeu à coleta de fevereiro de 2003, quando foram registradas 20 unidades taxonômicas.

Na coleta de fevereiro de 2002, embora tenha ocorrido o maior valor de densidade de organismos, Chironomidae foi o grupo dominante, com 56% do total de organismos coletados, seguido por Caenidae com 34%. Este resultado propiciou um dos menores valores de equidade registrado nas coletas desta microbacia. Nesta coleta, o córrego apresentou os maiores valores de matéria orgânica e condutividade elétrica registrados entre as coletas. A vazão do córrego, nesse período, foi baixa e parte do sedimento do córrego ficou exposto, o que certamente favoreceu o processo de decomposição do material orgânico depositado no leito e uma menor diluição dos nutrientes liberados. Estes aspectos são condizentes com os elevados valores de condutividade, e também com a dominância de Chironomidae e Caenidae. As partículas orgânicas resultantes da decomposição de folhas e outros materiais provenientes da mata ciliar podem ter criado condições adequadas para a grande densidade de Chironomidae nesta coleta. Brennan et al. (1978) observaram em um estudo realizado em um rio da Inglaterra que nos períodos chuvosos ocorreu a lavagem da superfície dos seixos e rochas, diminuindo a quantidade de material epilítico que este grupo utiliza para alimentação.

De acordo com Henriques-Oliveira et al. (1999), em estudo sobre as variações sazonais na densidade de larvas de Chironomidae em riachos de montanhas do Rio de Janeiro, os períodos secos favorecem a fixação das larvas. Os resultados do presente trabalho são condizentes com aqueles obtidos pelo autor.

Nesta microbacia também foi verificada a influência da alteração da vazão do córrego sobre a composição e abundância de organismos da comunidade bentônica. A menor densidade de organismos e também a menor riqueza ocorreu após o mais elevado

pico de vazão (figura 22) registrado no ano de coleta, seguido por um período de oscilações na vazão que se prolongou até a semana que antecedeu esta coleta.

Nesta coleta o grupo predominante, com 33 % do total de organismos foi Veliidae (Heteroptera), entretanto ressalta-se que este grupo de inseto vive na superfície da água. Habdija et al. (1998) verificaram uma diminuição na densidade e diversidade de organismos bentônicos no período chuvoso, quando foram carreados os organismos filtradores, coletores e fragmentadores. Já os predadores e raspadores pareceram não ter sido afetados pelas maiores vazões, uma vez que estes organismos utilizam recursos alimentares que até certo ponto não são influenciados pela vazão. Com base neste resultado o autor destaca que além do carreamento, os organismos são selecionados no período de maior vazão de acordo com a categoria trófica a que pertencem. Estes aspectos podem explicar o grande número de organismos da família Pleidae em relação aos demais grupos na coleta que sucedeu o período de picos de vazão na microbacia.

Gamariidae teve uma representatividade importante nesta coleta. De acordo com McCafferty (1990), esta família é comum em diferentes ambientes de águas rasas, podendo permanecer entre a vegetação ou mesmo em substrato macio. Apresenta ainda hábitos alimentares que podem ser omnívoro-detritívoro e eventualmente predadores. Estas características conferem a esta família uma ampla possibilidade de permanência em diferentes ambientes, o que pode ter favorecido sua adaptação e abundância nesta microbacia, onde as condições ambientais em termos de vazão, substrato, que varia de totalmente arenoso, até condições em que há presença de galhos, folhas e material que favorece a fixação dos organismos bentônicos. De acordo com Silveira (2004) organismos que se alimentam de diferentes fontes conseguem se adaptar facilmente a mudanças no tipo e disponibilidade de alimentos, diferente das formas especialistas, que são mais rapidamente deslocadas.

Vale destacar, nesta microbacia, a presença de organismos sensíveis como os Plecoptera (Gripopterygidae e Perlidae), ainda que em baixa densidade, Trichoptera e Ephemeroptera. Os distúrbios provocados pela alteração da vazão no córrego, que se dá em consequência de altas precipitações é responsável, em algumas ocasiões pela dominância de grupos mais adaptados a mudanças, como Chironomidae, Simuliidae, e mesmo Gammaridae. Um aspecto importante a ser destacado é a entrada de material proveniente

da erosão do solo, que proporcionou, ao longo do ano de coleta, o aporte de grande quantidade de areia. Desta forma, ocorreram alterações no curso d'água ocasionadas pela deposição de areia no canal original, e também a lavagem do substrato, que pode ter ocasionado o deslocamento de organismos mais sensíveis a estas modificações. Associado a estes fatores, pode-se destacar também a menor contribuição da região adjacente em termos de aporte de nutrientes ao córrego, visto que a mata ciliar é reduzida ou ausente em alguns pontos.

5.1.3 Comunidade de macroinvertebrados no córrego da microbacia com floresta plantada em Itatinga – SP

Os grupos predominantes nesta microbacia foram Chironomidae, Oligochaeta, Simuliidae e Gripopterygidae. A abundância desses grupos variou ao longo das coletas, conforme pode ser visualizado na tabela 23.

Os maiores valores de densidade de organismos e de riqueza taxonômica foram registrados nos meses de maio e julho de 2002. Entretanto, no mês de julho foram registrados os menores valores de equidade. Embora tenha sido registrado o maior número de organismos, 37% eram pertencentes à família Chironomidae, 23% pertenciam à classe Oligochaeta, 7% eram representantes da família Simuliidae e 5% pertenciam à família Gripopterygidae.

Essas coletas coincidem com o período de seca. Os meses de abril a agosto caracterizam-se por baixos valores de precipitação, conseqüentemente sem ocorrência de picos de vazão elevados, conforme pode ser visualizado na figura 69, onde estão representados os valores médios diários de vazão na microbacia.

Hynes (1970) citado por Guereschi (2004) destaca que a sazonalidade do ciclo hidrológico exerce forte influência sobre a fauna bentônica, especialmente em sistemas lóticos. O autor destaca que durante o período chuvoso há uma redução drástica no número de organismos em rios e córregos, uma vez que o aumento da vazão e da velocidade da corrente pode tornar os substratos muito instáveis para os organismos bentônicos.

Na coleta de julho de 2002 foram registrados também os maiores valores de matéria orgânica, nitrato e oxigênio dissolvido de todas as coletas, enquanto que os valores de temperatura e concentração de sólidos em suspensão foram os menores.

Os menores valores de densidade e riqueza ocorreram na coleta de novembro de 2002, quando foram coletados 36 organismos distribuídos em 10 táxons. Embora tenham sido registrados alguns picos de vazão (Figura 25), o maior deles no período que antecedeu esta coleta foi de 11,8 l/s, seguido por um valor de 7,4. É possível que este fator esteja relacionado ao menor número de organismos coletados nesta data. Entretanto, picos de vazão com valores superiores ocorreram em períodos que antecederam outras coletas, de forma que não é possível afirmar, com base nos resultados, a influência única deste fator. Entre as variáveis físicas e químicas monitoradas não foram registrados valores discrepantes em relação às demais datas de coleta. Observou-se, ao longo das coletas que não houve um padrão de distribuição dos diferentes grupos taxonômicos encontrados. Já em relação aos índices quantitativos, observou-se uma pequena variação nos valores, mantendo-se os valores de diversidade (Shannon) bastante similares ao longo das coletas. Guereshci (2004), em estudo sobre a fauna macrobentônica em córregos de uma reserva ecológica do município de Luiz Antônio – SP, considerou altos os valores de diversidade de Shannon para os córregos estudados. Os valores encontrados pelo autor estiveram entre 2,0 e 3,0. Os valores calculados no presente estudo para a microbacia de Itatinga estiveram entre 2,0 e 2,7. Deve-se considerar, entretanto as diferenças nos métodos de coleta, pois no trabalho citado foi utilizado substrato artificial, que tem resultados dependentes do tempo de exposição do substrato.

Entre os principais grupos de invertebrados coletados no córrego da microbacia de Itatinga estão os anelídeos Oligochaeta e larvas da família Chironomidae. De acordo com Guereshci (2004), a maioria dos Oligochaeta está adaptada para ocupar sedimentos moles, de arenosos a lodosos, podendo ser encontrada também em locais pedregosos quando ocorre acúmulo de tais sedimentos, o que propicia sua maior densidade. Nesse local de coleta observou-se a presença de uma camada lodosa recobrindo o sedimento, particularmente nos dois pontos de coleta mais próximos à saída da microbacia. No primeiro ponto, a velocidade da corrente é inferior, favorecendo o acúmulo de material orgânico. Este aspecto pode ter favorecido a presença dos Oligochaeta entre os principais

grupos amostrados, em 5 das 6 coletas realizadas, embora sua presença tenha sido registrada em todas as coletas.

Em todas as coletas os grupos predominantes (com participação superior a 5%) foram os coletores como os Chironomidae e os Oligochaeta, seguido dos predadores, entre os quais podemos destacar Pleidae (Hemiptera), Gripopterygidae e Perlidae (Plecoptera).

Os fragmentadores estiveram representados pelos Odontoceridae e Tipuliidae ao longo das coletas. E, os raspadores foram representados principalmente por Elmidae, ocorrendo também Baetidae.

Entre as variáveis abióticas monitoradas no córrego da microbacia de Itatinga, possivelmente a vazão e o deflúvio do córrego foram as variáveis de maior influência sobre a comunidade de macroinvertebrados, pois durante o período deste estudo não foi realizada qualquer intervenção de manejo florestal na microbacia e a mata ciliar oferece boas condições de estabilização das margens e proteção das adjacências do córrego.

A microbacia de Itatinga já teve sua cobertura original alterada com a floresta de *Eucalyptus* e, a última perturbação antrópica, que foi a colheita da floresta plantada de eucalipto seguida do preparo do solo e plantio foi realizada há três anos do início das coletas de macroinvertebrados. Portanto, a comunidade de macroinvertebrados aqui registrada pode ser considerada característica desta microbacia, representando as atuais condições de uso do solo.

Considerando esta composição faunística como referência para a continuidade do monitoramento visando identificar os efeitos do manejo florestal, vale destacar a presença das famílias Perlidae e Gripopterygidae (Plecoptera) sensíveis às modificações no ambiente, além de representantes de Trichoptera e Ephemeroptera. Ainda, a elevada riqueza de famílias quando comparada às outras microbacias com floresta plantada.

5.1.4 Comunidade de macroinvertebrados no córrego da microbacia com floresta plantada em Alagoinhas - BA

O córrego da microbacia monitorada em Alagoinhas – BA caracterizou-se, de acordo com as coletas realizadas, pela predominância da família Leptophlebiidae

(Ephemeroptera). Esta família teve participação importante em todas as coletas realizadas, seguida por Odontoceridae (Trichoptera).

Este resultado é condizente com as características do córrego, que apresentou durante todas as coletas o fundo recoberto por uma camada de folhas, pequenos galhos e abundante material particulado fino. Estas condições são propícias para organismos fragmentadores, como Odontoceridae e para coletores, como Leptophlebiidae. Estas características também podem ser associadas à presença de raspadores, que se alimentam de algas aderidas a estes materiais maiores, como os Trichoptera Helicopsychidae e aos retalhadores, neste córrego representados pela família Tipuliidae (Diptera). De acordo com Domingos (2002) os Ephemeroptera Leptophlebiidae preferem águas correntes entre rochas, seixos e madeiras. Estas características não caracterizam o córrego da microbacia de Alagoinhas, que apresenta uma corrente de água lenta, onde rochas e seixos são ausentes.

Os maiores valores de densidade (89 indivíduos) e riqueza (10 táxons) foram registrados na coleta de abril de 2002. A menor riqueza, que foi de 6 unidades taxonômicas foi registrada nas coletas de janeiro, de outubro e de dezembro, enquanto a menor densidade de organismos foi observada em agosto de 2002.

As variações de vazão ocorridas no ano de coleta provavelmente não tiveram grande influência na densidade de organismos coletados nesta microbacia, já que a maior densidade foi registrada em abril, logo após um período em que ocorreram os maiores picos de vazão. Por outro lado, foi na coleta realizada durante o período mais seco do córrego, quando a vazão chegou a $0,5 \text{ L.s}^{-1}$ que foi registrada a menor densidade. Embora tenham ocorrido algumas oscilações na vazão ao longo do ano de coleta, observa-se que os picos não representam grandes elevações no volume de água do córrego, cujo valor médio diário foi de $1,8 \text{ L.s}^{-1}$. O maior pico registrado foi no início de janeiro de 2002 com um valor de $6,9 \text{ L.s}^{-1}$. Entre esta dada e a primeira coleta, realizada em 27 de janeiro ocorreram alguns picos de vazão, conforme pode ser observado na figura 28. Entretanto estas variações possivelmente não tiveram influência sobre a comunidade bentônica do córrego, pois os valores de diversidade, densidade, equidade e riqueza registrados nesta coleta foram similares aos registrados nas demais. Entre os índices quantitativos calculados, observou-se nesta coleta um dos maiores valores de diversidade de Simpson.

As famílias presentes em todas as coletas foram Leptophlebiidae, Odontoceridae, Chironomidae, Coenagrionidae.

Em relação aos índices considerados, observou-se uma certa uniformidade na diversidade de Shannon, e mesmo os valores de riqueza e equidade mantiveram-se semelhantes ao longo das coletas.

Considerando as influências climáticas sobre as características hidrológicas da bacia, não são esperadas grandes variações nos resultados. Nesta microbacia as condições de infiltração de água são elevadas, de forma que não ocorrem grandes picos de vazão, o que pode ser visualizado na figura 28 para o ano de 2002.

Entre as características desta bacia, já descritas anteriormente, está a extensão e conservação da mata ciliar, e uma área de preservação que não está restrita às margens do córrego. Estes aspectos, somados a uma floresta plantada com idade de 6 anos recobrindo as demais áreas da microbacia, às condições de infiltração de água no solo, aliados a uma topografia suave, conferiram boas condições de habitat da comunidade de macroinvertebrados bentônicos desta microbacia no ano de 2002.

Os organismos coletados provavelmente representam a comunidade característica desta microbacia para as condições de cobertura florestal descrita, considerando que a microbacia não sofre intervenções silviculturais há 5 anos.

5.1.5 Comunidade de macroinvertebrados no córrego da microbacia com pastagem em Imperatriz, MA

O grupo dominante nesta microbacia foi Chironomidae, representando 54% do total de organismos coletados.

Um aspecto relacionado ao regime de vazão nesta microbacia, que certamente exerceu influência sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos ao longo do período de coletas foi o caráter intermitente do córrego.

Os maiores valores de riqueza, equidade e diversidade de Shannon foram registrados na coleta de dezembro de 2002. Esta coleta foi realizada logo após um período em que a vazão esteve interrompida, que se estendeu de junho a novembro de 2002.

Assim, esta coleta representou um período de recolonização do córrego, o que propiciou a presença de diferentes grupos de colonizadores, que podem ter dispersão aérea, e se utilizam do curso d'água para ovoposição, ou mesmo aqueles que são dispersos pela deriva.

Alguns destes invertebrados são típicos desta fase de colonização e não permanecem por longos períodos. Carvalho e Uieda (2004), estudando a colonização de substrato natural e artificial por macroinvertebrados bentônicos na Serra de Itatinga – SP, verificaram que Chironomidae foi o grupo mais abundante, seguido por Oligochaeta e formas imaturas de Ephemeroptera e Trichoptera. Deve-se considerar, entretanto, as diferenças regionais que influenciam na comunidade, como a latitude, e variáveis abióticas dos cursos d'água, como a temperatura. Na coleta realizada em dezembro de 2002 grupo predominante foi Collembola (Poduridae), com 26% do total de organismos coletados.

As coletas realizadas nos meses de abril de 2002 e abril de 2003 foram as que apresentaram os valores mais baixos de riqueza e diversidade de Shannon. A diversidade de Simpson resultou em valor zero na coleta de abril de 2003. Estes resultados são devidos ao número de organismos coletados nesta data. Foram apenas dois indivíduos, um Oligochaeta e um pertencente à família Chironomidae.

Na coleta de abril de 2002 Chironomidae foi dominante com 78% dos organismos e em junho de 2002 representou 69% do total de espécimes coletados.

Os valores dos índices quantitativos calculados para o córrego da microbacia com pastagem foram inferiores àqueles verificados para a microbacia com floresta plantada, exceto para a coleta de dezembro de 2002.

Um aspecto a ser destacado neste córrego é a ausência da vegetação ciliar em alguns pontos, e sua largura ao longo das margens do córrego. A influência desta variável pôde ser constatada em termos de variáveis abióticas monitoradas. Em uma mesma coleta, realizada em julho de 2002, a temperatura entre os pontos de coleta variou de 25⁰C a 28 ⁰C. Também entre as coletas houve uma maior variação na temperatura em relação às outras microbacias estudadas no município de Imperatriz. Outra consequência da retirada da mata ciliar e também do pisoteio dos animais é o assoreamento do córrego, que pôde ser visualizado durante as coletas.

Com a retirada da mata ciliar e com o assoreamento do rio, pode haver alterações na abundância de determinados grupos em função da maior ou menor disponibilidade de

alimento. No caso do desmatamento das margens, os organismos fragmentadores se tornariam mais escassos, devido à menor disponibilidade de folhas para alimento. Por outro lado, os organismos coletores e filtradores podem apresentar maior abundância, em consequência de um maior aporte de matéria orgânica em suspensão provocado pela erosão das margens.

No caso da microbacia em estudo, os organismos predominantes foram os coletores, representados por Chironomidae e Baetidae, e ainda a presença de predadores, representados principalmente por Odonata e Heteroptera.

Nesta microbacia as condições de uso do solo nas adjacências do córrego provavelmente tiveram impacto sobre a densidade e a composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos durante o ano de coleta.

5.1.6 Comunidade de macroinvertebrados no córrego da microbacia com floresta plantada em Imperatriz, MA

Este córrego também apresenta caráter intermitente, fator que inviabilizou uma das coletas. O grupo predominante foi Chironomidae, seguido por Oligochaeta, composição observada nas três coletas. Vale destacar a presença da classe Bivalvia na coleta de junho de 2002. Este grupo representou 31% do total de organismos coletados. O córrego apresentou elevados valores de sedimentos em suspensão, que engloba material orgânico e inorgânico, de turbidez e de cor, que pode ser associada à presença de matéria orgânica. Os baixos valores de velocidade da corrente e vazão do córrego, associado à abundante presença de folhas provenientes da mata ciliar favorecem o processo de decomposição de matéria orgânica, que fornece boas condições alimentares a estes organismos, que filtram algas, protozoários e bactérias.

Na coleta de julho de 2002 o córrego apresentava características de um ambiente lântico, antecedendo o período em que a vazão cessou completamente.

Estas características do córrego podem ser identificadas também pelo baixo valor de oxigênio dissolvido. Este conjunto de fatores, determinado pelo regime de vazão do córrego provavelmente favoreceu a ocorrência de filtradores e coletores como grupos dominantes.

Embora os organismos com maior participação tenham sido Chironomidae, Oligochaeta e os predadores Coenagrionidae (Odonata) e Veliidae (Hemiptera), os valores de riqueza taxonômica e diversidade de Shannon mostraram-se mais constantes ao longo das coletas do que aqueles observados para o córrego da microbacia com pastagem. Estes resultados diferenciados em córregos com regime de vazão semelhante, localizados na mesma região, com mesmo tipo de solo e declividade semelhante pode indicar uma influência do uso do solo sobre a composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

5.1.7 Comunidade de macroinvertebrados no córrego da microbacia com floresta nativa em Imperatriz, MA

Entre as microbacias estudadas localizadas no município de Imperatriz, aquela recoberta com floresta nativa foi a que apresentou os maiores valores de riqueza taxonômica, diversidade de Shannon e também de equidade em todas as coletas. Os grupos predominantes foram Chironomidae, Leptophlebiidae e Hydracarina.

Os maiores valores de densidades, assim como nas microbacias com pastagem e floresta plantada localizadas nesta região, foram de larvas de Chironomidae.

A riqueza, considerando todas as coletas conjuntamente foi de 39 unidades taxonômicas. Entre as coletas houve uma variação nos índices quantitativos, embora a vazão não tenha sido mantida durante todo o ano de coleta. As variações nas variáveis abióticas, que podem ter influenciado a composição e densidade da comunidade foram as concentrações de oxigênio e de matéria orgânica. O menor valor de concentração de oxigênio e o maior valor de concentração de matéria orgânica foram registrados na coleta de dezembro de 2002, logo após um período com os menores valores de precipitação. Nesta coleta, por outro lado, foi registrado o maior valor de riqueza taxonômica e de densidade de organismos. Por outro lado, os maiores valores de equidade e diversidade de Shannon foram registrados na coleta de junho.

Considerando os resultados dos índices quantitativos, o período de estiagem parece exercer certa influência sobre a densidade e a composição da comunidade de

macroinvertebrados. Os melhores resultados foram registrados nas coletas que correspondem ao final e no início da estação chuvosa na região.

5.1.8 Considerações gerais sobre os resultados das coletas de macroinvertebrados bentônicos nas microbacias estudadas

Na tabela 42 estão listadas as unidades taxonômicas coletadas nos córregos das microbacias monitoradas no presente estudo e os respectivos usos do solo.

Os resultados das coletas de macroinvertebrados bentônicos caracterizam as microbacias nas condições atuais de uso do solo. Conforme o objetivo inicial do estudo, nas microbacias com floresta plantada os grupos identificados podem ser utilizados como referência para a continuidade do monitoramento.

De acordo com Cranston (1996) citado por Fagundes (1997), o monitoramento da qualidade da água como indicador da saúde da microbacia deve incluir, além de variáveis físicas e químicas, as respostas biológicas do ambiente aos impactos das atividades de uso da terra.

Considerando a comunidade de macroinvertebrados bentônicos, Johnson, (1995) cita que os principais agentes poluidores que podem ter efeito sobre estes organismos são a matéria orgânica, o enriquecimento do meio com nutrientes e a acidificação. No que diz respeito ao enriquecimento do meio com nutrientes, nitrogênio e fósforo são variáveis associadas aos processos de eutrofização, e tem relação, no meio florestal, principalmente com as atividades de adubação (BRINKLEY, 1999).

Verificou-se no presente estudo, a possível relação entre algumas variáveis físicas e químicas e a composição das comunidades. Os valores destas variáveis estiveram relacionados tanto a características naturais do regime de vazão dos córregos, como a condutividade e as concentrações de oxigênio e de matéria orgânica, como a fatores do manejo do solo, neste caso, a temperatura e a concentração de sedimentos nas microbacias cujo uso do solo é a pastagem.

Sugere-se, a partir destes resultados, e também considerando os possíveis efeitos das operações florestais sobre o sistema aquático, que outras variáveis sejam somadas àquelas

já selecionadas para atender ao critério que diz respeito à manutenção do equilíbrio dinâmico do ecossistema aquático. Estas variáveis são as concentrações de nitrogênio, de fósforo e de sedimentos em suspensão, já selecionadas como indicadoras dos processos hidrológicos nas microbacias, e ainda as concentrações de oxigênio, de matéria orgânica, o pH e a temperatura da água.

Tabela 42 – Unidades taxonômicas coletadas nas diferentes localidades e usos do solo

	Itatinga - SP floresta plantada	Imperatriz - MA floresta nativa	Imperatriz - MA pastagem	Imperatriz - MA floresta plantada	Alagoinhas - BA floresta plantada	Guaíba - RS floresta plantada	Guaíba - RS pastagem
DIPTERA							
Ceratopogonidae	x	x	x	x		x	x
Chaoboridae		x					
Chironomidae	x	x	x	x	x	x	x
Culicidae		x	x	x	x		
Dixidae		x			x		x
Ephydriidae			x	x			
Stratiomyidae			x	x			
Tabanidae	x	x	x			x	x
Tipuliidae	x	x		x	x	x	x
Sciozymidae	x						
Simuliidae	x	x				x	x
Psychodidae			x				
EPHEMEROPTERA							
Caenidae	x	x				x	x
Leptophlebiidae	x	x	x	x	x	x	x
Baetidae	x	x	x		x	x	x
Polymitarcyidae		x					
ODONATA							
Coenagrionidae	x	x	x	x	x	x	x
Gomphidae	x	x	x		x	x	x
Libellulidae	x	x		x		x	x
Aeshnidae				x		x	x
Calopterygidae	x					x	x
Cordulegastridae		x			x		
Corduliidae		x	x		x	x	

Tabela 42 – Unidades taxonômicas coletadas nas diferentes localidades e usos do solo

	Itatinga - SP floresta plantada	Imperatriz - MA floresta nativa	Imperatriz - MA pastagem	Imperatriz - MA floresta plantada	Alagoinhas - BA floresta plantada	Guaíba - RS floresta plantada	Guaíba - RS pastagem
TRICHOPTERA							
Hydropsychidae	x	x			x	x	x
Odontoceridae	x	x			x	x	
Glossosomatidae	x			x		x	x
Helicopsychidae					x		
COLEOPTERA							
Hydrophilidae	x	x	x	x		x	x
Chrysomelidae			x	x			
Dryopidae		x				x	
Dytiscidae	x		x	x		x	x
Noteridae		x					
Amphizoidae		x					
Elmidae	x				x		x
Gyrinidae						x	x
Hydraenidae	x						
Ptilodactylidae		x				x	
Staphylinidae	x	x					
Scirtidae		x	x	x		x	x
HEMIPTERA							
Pleidae	x						
Belostomatidae	x						
Corixidae		x	x				
Gerridae		x	x	x			x
Herbridae	x						
Mesoveliidae	x						x
Naucoridae	x	x		x			
Veliidae		x	x	x		x	x
Notonectidae		x					

Tabela 42 – Unidades taxonômicas coletadas nas diferentes localidades e usos do solo

	Itatinga - SP floresta plantada	Imperatriz - MA floresta nativa	Imperatriz - MA pastagem	Imperatriz - MA floresta plantada	Alagoinhas - BA floresta plantada	Guaíba - RS floresta plantada	Guaíba - RS pastagem
PLECOPTERA							
Gripopterygidae	x					x	x
Perlidae	x				x	x	x
LEPIDOPTERA							
Noctuidae		x					
Pyalidae	x	x					
COLLEMBOLA							
Isotomidae	x	x	x			x	
Poduridae			x				
CRUSTACEA							
Decapada		x	x	x	x	x	x
Gamariidae	x					x	x
ANNELIDA							
Oligochaeta	x	x	x	x			
HIRUDINEA							
Glossiphoniidae	x	x		x			
ARACHNIDA							
Hydracarina	x	x	x		x	x	x
Pisauriidae		x					
MOLLUSCA		x					
NEMATODA							
Rhabditidae	x	x		x			
TURBELLARIA							
Planariidae	x						x
Blattaria		x			x		

Um aspecto a ser destacado na composição das comunidades nas microbacias diz respeito à localização das microbacias em diferentes latitudes, fator que pode limitar a ocorrência de algumas unidades taxonômicas. Neste estudo, famílias consideradas de grande sensibilidade a alterações no meio aquático, como Perlidae e Gripopterygidae tiveram presença registrada nas microbacias do Rio Grande do Sul, São Paulo e Bahia. Já nas microbacias de Imperatriz estes grupos não ocorreram nas coletas realizadas. Destaca-se que do ponto de vista das condições de preservação das microbacias, a microbacia com floresta nativa localizada em Imperatriz pode ser considerada a mais próxima das condições naturais. Apresentando 85% da área com floresta nativa é a que sofreu a menor perturbação em relação às demais.

De acordo com Kempton (1979), a distribuição de abundância de espécies é freqüentemente uma medida mais sensível de distúrbio ambiental do que a riqueza de espécies somente. Em relação aos índices de diversidade, de acordo com Carvalho (2004), o princípio que suporte estes índices é o de que ambientes não perturbados serão caracterizados por uma alta diversidade ou riqueza e uma distribuição homogênea de indivíduos entre as espécies encontradas, ou seja, uma alta equidade.

Entre as microbacias monitoradas no presente estudo, os maiores valores dos índices de diversidade de Shannon e também de equidade foram observados na microbacia com floresta plantada de eucalipto localizada em Itatinga – SP, embora os maiores valores de riqueza taxonômica tenham sido registrados para a microbacia com floresta nativa localizada em Imperatriz – MA.

Nas microbacias em que foi possível uma comparação entre os resultados, que são aquelas cujo uso do solo é a pastagem e a floresta plantada em Imperatriz – MA, e aquelas com floresta plantada e campo natural de pastagem manejado em Guaíba – RS, algumas inferências podem ser feitas a partir dos índices qualitativos.

Em termos comparativos entre os usos do solo, pode-se inferir, a partir dos resultados, que a microbacia com pastagem localizada em Imperatriz, nas atuais condições de manejo, oferece piores condições para a comunidade bentônica quando comparada àquela com floresta plantada de eucalipto. Este resultado pode ser verificado tanto visualmente, pelo assoreamento do córrego e pisoteio dos animais, como pelos índices quantitativos. Nestas microbacias os valores de equidade e riqueza foram maiores e com

menores variações entre as coletas na microbacia com floresta plantada de eucalipto em relação àquela com pastagem. O valor de equidade 1, observado na última coleta no córrego da microbacia com pastagem ocorreu em consequência do baixo valor de riqueza e densidade: dois organismos e duas unidades taxonômicas. Por outro lado, o índice de diversidade de Simpson, que é classificado como uma medida de dominância, pois a abundância da espécie mais comum é valorizada apresentou valor zero nesta coleta, resultado mais condizente com a riqueza e a abundância registradas nesta data.

A utilização de índices quantitativos para as condições do presente estudo deve ser interpretada com cautela. A identificação até o nível de família certamente subestimou os valores de diversidade, considerando cada família registrada, neste caso, foi considerada representada por uma só espécie.

Nas microbacias com floresta plantada de eucalipto e com campo natural de pastagem manejado localizadas no Rio Grande do Sul os índices quantitativos não tiveram valores discrepantes, o que indica uma semelhança entre as comunidades de macroinvertebrados dos córregos das duas microbacias. Por outro lado, a abundância relativa das unidades taxonômicas considerando o conjunto dos resultados mostra diferenças em relação às duas microbacias no que se refere à dominância de Chironomidae em relação às demais unidades taxonômicas. Estes resultados podem ser visualizados nas Figuras 64 e 65 onde estão os valores de abundância relativa para as unidades taxonômicas coletadas nas nos córregos das microbacias com floresta plantada de eucalipto e campo natural de pastagem manejado em Guaíba – RS, englobando os resultados de todas as coletas.

Figura 64 - Abundância relativa das unidades taxonômicas coletadas na microbacia com floresta plantada de eucalipto em Guaíba, RS.

Figura 65 – Abundância relativa das unidades taxonômicas coletadas no córrego da microbacia com campo natural de pastagem manejado em Guaíba, RS.

Entre os dois índices utilizados, os resultados foram variáveis, sendo que para algumas coletas os resultados podem levar a interpretações diferentes em relação ao estado de equilíbrio dinâmico do ecossistema indicado pela comunidade de macroinvertebrados.

Na coleta de julho de 2002 quando foi registrado um dos maiores valores de riqueza e de diversidade de Shannon e de equidade, o índice de Simpson teve o menor valor.

Carvalho (2004) destaca que a extrapolação de um índice para diferentes regiões requer ajustes em seus valores, de acordo com as diferentes condições climáticas e ambientais e que o conhecimento da resposta dos táxons a diferentes fatores é necessário para que se possa separar os efeitos da poluição dos efeitos de variáveis naturais que afetam a estrutura da comunidade.

No presente estudo, as diferenças entre as condições climáticas e o regime de vazão certamente têm influência sobre a comunidade bentônica, de forma que as comparações entre os ambientes estudados com base nos índices quantitativos não permite comparações entre as localidades. Entretanto, eles podem ser considerados uma referência para comparações após a realização de atividades de manejo, sendo que os valores podem ser considerados válidos para as microbacias para os quais foram calculados ou para as mesmas condições de regime de vazão nas respectivas localidades.

5.2 Seleção de variáveis físicas e químicas como potenciais indicadores do funcionamento hidrológico e da eficiência do manejo florestal

De acordo com o conceito de microbacia hidrográfica (Lima 1996), do ponto de vista hidrológico, as bacias hidrográficas são classificadas em grandes ou pequenas não com base em sua superfície total, mas nos efeitos de certos fatores dominantes na geração do deflúvio. Define-se microbacia como sendo aquela cuja área é tão pequena que a sensibilidade a chuvas de alta intensidade e às diferenças de uso do solo não é suprimida pelas características da rede de drenagem. De acordo com este conceito, a utilização da microbacia como unidade para o monitoramento da eficiência do manejo florestal é adequada, pois permite que as alterações nas variáveis físicas e químicas da água possam ser associadas a dois fatores distintos: chuvas de alta intensidade, que provocam alterações naturais nestas variáveis, e uso do solo, que representa um potencial causador de impacto sobre o funcionamento hidrológico da microbacia. Este uso do solo, aqui representado pelas operações de manejo florestal, é o componente monitorado por meio das variáveis selecionadas. Idealmente, a identificação destes impactos se daria por meio da comparação entre os resultados do monitoramento em uma microbacia submetida a operações florestais e uma testemunha. Neste estudo, como não se dispõe de microbacias testemunha, é discutida a identificação destes impactos por meio das alterações nas variáveis que caracterizam os cursos d'água das microbacias.

De acordo com Di Stefano (2003), em muitas situações, a diferenciação entre significância estatística e importância ecológica pode ser visualizada por meio do cálculo de intervalos de confiança em torno de efeitos já observados em determinados tratamentos. Os intervalos de confiança foram utilizados por Câmara (1999) para selecionar variáveis físicas e químicas da água que pudessem indicar os efeitos das operações de colheita da madeira na microbacia localizada em Itatinga – SP, que faz parte do presente estudo. Utilizando resultados de análises de água realizados em um período de seis anos de monitoramento da floresta plantada adulta, com cerca de 50 anos e há 17 anos sem passar por atividades silviculturais, o autor estimou intervalos de confiança para 10 variáveis: pH, condutividade elétrica, cor, turbidez, concentrações de sedimentos em suspensão, de cálcio, de potássio, de magnésio, de ferro e de sódio no córrego da microbacia. Estes intervalos foram comparados aos resultados obtidos

durante o primeiro ano após a colheita florestal e as variáveis que estiveram fora destes intervalos foram consideradas bons indicadores da eficiência das operações de manejo florestal. As variáveis selecionadas pelo autor foram turbidez, condutividade elétrica, sedimentos em suspensão e magnésio. Oki (2002), em estudo sobre o efeito do corte raso de *Pinus taeda* em uma microbacia localizada no Estado do Paraná, considerou como bons indicadores para monitoramento da qualidade do manejo florestal as variáveis cor, turbidez e sedimentos em suspensão.

Vital (1996), em estudo sobre os efeitos da colheita da madeira sobre aspectos físicos e químicos da água em uma microbacia localizada no Vale do Paraíba, verificou que entre os principais efeitos desta operação, em termos das variáveis que caracterizavam o curso d'água, foram aumentos na condutividade, na cor e na turbidez durante o primeiro ano após a colheita.

A possibilidade de associação entre estas variáveis e as atividades de manejo constituem um importante atributo de um indicador hidrológico para o monitoramento de florestas plantadas na escala da microbacia hidrográfica.

Hornbeck & Kochenderfer (2000) descreveram os principais efeitos da colheita da madeira em florestas temperadas sobre os ecossistemas lóticos. Os autores citaram como principais impactos a erosão e a sedimentação dos cursos d'água e a lixiviação de nutrientes. Dependendo do tipo e extensão do distúrbio causado, que no caso das microbacias estudadas pelos autores estava relacionado à área total de colheita, e à distribuição destas áreas ao longo da microbacia, a taxa de produção de sedimentos será maior logo após a colheita e durante os estádios iniciais de crescimento da floresta. Segundo Hornbeck & Kochenderfer (2000) a utilização de práticas que evitem a compactação do solo pode reduzir significativamente a produção de sedimentos em suspensão nos cursos d'água.

Com relação ao outro impacto destacado por Hornbeck & Kochenderfer (2000), que diz respeito à lixiviação de nutrientes após a colheita da madeira, os autores destacam que imediatamente após a colheita, ou ainda no estágio inicial de crescimento da floresta, a lixiviação de cátions básicos e nitrogênio do solo para os cursos d'água atinge o máximo. Tais aumentos se dão devido ao aumento no processo de nitrificação no solo, aumento na decomposição estimulado pelo aumento na temperatura do solo e ausência da vegetação que incorpore estes nutrientes na biomassa.

Oki (2002) em estudo sobre os efeitos do corte raso de *Pinus* em microbacias pareadas localizadas no Estado do Paraná, Município de Arapoti, verificou aumentos

significativos nas concentrações de potássio e sódio no córrego da microbacia submetida ao corte raso em relação ao córrego da microbacia testemunha durante o primeiro ano após o corte da floresta.

Entre as microbacias monitoradas no presente estudo, dispõe-se de resultados de monitoramento de variáveis químicas da água antes e após a colheita da madeira apenas para as microbacias localizadas no Rio Grande do Sul, em São Paulo e na Bahia. Estes serão discutidos separadamente a seguir, devido às diferentes características ambientais, já que as mesmas encontram-se em diferentes condições edafoclimáticas.

5.2.1 Variáveis selecionadas a partir dos resultados do monitoramento da microbacia de Itatinga - SP

De acordo com o teste comparativo realizado entre os resultados dos dois períodos, ou seja, 6 anos anteriores à colheita da madeira e 1 ano após esta atividade, ocorreu um aumento significativo nos valores médios de concentração de potássio, de concentração de sedimentos em suspensão e de turbidez.

Em termos médios, de acordo com estudos realizados anteriormente nesta microbacia (CAMARA e LIMA,1999), observou-se que durante todo o primeiro ano após a colheita a microbacia esteve mais sensível ao processo de erosão, o que resultou em valores mais elevados de concentração de sedimentos e de turbidez no curso d'água ao longo do ano. Estes resultados podem ser visualizados nas Figuras 66 e 67, onde são comparados os intervalos de confiança estimados para as variáveis turbidez e sedimentos em suspensão registrados antes da colheita e os valores registrados após esta operação de manejo.

Figura 66 – Estimativa do intervalo de confiança para os valores de turbidez com a microbacia recoberta com floresta adulta (-) e valores observados no primeiro ano após a colheita da madeira (?). Microbacia da Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga – SP. (CÂMARA e LIMA, 1999)

Os valores mais elevados de sedimentos em suspensão em relação ao período anterior ao corte, conforme pode ser visualizado na Figura 68, resultaram em um aumento de 57% na produção anual de sedimentos no primeiro ano após a colheita em relação aos totais gerados nos 6 anos anteriores (resultados ilustrados na Figura 63).

Figura 67 – Estimativa do intervalo de confiança para valores de sedimentos em suspensão com a microbacia recoberta com floresta adulta (-) e valores observados no primeiro ano após a colheita da madeira (?). Microbacia da Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga – SP. (CÂMARA e LIMA, 1999)

Figura 68 – Estimativa da perda anual de sedimentos em suspensão em uma microbacia recoberta com floresta plantada de eucalipto (1991 a 1997) e no primeiro ano após a colheita da madeira (1997 a 1998). Microbacia experimental da Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga – SP (CÂMARA et al. 2000)

Outras duas variáveis tiveram reduções significativas em termos de resultados médios após a colheita: a condutividade elétrica e concentração de cálcio.

Considerando o conjunto de dados referente ao período em que a microbacia encontrava-se com cobertura florestal, foi constatada uma correlação negativa entre os valores de deflúvio e das variáveis concentração de sedimentos em suspensão e pH.

Já o resultado da correlação de Spearman entre o deflúvio e as variáveis físicas e químicas englobando conjuntamente os períodos anterior e posterior à colheita, não mostrou correlação entre qualquer uma das variáveis e o deflúvio.

Considerando que a modificação na cobertura do solo causada pela colheita florestal pode alterar as condições de infiltração de água, que por sua vez pode modificar o processo de geração do escoamento direto causado por uma chuva, normalmente, há a tendência de aumento do escoamento superficial. De acordo com O'Loughlin (1981), o escoamento superficial está associado ao transporte de nutrientes depositados em uma camada superficial do solo, destacando-se o fósforo e o potássio, ligados à matéria orgânica. Esta alteração pode estar associada aos incrementos na concentração de potássio. Da mesma forma, o aumento nas taxas de sedimento e dos valores de turbidez refletem um aumento no processo de escoamento superficial após a retirada da cobertura florestal.

Também as reduções nas concentrações de cálcio e nos valores de condutividade elétrica indicam uma alteração no funcionamento hidrológico da microbacia após esta operação.

Um aspecto importante na composição química de córregos é a contribuição da água do lençol freático para as águas superficiais (BUBEL & CALIJURI 2001). A água que percola através da zona não saturada irá, com o tempo, ser incorporada à água superficial. Esta interface entre a água do lençol freático e a água superficial exerce influência na dinâmica do fluxo de nutrientes e materiais. Para Leite et al. (1999), citado por Bubel & Calijuri (2001), as interações bioquímicas ocorrem onde a água fica armazenada, ou seja, apresenta maior tempo de residência. Como o fluxo superficial é mais rápido que o de base, é neste último que a água realiza a maior parte das trocas químicas que determinarão suas características.

Esta interface entre a água do lençol freático e a água superficial, denominada zona hiporreica (Agnhingan apud Nomazzi et al (1999) citados por Bubel & Calijuri (2001) é alimentada pela água que percola no solo ao longo de toda a microbacia, de forma que ocorre uma interação entre esta zona e a cobertura florestal das áreas adjacentes. A floresta circunvizinha favorece a infiltração de água no solo, de sorte que

a zona hiporreica representa uma importante contribuição na geração do deflúvio, especialmente nas épocas secas.

Com a retirada da cobertura florestal e o aumento do escoamento direto, ocorre um aumento da contribuição deste último na geração do deflúvio. A redução na condutividade elétrica após o corte da floresta pode ser interpretada como um indicador desta alteração. Quem determina a condutividade são as substâncias presentes na água, que se dissociam em ânions e cátions. Quanto maior for a concentração de íons, como cálcio, ferro, magnésio, sódio, etc. na água, maior deverá ser sua condutividade. A redução nos valores de condutividade observados em termos médios no primeiro ano após o corte em relação ao período anterior, assim como das concentrações de cálcio podem ter refletido uma redução do tempo de permanência da água na microbacia. Provavelmente pode ter havido uma alteração na contribuição da zona hiporreica na geração do deflúvio em relação ao escoamento direto, como consequência da alteração na cobertura do solo.

Em relação à variável sedimentos em suspensão como indicador do funcionamento hidrológico da microbacia, vale destacar, como resultados do presente estudo para a microbacia localizada em Itatinga – SP, a correlação negativa entre esta variável e o deflúvio no período anterior à colheita da floresta. De acordo com Douglas & Swank (1975) citados por Anido (2001), os sedimentos orgânicos predominam em áreas naturais, diferenciando-se dos sedimentos inorgânicos, que geralmente refletem ações erosivas derivadas de atividades antrópicas. A microbacia localizada em Itatinga – SP apresentava, anteriormente à colheita florestal, sob alguns aspectos, características semelhantes a uma floresta natural. Entre estas podemos destacar uma espessa serapilheira, proporcionando boa cobertura ao solo em toda a área. Nas adjacências do córrego, a composição florística característica da zona ripária, que foi mantida após o corte, que proporcionava estabilidade às margens além de material orgânico, composto por folhas e pequenos galhos. Este cenário proporcionava grande proteção ao curso d'água em relação à entrada de sedimentos provenientes de erosão, processo este também dificultado pela cobertura de serapilheira ao longo da bacia. Estas condições podem ter garantido uma proporção significativa de sedimentos orgânicos em relação ao total de sedimentos em suspensão. A redução na concentração de sedimentos em suspensão com a redução do deflúvio, durante o período anterior à colheita da madeira, pode estar relacionada com esta fração orgânica. Períodos mais secos, sem picos de vazão, favorecem o acúmulo de material orgânico no leito, que se decompõe em

partículas menores. A análise visual do córrego, especialmente na região próxima ao vertedor, onde a velocidade do fluxo de água se torna reduzida, permitiu identificar uma camada de material orgânico fino recobrendo o substrato, especialmente nas regiões próximas às margens. O resultado semelhante observado para a variável pH pode estar relacionado a estas condições, já que os processos de decomposição da matéria orgânica propiciam condições para a redução do pH em água. De acordo com Esteves (1998), ecossistemas aquáticos que apresentam mais freqüentemente valores baixos de pH têm elevadas concentrações de ácidos orgânicos dissolvidos, podendo estes ser de origem alóctone e autóctone.

Com a inserção dos dados obtidos durante o primeiro ano após a colheita as correlações entre o deflúvio e a concentração de sedimentos em suspensão bem como com a turbidez não foram mantidas, indicando uma possível alteração no funcionamento hidrológico da microbacia. Este resultado destaca, mais uma vez, estas variáveis como bons indicadores da eficiência das operações de manejo florestal.

De acordo com os resultados comparativos entre os dois períodos de monitoramento na microbacia de Itatinga – SP (período com cobertura florestal e primeiro ano após a colheita da madeira, com a preservação da vegetação da área de preservação permanente), destacaram-se, entre o conjunto de variáveis monitoradas, a turbidez, a concentração de sedimentos em suspensão, a condutividade elétrica, as concentrações de potássio e de cálcio como potenciais indicadores da eficiência do manejo florestal para as condições edafoclimáticas desta microbacia.

5.2.2 Variáveis selecionadas a partir do monitoramento das microbacias com floresta plantada e pastagem na região de Guaíba, RS

Para as condições de solo e clima da região de Guaíba – RS, foi observada a redução significativa nas concentrações de cálcio, fósforo e potássio e nos valores de pH no período após a colheita da madeira. De acordo com estes resultados, a cobertura florestal nesta microbacia com solo arenoso de baixa fertilidade, representava uma importante variável relacionada à entrada de nutrientes ao sistema aquático.

As concentrações de oxigênio tiveram aumento significativo durante o primeiro ano de crescimento da floresta, resultado condizente com o aumento do deflúvio neste período. As demais variáveis (condutividade elétrica e turbidez) não apresentaram variações significativas entre os dois períodos, considerando valores médios mensais.

Entretanto, em termos de resultados pontuais, pode ser observado um pico no valor de turbidez meses após o preparo do solo e plantio (Figura 39).

Em relação aos resultados do teste de correlação entre as variáveis físicas e químicas e o deflúvio da microbacia, mesmo considerando o conjunto total de dados, englobando os períodos em que a microbacia estava recoberta com a floresta plantada, e após a colheita da madeira, as correlações entre as variáveis físicas e químicas e o deflúvio da microbacia mantiveram-se significativas.

Vale destacar as correlações negativas, indicando um incremento nos valores das variáveis magnésio, cálcio, potássio e condutividade com a redução da vazão e menor diluição destes elementos nos córregos. Este comportamento está associado à redução na vazão e na velocidade da água durante os períodos secos, quando ocorre acúmulo de material orgânico no leito. Já a variável oxigênio dissolvido tem correlação positiva com a vazão nas diferentes situações de cobertura do solo, pois diferentemente das demais variáveis, esta última tem suas concentrações diretamente dependentes do volume e da velocidade da água disponível.

Deve-se considerar, nesta localidade, que efeitos ambientais, como a torrencialidade das chuvas e aspectos geomorfológicos, que se refletem no tamanho e na declividade das microbacias, propiciam respostas mais intensas à precipitação. Os processos erosivos que provocam solapamento dos taludes podem ser observados ao longo dos córregos, mas de forma mais intensa na microbacia com pastagem, conforme pode ser visualizado na Figura 6. Considerando que este é um fenômeno característico da região, indicadores de escala meso, ou seja, indicadores de condições ambientais da microbacia, como o tamanho e o estado de conservação da mata ciliar assumem grande importância, aspecto este já destacado por Lutzemberguer et al. (1996). De acordo com estes autores, em situações de grandes enxurradas, a zona de cabeceira dos córregos pode ter sua estrutura física profundamente modificada se a capacidade de retenção hídrica do entorno estiver prejudicada. Estas alterações irão refletir-se ao longo da bacia hidrográfica, uma vez que ocorre expansão da zona de erosão, com acréscimo de material particulado sendo carregado para as zonas mais baixas, promovendo assoreamento nas regiões de meandros. Estes aspectos possivelmente se sobrepõem aos efeitos do uso do solo, de forma a tornar difícil a detecção dos impactos por meio das variáveis de qualidade da água. Por outro lado, a intensidade das operações silviculturais e a frequência da realização das colheitas pode contribuir para o processo de erosão nesta localidade.

Em termos de identificação dos efeitos do manejo, pode-se afirmar, com base nos resultados, que a variável turbidez mostrou-se mais sensível à colheita e ao preparo do solo, apresentando o maior valor observado durante todo o período de monitoramento após este período.

Em termos comparativos entre as microbacias com os dois usos do solo – floresta plantada e campo natural de pastagem manejado, a temperatura da água no córrego desta última manteve-se, durante todo o período de monitoramento, superior em relação à microbacia com floresta plantada de eucalipto, o que provavelmente reflete o efeito da conservação da vegetação ciliar

Já a variável oxigênio dissolvido mostrou uma correlação positiva com a quantidade de água dos córregos, mantendo o mesmo comportamento independentemente das operações de manejo.

Nas microbacias do Rio Grande do Sul, especificamente para a região das microbacias monitoradas, destaca-se a necessidade de inserção da variável sedimentos em suspensão, na escala micro, assim como dos picos de vazão, que estão diretamente relacionados com a capacidade de infiltração da água no solo. Nas Figuras 63 e 64 estão ilustradas as respostas das duas microbacias em termos de picos de vazão, a uma chuva de 143 mm ocorrido em 14 de maio de 1998. Observa-se que a microbacia com cobertura florestal apresenta um pico mais suave, e com maior tempo de resposta, condizente com uma melhor condição de permeabilidade e percolação de água no solo. Para as condições regionais, onde ocorrem chuvas intensas, latossolo vermelho amarelo, com textura predominantemente arenosa, e declividade acentuada, estas condições de infiltração devem ser mantidas durante as operações de manejo florestal, de forma que o uso do solo não seja um fator a se somar ao processo de erosão, característico da região.

Entre as variáveis físicas e químicas, destacaram-se como indicadoras do funcionamento hidrológico da microbacia a turbidez, que apresentou uma resposta pontual após o preparo do solo, e as concentrações de oxigênio dissolvido, por sua estreita ligação com o volume de água do córrego, as concentrações de cálcio, de potássio, de fósforo, e o pH devido às alterações nestas variáveis após o manejo florestal relativamente ao período anterior às intervenções. Ao nível da paisagem, um indicador visual a ser destacado para a região é a extensão e

conservação da mata ciliar, cujo efeito foi verificado pelas diferenças de temperatura da água entre as microbacias e pela maior estabilidade das margens do córrego com floresta plantada e em relação à microbacia manejada para pastagem

Figura 69 – Pico de vazão gerados na microbacia com floresta plantada de eucalipto após uma chuva de 143 mm. Guaíba - RS

Figura 70 – Pico de vazão gerados na microbacia com campo natural de pastagem após uma chuva de 143 mm. Guaíba, RS

5.2.3 Seleção de variáveis a partir do monitoramento da microbacia com floresta plantada localizada em Alagoinhas, BA

Entre as variáveis monitoradas na microbacia de Alagoinhas, BA não foi observada alteração que pudesse ser associada ao corte raso da floresta. Este resultado pode ser atribuído a algumas características do uso do solo e das características edafoclimáticas e topográficas.

De acordo com as análises de correlação entre as variáveis físicas e químicas de qualidade da água, estas últimas apresentam-se estáveis a despeito das alterações na quantidade de água (deflúvio). Estes resultados refletem alguns aspectos, como bom estado de conservação da área de preservação permanente, alta capacidade de infiltração e percolação da água no solo e, conseqüentemente, menores picos de vazão.

A microbacia possui 125 ha, dos quais 80 (64% da área) são ocupados com a floresta plantada de eucalipto. Os demais 36% permanecem como área de preservação permanente, que ocupa não apenas a cabeceira e as margens do riacho como também porções mais elevadas onde ocorrem áreas de maior pedregosidade. Outro aspecto importante diz respeito à geomorfologia e à pedologia local.

A paisagem é dominada pelos chamados “tabuleiros”, que são regiões elevadas e planas entre vales de drenagem. Nos tabuleiros, onde normalmente é feito o cultivo de eucalipto na região, os solos são bastante intemperizados, ácidos e com profundidades superiores a 1,8m. Estes solos se desenvolveram a partir de sedimentos trabalhados originados de depósitos terciários (STAPE, 2002). O solo da microbacia apresenta estas características e pode ser classificado como areia quartzosa. Apresenta textura predominantemente arenosa (98% de areia e 2% de argila). Estas condições favorecem a infiltração de água no solo, de forma que o processo de geração de deflúvio na microbacia é dominado pelo escoamento de base. Embora entre as variáveis monitoradas não tenha sido possível a seleção de indicadores de eficiência do manejo florestal, possivelmente devido ao baixo potencial de impacto da colheita sob as condições acima descritas, outras variáveis de aplicação na escala micro são de fundamental importância nesta microbacia: trata-se das variáveis associadas à ciclagem geoquímica. Os solos pobres sugerem a necessidade do monitoramento do balanço geoquímico de forma a garantir a produtividade do local por meio de medidas de manejo adequadas às condições locais. Os resultados do balanço geoquímico da microbacia referente ao ano de 2003 mostra resultados positivos para os nutrientes

potássio, cálcio e magnésio, que apresentaram valores em Kg ha^{-1} de 1,78, 17,80 e 2,32, respectivamente. Entretanto, o fósforo apresenta valores bastante baixos, conforme pode ser visualizado na Tabela 31, permanecendo, na maioria das análises, abaixo do limite de detecção, tanto nas amostras de água da chuva como do deflúvio.

Nesta região pode-se destacar também a importância do indicador balanço hídrico na microbacia. De acordo com o diagrama climático do balanço hídrico regional (Figura 11), a região apresenta um déficit hídrico nos meses de outubro a março. A evapotranspiração potencial anual para a região, de acordo com o método de Thorntwaite & Mather (1955) é de 1245,73 mm. Os valores calculados pelo método do Balanço de Massa para a microbacia de monitoramento estão na Tabela 43, considerando o ano hídrico de janeiro a dezembro.

Tabela 43 – Balanço hídrico anual estimado pelo método do balanço de massa para a microbacia com floresta plantada de eucalipto de Alagoinhas - BA

Ano	P (mm/ano)	Q (mm/ano)	ET (mm/ano)	ET (%)
1997	1159	25	1134	98
1998	993	19	975	98
1999	1411	21	1390	99
2000	1422	34	1388	98
2001	999	30	969	97
2002	824	31	793	96

Legenda:

P = precipitação

Q = deflúvio

ET = evapotranspiração

Observou-se que as maiores taxas de evapotranspiração ocorreram no ano de colheita e no ano subsequente a esta. Nos anos posteriores a evapotranspiração retornou aos níveis registrados no período anterior ao corte. Salienta-se que a evapotranspiração engloba processos distintos: evaporação da água do solo e da água interceptada pela vegetação, e também a transpiração. A radiação intensa da região favorece ambos os processos. Após a colheita das árvores a microbacia permaneceu, durante o ano de corte e no seguinte, coberta predominantemente por vegetação rasteira, que normalmente apresenta transpiração diretamente proporcional à quantidade de radiação disponível.

Durante todo o período de monitoramento que engloba os resultados apresentados no presente estudo, o córrego apresentou vazão contínua, mesmo nos anos de menor precipitação. Entretanto, considerando o alto coeficiente inter-anual de variação da precipitação na região de Alagoinhas, e os aspectos climáticos locais, especialmente a radiação, o monitoramento da variável balanço hídrico é de grande importância para o planejamento das atividades florestais na região.

5.2.4 Caracterização dos sistemas aquáticos das microbacias localizadas em Imperatriz – MA. Potenciais indicadores para o monitoramento do manejo florestal

De acordo com as variáveis físicas e químicas, os sistemas aquáticos das três microbacias monitoradas na região norte apresentam-se diferentes, podendo-se inferir que ocorre uma influência do uso do solo e também do regime de vazão nas microbacias sobre o ecossistema aquático.

Observa-se que para os indicadores nitrogênio (representado pelo nitrato), a turbidez e sedimentos em suspensão, a microbacia com floresta nativa apresenta valores inferiores aos demais usos do solo. O teste comparativo mostra valores significativamente superiores na microbacia com cultivo de eucalipto para as variáveis turbidez, sedimentos em suspensão, nitrogênio (nitrato) e fósforo total. Embora este resultado possa destacar o valor destas variáveis como indicadoras para o monitoramento das microbacias, deve-se levar em consideração uma característica do regime de vazão que diferencia estas microbacias: o caráter intermitente da microbacia com cultivo de eucalipto.

De acordo com a análise de correlação entre as variáveis físicas e químicas e a vazão das microbacias, na microbacia com floresta secundária não foi observada qualquer correlação significativa entre as variáveis, indicando um funcionamento hidrológico bastante estável, com baixa resposta aos eventos de chuva.

Para a microbacia com cultivo de eucalipto, foram observadas correlações positivas entre a vazão e as concentrações de nitrato, de fósforo e com a cor. As correlações entre a vazão, o nitrato e o fósforo podem estar associadas ao escoamento superficial, que leva à erosão do solo e ao incremento nas concentrações destes nutrientes. Por outro lado, não houve uma correlação positiva com a concentração de sedimentos. Este resultado pode estar associado a movimentação de nutrientes

depositados no sedimento do córrego. Levando –se em consideração que parte do sedimento fica exposta em algumas épocas do ano, ao longo dos períodos de baixa vazão e velocidade da água, após estes períodos de seca, quando a vazão retorna, os nutrientes ligados à matéria orgânica mineralizados durante o período de exposição do sedimento são disponibilizados na coluna d'água. Este comportamento também pode explicar a correlação positiva entre a vazão e a cor, variável associada à concentração de matéria orgânica. Ressalta-se que ao longo das coletas observou-se uma grande modificação no volume e na velocidade da água no córrego da microbacia com floresta plantada de eucalipto, que teve a vazão totalmente interrompida durante os meses de agosto a dezembro de 2002.

Apesar das diferenças em termos de concentração de nutrientes na água, a variável relacionada às condições de infiltração e percolação de água no solo, que é o pico de vazão, apresenta resultados semelhantes para as microbacias com floresta nativa e floresta plantada de eucalipto, de acordo com a análise visual das Figuras 65 e 66. Embora a vazão na microbacia com floresta nativa seja superior, o padrão de resposta à precipitação é semelhante. Já o maior volume de vazão é condizente com a área de contribuição da microbacia com floresta nativa, que é de 239 ha, enquanto a microbacia com floresta plantada tem uma área de contribuição de 80,9 ha.

Já a microbacia com pastagem apresentou correlação positiva entre a vazão e a turbidez. Observando-se o córrego ao longo das coletas, verificou-se grande quantidade de areia proveniente da pastagem, de forma que o aumento da turbidez possivelmente está associado a erosão do solo, sendo que os maiores sinais de erosão ocorrem em alguns pontos do córrego, cuja vegetação ciliar encontra-se bastante degradada devido à movimentação constante dos animais. Muchow & Richarson (2001) destacam que a zona ripária de fluxos d'água são intermitentes concentram valiosos recursos e condições de habitat, e sua proteção está diretamente relacionada com a estabilização dos canais e com a manutenção do habitat para a biota. Na microbacia com pastagem o estado de conservação da zona ripária já constitui um indicador, ao nível da paisagem, de limitações para a manutenção do equilíbrio dinâmico do ecossistema aquático.

Buscando identificar variáveis que caracterizassem o comportamento hidrológico diferenciado entre as microbacias com floresta nativa e com floresta plantada, os resultados do monitoramento das variáveis físicas e químicas foram comparados. Diferente da resposta em termos de picos de vazão, foram encontradas diferenças significativas entre as variáveis, conforme os resultados da Tabela 41.

Figura 71 – Variação na vazão das microbacias com floresta nativa e floresta plantada de eucalipto durante os eventos de precipitação de 73 mm ocorridos em 29 de janeiro de 2000 e de 42 mm, em 25 de janeiro de 2000 em Imperatriz, MA.

Figura 72 – Variação na vazão das microbacias com floresta nativa e floresta plantada de eucalipto durante um evento de precipitação de 142 mm ocorrido em 29 de março de 2000 em Imperatriz, MA.

De acordo com os resultados do monitoramento das microbacias de Imperatriz, MA, entre as variáveis monitoradas, as concentrações de nitrato, de fósforo total, de sedimentos em suspensão e também os valores de turbidez podem indicar um funcionamento hidrológico diferenciado entre as microbacias com floresta nativa e floresta plantada para as condições locais. Considerando que estas variáveis indicam

características distintas entre as microbacias, para a identificação de efeitos do manejo florestal na microbacia com floresta plantada em termos comparativos com a microbacia com floresta nativa, as variáveis que não apresentaram diferenças significativas, assim como os picos de vazão possivelmente são melhores indicadoras do que aquelas que apresentaram diferenças significativas entre as mesmas.

5.3 Seleção de variáveis indicadoras da manutenção da produtividade

O segundo critério para a escolha de variáveis para o monitoramento hidrológico das microbacias foi a manutenção da produtividade, ou potencial produtivo do solo.

Um dos efeitos ambientais da silvicultura extensiva com espécies florestais de rápido crescimento bastante questionado diz respeito à alta demanda de nutrientes do solo, tido como capaz de levar ao seu esgotamento ao longo das sucessivas rotações.

A ciclagem geoquímica de nutrientes em uma microbacia hidrográfica pode ser estimada pelo balanço entre a entrada de nutrientes via precipitação e a saída de nutrientes via deflúvio. Embora trate-se de uma estimativa, ela permite, ao longo do tempo, verificar as tendências em termos de disponibilidade de nutrientes, as limitações à produção em dado local, como também as necessidades de medidas que visem evitar a perda de nutrientes.

A geoquímica de uma microbacia está intimamente ligada à geologia, à geomorfologia, e à presença de aerossóis na atmosfera. A biogeoquímica, por outro lado, compreende não apenas os nutrientes presentes no solo, o suprimento dado pela precipitação mas também a vegetação e os nutrientes nela estocados. De posse das informações destes diferentes compartimentos, é possível estimar o consumo de nutrientes pela floresta, bem como fazer perspectivas futuras baseadas no balanço geoquímico, na quantidade de nutrientes do solo e na exportação de nutrientes pela colheita florestal.

No contexto dos indicadores da perpetuação do potencial produtivo do solo, as variáveis nitrogênio, fósforo, cálcio, magnésio, potássio e sedimentos em suspensão estão diretamente associados à manutenção da produtividade. As variáveis químicas são essenciais para a produção de fitomassa, enquanto os sedimentos em suspensão correspondem à perda de solo, que, conseqüentemente, acarretará na redução do potencial produtivo. Por meio do monitoramento da produção de água e das variáveis

acima citadas, é possível estimar o balanço geoquímico na microbacia, de forma que as variáveis nitrogênio, fósforo, cálcio, magnésio potássio e sedimentos em suspensão no contexto da ciclagem de nutrientes são expressas em densidade de fluxo (Kg ha^{-1}).

Poggiani (1981) destaca que a adoção de práticas silviculturais interfere no ciclo dos nutrientes, modificando-os. No caso das florestas de rápido crescimento, a retirada da fitomassa florestal de forma sistemática e por cortes rasos age como um elemento de desequilíbrio nutricional. Por outro lado, no manejo da floresta plantada a interação entre os ciclos de produção e a geoquímica local constitui um fator de adequação do manejo florestal, de forma a reduzir as perdas dos nutrientes disponíveis e estocados na biomassa.

Vital (1996), em estudo sobre a biogeoquímica de uma microbacia de 7 ha após o corte raso da floresta, verificou que a exportação da biomassa representou uma saída de 200,8 kg de nitrogênio, 52,8 kg de fósforo, 308,3 kg de cálcio e 7,4 kg de magnésio. Por outro lado, Vieira (1998), em estudo comparativo entre vegetação natural de cerrado e floresta plantadas de eucalipto de duas idades, verificou que há uma significativa quantidade de nutrientes transferidos por meio da decomposição da serapilheira produzida pelas diferentes coberturas florestais.

O monitoramento destas variáveis em termos do balanço geoquímico anual da microbacia permite identificar tendências ao longo dos sucessivos cultivos, e ainda a necessidade de práticas para a manutenção do potencial produtivo da microbacia, como a adoção de ciclos de produção mais longos, que viabilizam um maior retorno dos nutrientes estocados na biomassa florestal ao solo.

O monitoramento do balanço geoquímico permite uma visualização da ciclagem de nutrientes em termos de saída de nutrientes via deflúvio, norteando decisões no que diz respeito à idade correta para a realização da colheita, de forma a permitir o máximo retorno de nutrientes ao solo via deposição de serapilheira ou por meio da entrada via precipitação.

A estimativa da ciclagem geoquímica para as microbacias com floresta plantada de eucalipto localizada em Imperatriz, MA e Alagoinhas, BA, têm os resultados apresentados nas Tabelas 44 e 45.

Tabela 44 - Taxa de fluxo de nutrientes em kg ha^{-1} nas microbacias com floresta nativa e floresta plantada localizadas em Imperatriz, MA. Resultados médios dos anos de 1999 e 2000

	Microbacia com floresta nativa			Microbacia com floresta plantada		
	Entrada via precipitação	Saída via deflúvio	Balanço de nutrientes	Entrada via precipitação	Saída via deflúvio	Balanço de nutrientes
N	12,6	4,4	8,2	12,6	0,1	12,5
P	0,9	0,1	0,8	0,9	0,0	0,9
K	14,2	33,3	-19,1	14,2	0,4	13,8
Ca	13,7	25,8	-12,1	13,7	0,3	13,5
Mg	3,2	21,8	-18,6	3,2	0,1	3,1

Tabela 45- Taxa de fluxo de nutrientes em Kg ha^{-1} na microbacia com floresta plantada localizada em Alagoinhas, BA. Resultados referentes ao ano de 2003.

	Entrada via precipitação	Saída via deflúvio	Balanço de nutrientes
K	1,89	0,11	1,78
Ca	17,83	0,03	17,80
Mg	2,59	1,78	0,81

Para a microbacia com floresta plantada localizada em Itatinga – SP, onde foi realizada a colheita da madeira, foi possível estimar o balanço biogeoquímico para os nutrientes potássio, cálcio e magnésio. Nesta localidade, foi considerada como exportação via biomassa a quantidade de nutrientes estocados no lenho, que foi a parte retirada do campo para comercialização. Na Tabela 46 está a estimativa da ciclagem de nutrientes para esta microbacia.

Tabela 46 - Taxa de fluxo de nutrientes em Kg ha^{-1} na microbacia com floresta plantada localizada em Itatinga – SP para o período de setembro de 1991 a agosto de 1998.

	Entrada via precipitação	Saída via deflúvio	Saída com a biomassa	Balanço de nutrientes
K	19,4	7,43	68,41	-56,8
Ca	24,5	28,94	69,07	-73,51
Mg	10,92	16,12	36,13	-41,33

Mesmo com o balanço geoquímico positivo, como foi o resultado estimado para a microbacia com floresta plantada de Imperatriz – MA, a colheita representa uma importante saída de nutrientes da microbacia, como se observa para os valores do balanço biogeoquímico na microbacia localizada em Itatinga – SP. Nesta microbacia, a retirada da biomassa representou ainda um total de 80 Kg ha⁻¹ de nitrogênio e 10,3 Kg ha⁻¹ de fósforo.

Os resultados destacam a importância do monitoramento das variáveis nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio como indicadores da manutenção da produtividade da microbacia ao longo do tempo.

5.4 Considerações gerais sobre a utilização das variáveis selecionadas

Observa-se que os resultados são bastante variáveis entre as microbacias, inclusive entre aquelas localizadas na mesma região. É importante considerar esta diferença na amplitude de resultados, pois ela reflete diferentes fatores ambientais regionais e também o funcionamento hidrológico diferenciado entre as microbacias de acordo com o regime de vazão e o uso do solo.

Vale destacar ainda que para cada região foram selecionadas variáveis diferentes, o que permite inferir que não há um grupo de indicadores padrão a ser utilizado, nem tampouco valores que possam ser padronizados para diferentes localidades. Considerando que as variáveis foram selecionadas no presente estudo de acordo com o conjunto das análises de resultados e utilizando as informações disponíveis sobre as características ambientais de diferentes regiões, considera-se que o um grupo de variáveis englobando aquelas selecionadas nas diferentes regiões é adequado, de acordo com a proposta do presente estudo, para o monitoramento hidrológico das florestas plantadas.

Em condições de restrição ao monitoramento de todas as variáveis, pode-se hierarquizar algumas delas, por atenderem aos diferentes critérios. As variáveis fósforo e sedimentos em suspensão foram consideradas, no presente estudo, as primeiras a serem selecionadas em um sistema de monitoramento a ser implantado, por atenderem aos três critérios considerados. De igual importância é a concentração de oxigênio dissolvido, por se tratar de uma variável diretamente relacionada com a qualidade da água para a biota aquática.

Não foi objetivo deste estudo sugerir valores limite para que as operações de manejo florestal possam ser consideradas com base nas variáveis selecionadas. Embora haja padrões já estabelecidos na Resolução CONAMA 020/86 (CARVALHO, 1999), observa-se que alguns valores observados nas microbacias, mesmo quando o uso do solo oferece as condições próximas às naturais para a manutenção da qualidade da água, como é o caso da floresta nativa localizada em Imperatriz – MA, superam aqueles padronizados na referida Resolução para rios de classe 2, como podem ser considerados os sistemas aquáticos estudados.

CONCLUSÃO

1) Embora as características físicas e químicas da água dos córregos que drenam as microbacias sejam determinadas primeiramente pelas características geológicas e climáticas locais, para o monitoramento hidrológico de florestas plantadas é necessário o conhecimento do regime natural de vazão e de sua relação com as variáveis físicas e químicas da água para que se possa separar as variações naturais nos valores destas variáveis daquelas variações relacionadas às atividades de manejo. Este aspecto do comportamento hidrológico dos córregos em termos de variáveis físicas e químicas limita a extrapolação de valores entre as regiões estudadas e mesmo entre microbacias de uma mesma região que tenham regimes de vazão diferentes.

2) Os indicadores de qualidade das operações florestais foram diferentes para cada uma das microbacias que foram submetidas à colheita da floresta. As respostas em termos de variáveis físicas e químicas da água são determinadas, primeiramente, por características geomorfológicas e climáticas regionais, que podem acentuar ou minimizar os efeitos destas operações. Entre estes fatores ambientais, destaca-se aqui o efeito da torrencialidade das chuvas na região das microbacias localizadas no Rio Grande do Sul, que associada às características geomorfológicas regionais favorecem os processos erosivos. Contrariamente, na região onde está inserida a microbacia monitorada em Alagoinhas, BA, as características do solo favorecem o processo de infiltração de água no solo. O pico de vazão é o indicador destas diferentes condições de infiltração de água. Conclui-se que não é possível estabelecer um grupo de indicadores e considera-lo padrão para as regiões estudadas.

3) A adoção de padrões de qualidade de água disponíveis, como a Resolução CONAMA 020/86 pode não ser adequada para o monitoramento de florestas plantadas na escala da microbacia hidrográfica. Mesmo em condições de mínima perturbação, como é o caso de uma das microbacias monitoradas no Estado do Maranhão, que tem 85% da área recoberta com floresta nativa, foram registrados valores que não atendem aos limites estabelecidos pela citada Resolução. Os valores de oxigênio dissolvido exemplificam esta situação. Sua associação com o deflúvio, verificada por meio das correlações, permite inferir que esta resolução desconsidera variações naturais do sistema aquático que ocorrem na escala da microbacia hidrográfica.

4) A comunidade de macroinvertebrados bentônicos pode ser utilizada como variável biológica para o monitoramento de florestas plantadas na escala da microbacia hidrográfica, e contempla dois dos critérios de sustentabilidade propostos no presente estudo: manutenção dos processos hidrológicos e da qualidade do manejo florestal, e manutenção do equilíbrio dinâmico do ecossistema aquático. Uma característica que faz desta variável um bom indicador é a sua associação com duas outras importantes variáveis: a concentração de sólidos em suspensão e o pico de vazão da microbacia. A importância desta variável se dá, pela resposta desta comunidade em prazos de tempo mais longos em relação às variáveis físicas e químicas, que pode ser observado por meio das alterações na composição da comunidade após picos de vazão. Esta característica agrega valor ao monitoramento, pois a biota acumula informações ao longo do tempo, reduzindo a necessidade de uma maior frequência na coleta de água para análises físicas e químicas. Pode-se concluir, desta forma, que a comunidade de macroinvertebrados representa uma variável de maior sensibilidade.

5) Para o monitoramento dos efeitos do manejo florestal sobre o ecossistema aquático em termos dos índices quantitativos estimados para a comunidade de macroinvertebrados, a equidade mostrou-se mais adequado que os demais. Por sua vez, a utilização de valores de riqueza taxonômica apresenta algumas limitações: a) a identificação foi realizada ao nível de família, o que provavelmente subestimou os valores; b) não se dispõe de estudos de

referência para possíveis comparações. Também os valores dos índices de diversidade, que tem a riqueza como variável ficam subestimados.

6) Os potenciais indicadores hidrológicos para o início de um programa de monitoramento de florestas plantadas na escala da microbacia e os respectivos critérios sugeridos são os seguintes:

CRITÉRIOS	INDICADORES
Manutenção dos processos hidrológicos e da qualidade do manejo florestal	Balanço hídrico Picos de vazão Sólidos em suspensão Turbidez Condutividade elétrica Fósforo Oxigênio dissolvido Potássio Temperatura da água Macroinvertebrados bentônicos
Manutenção do potencial produtivo do solo	Fósforo Nitrogênio Calcio Potássio Magnésio Sólidos em suspensão
Manutenção do equilíbrio dinâmico do ecossistema aquático	Oxigênio dissolvido Fósforo Nitrogênio Temperatura da água Sólidos em suspensão PH Macroinvertebrados bentônicos

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AL SHAW, E.; RICHARDSON, J. S. (2001). Direct and indirect effects of sediment pulse duration on stream invertebrate assemblages and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) growth and survival. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, n. 58, p. 2213 – 2221.
- AGENCIA NACIONAL DE ÁGUAS (2002). *A evolução da gestão dos recursos hídricos no Brasil*. Brasília: ANA.
- ANIDO, N. M. R. (2002). *Caracterização hidrológica de uma microbacia experimental visando identificar indicadores de monitoramento ambiental*. 69 p. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2002.
- AZEVEDO, E. C. (1995). *Vazão e características físicas e químicas do deflúvio de microbacias hidrográficas cobertas com mata nativa pastagem e Eucalyptus grandis*. 92p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 1995.
- AYRES, M. et al. (2000). *Bio Estat 2.0 Aplicações nas áreas de ciências biológicas e médicas*. Belém: Sociedade Civil Mamirauá, Brasília: CNPq, 272 p.
- BATES, C. G., HENRY, A. J. Forest and streamflow experimental at Wagon Wheel Gap. *Mon. Weather Ver.*, Colorado, Suppl. 30. p. 1 – 79.
- BAKKES, J. A. et al. (1994). Introduction to environmental indicators. In: *On overview of environmental indicators: state of the art and perspectives*. Environment assessment technical reports. UNEP, p. 1 – 8.
- BARBOUR, M. T. et al. (1997). Benthic macroinvertebrate protocols. In: BARBOUR, M. T. et al. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Rivers: periphyton, benthic, macroinvertebrates and fish*. USA Environmental Protection Agency, p. 2 - 17.
- BARTON, D. R. (1996). The use of percent model affinity to assess the effects of agriculture on benthic invertebrate communities in headwater streams of southern Ontario, Canada. *Freshw. Biol.* n. 36 p. 397 - 410.
- BEAMOUNT, P. (1975). Hydrology. In: *River Ecology*. Oxford: Ed. B. A. Whitton, Blackwell Sci. Pub., p. 1 – 38.
- BOLLMAN, H. A. (2000). Bases para a estruturação de indicadores de qualidade de águas. *Revista brasileira de recursos hídricos*, v. 5, n. 1, p. 37-60, jan/mar.
- BOS, M. G. (1976). *Discharge measurement structures*. Wageningen: IILR, 464 p.
- BRENNAN, A.; Mc LACHLAN, A.J.; WOTTON, R. S. (1978). Particulate material and larvae (Chironomidae: Diptera) in an upland river. *Hydrobiologia*, v. 59, n. 1, p. 67 – 73.

BINKLEY, D.; HEATHER, B.; ALLEN, H. L. (1999). Water quality impacts of forest fertilization with nitrogen and phosphorus. *Forest Ecology and Management*, n.121, p. 191–213.

BUBEL, A. P.; CALIJURI, M. C. (2003). Relações hidrológicas na zona hiporrêica de pequenos cursos de água. In: HENRY, R. *Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos*. Resumos. UNESP: São Carlos: Rima, p. 301 – 312.

BUSSAB, W. O.; MIAZAKI, E. S.; ANDRADE, D. F. (1990). Introdução à análise de agrupamentos. In: 9^o SIMPÓSIO NACIONAL DE PROBABILIDADE E ESTATÍSTICA. *Associação Brasileira de Estatística*. São Paulo, 1990.

CALIJURI, M. C.; BUBEL, A. P. (2004). Conceituação de microbacias. In: LIMA, W. P.; ZÁKIA, M. J. B. *Manejo ambiental de florestas plantadas: implementando o conceito da microbacia como unidade de planejamento*. São Carlos: Rima (no prelo).

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. (2001). Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista brasileira de recursos hídricos*, v. 6, n.1, p. 71 – 82, mar.

CALLISTO, M. (2001). Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, Southeast Brazil. *Revista brasileira de biologia*, São Carlos, v. 61, n. 2.

CÂMARA, C. D. (1999). *Efeitos do corte raso de eucalipto sobre o balanço hídrico e a ciclagem de nutrientes em uma microbacia experimental*. 87p. Dissertação (mestrado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba. 1999.

CARVALHO, C. G. (1999). *Legislação Ambiental Brasileira*. Leme: Editora de Direito.

CARVALHO, E. M.; UIEDA, V. S. (2004). Colonização por macroinvertebrados bentônicos em substrato artificial e natural em um riacho da Serra de Itatinga, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 21, n. 2.

CASER, R. L.; KAGEYAMA, P. Y. (1981). Correlações entre o comportamento de procedências de *Pinus oocarpa* Shiede em Agudos, São Paulo e parâmetros do balanço hídrico da área de origem. Piracicaba: *Circular Técnica do Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais*, 5 p.

DAWES, W.; HATTON, T. J. (1993). Topog IRM 1 Model Description. CSIRO Division of Water Resources. Tech. Memo 93/5, 33 p. In: *Topog on line publications*. Disponível em: <<http://www.clw.csiro.au/topog/>>. Acesso em: Out. 2001.

DI STEFANO, J. (2004). A confidence interval approach to data analysis. *Forest Ecology and Management*, 187, p. 173-183.

DOMINGOS, M. D. (2002). *Limnologia do Rio Betari (Iporanga – SP) e a relação com o estado de conservação de sua bacia hidrográfica – subsídios para o desenvolvimento sustentável*. 280 p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 2002.

EATON, D. P. (2003). Macroinvertebrados aquáticos como indicadores ambientais da qualidade de água. In CULLEN, L. J; RUDRAN, R.; PÁDUA, C. V. *Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. Ed.UFPR, Curitiba.

ENGLER, A. Untersuchungen über den Einfluss des Waldes auf den Stand der Gewässer. *Mitt. Schweiz. Eidg. Anst. Forstl. Versuchswes*, n. 12. p. 1 - 626.

EPLER, J. H. *Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of Florida*. Revised edition. Department of Environmental Protection. Florida.

ESTEVES, F. A. (1998). *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Ed. Interciência/FUNEP.

FAGUNDES, R. C. (1997). *Avaliação da qualidade da água do rio Sorocaba – SP, e seu afluente Ipanema através de organismos zoobentônicos*. 114p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. 1997.

FERRI, M.G. (1980). *Vegetação brasileira*. Belo Horizonte: Itatiaia/EDUSP.

FORRESTER, F. H.; FORRESTER, N. E. (1983). Estimating Species richness using the jackknife procedure. *Biometrics*, n.39m, p.1-11.

FRANSON, M. A. H. (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Washington: American Public Health Association, 19.ed.

FRIEDRICH, D.; CHAPMAN, D.; BEIM, A. (1991). In: CHAPMAN, D. *Water quality assessment*. London: Chapman & Hall, p. 171 – 229.

GUERESHI, R. M. (2004). *Macroinvertebrados bentônicos em córregos da estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP: subsídios para monitoramento ambiental*. 82p. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 2004.

GOMI, T.; SIDLE, R. C.; RICHARDSON, J. (2002). Understanding processes and downstream linkages of headwater systems. *BioScience*, v. 52, n. 10, p. 905 – 916.

GUEROLD, F. (2000). Influence of taxonomic determination levels on several community indices. *Water resources*, v.34 n. 2, p. 487-492.

HABDIJA, I.; RADANOVIC, I.; PRIMC-HABDIJA, B. (1998). Seasonal changes in the trophic structure of macroinvertebrates on the cobble substrato. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, v. 26, p. 1037– 1040.

HENRIQUES – OLIVEIRA, A. L.; SANSEVERINO, A. M.; NESSIMIAN, J. L. (1999). Larvas de Chironomidae (Insecta: Diptera) de substrato rochoso em dois rios em diferentes estados de preservação da Mata Atlântica, RJ. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 11, n. 2, p. 17 – 28.

HORNBECK, J. W.; KOCHENDERFER, J. N. (2000). Linkages between forests and streams: a perspective in time. In: VERRY, E. S.; HORNBECK, J. W.; DOLLOF, C. A. *Riparian management in forests*. London: Lewis Publishers, p. 89 – 98.

HURYN, A. D. The effects of Timber harvest on insect communities of small headwaer streams. (2002). In: FOREST ECOSYSTEM INFORMATION EXCHANGE: FORESTRY AND THE RIPARIAN ZONE. *Anais...* University of Maine, Orono, ME, USA.

JOHNSON, R. K. (1995). The indicator concept in freshwater biomonitoring, In: CRANSTON, P. *Chironomids From Genes to Ecosystems*. East Melbourne, CSIRO, p. 11-27.

KAWARA, O.; MANABU. U; IBARGI, K. (1999). A study on the water quality of runoff from forest. *Water Science and Technology*, v. 39, n. 12, p. 93 - 98.

KEMPTON, R. A. (1979). Structure of species abundance and measurement of diversity. *Biometrics*, v. 35, p. 307 – 322.

LANDIM, P. M. B. (2001). *Geologia Quantitativa: introdução à análise de dados geológicos multivariados*. Instituto de geociências e ciências exatas. Departamento de Geologia Aplicada. Unesp: Rio Claro.

LIMA, W. P. (1986). Princípios de hidrologia florestal para o manejo de bacias hidrográficas. Piracicaba: ESALQ.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. (1998). Indicadores hidrológicos em áreas florestais. *Série Técnica IPEF*, v. 12, n. 31, p. 53 - 64, abr.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. (1996). Monitoramento de bacias hidrográficas em áreas florestadas. *Série Técnica IPEF*, v. 10, n. 29, p. 11 - 21, nov.

LIMA, W. P. et al. (1997). *Rede de monitoramento ambiental em microbacias: indicadores hidrológicos do manejo sustentável*. In: BRANCO E. F. (ed.). IPEF/LCF/ESALQ/USP Relatório anual .

LIMA, W. P. L. (1999). A microbacia e o desenvolvimento sustentável. *Ação ambiental*, Universidade Federal de Viçosa: Viçosa, n.3, p. 20-22, jan.

LIMA, W. P; Zakia, M. J. B. (2000). Hidrologia de Matas Ciliares. In: RODRIGUES, R.R; LEITÃO FILHO, H, F *Matas Ciliares: conservação e recuperação*. Edusp: São Paulo, p.33- 44.

LIMA, J. S. et al. (1997). Comparação entre o coentro e o *Sphagnum* sp como bioacumuladores do arsênio no Pólo Petroquímico de Camaçari – BA. *Brazilian Journal of Ecology*. n. 1, p. 95 - 98.

LIMA, C. A. A. (2000). *O uso do modelo Qual 2 E na simulação da qualidade das águas do rio Jacaré-Guaçu, São Carlos*. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 2000.

LUTZEMBERGER, J. A. et al. (1996). *Estudos para Avaliação e Definição de Parâmetros e Indicadores de Biodiversidade nas Áreas Florestais da Riocell*. Fundação Gaia: Guaíba Relatório Técnico.

MAGURRAN, A. E. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. London: University Press.

Mc CAFFERTY, W. P. (1981). *Aquatic Entomology: the fishermen's and ecologist's illustrated guide to insects and their relatives*. Boston: Jones and Bartlett Publishers.

MERGALEFF, R. (1983). *Limnologia*. Ediciones Omega, Barcelona.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. (1998). *An Introduction to the aquatic insects of North America*. 2. ed., Kendall/Hunt.

MIRANDA, E. E. de; COUTINHO, A. C. (coord) *Brasil visto do espaço* Campinas: Embrapa Monitoramento Por Satélite. Disponível em: <http://cdbrasil.cnpm.embrapa.br>. Acesso em Julho de 2003.

MONTGOMERY, D. R. (1999). Process domains and the river continuum. *Journal of American Water resources association*. v. 35, n. 2, p. 397-410, apr.

MOSCA, A. A. O. (2003). *Caracterização hidrológica de duas microbacias visando a identificação de indicadores hidrológicos para o monitoramento ambiental do manejo de florestas plantas*. 96p. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2003.

MUCHOW, C. L.; RICHARSON, J. (1999). Unexplored diversity: macroinvertebrates in coastal British Columbia headwater streams. In: *Proceedings of a conference on the biology and management of species and habitats at risk*. Kamloops, BC. Volume 2, 15 – 19 feb.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. (1974). *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley & Sons, New York.

ODUM, E. P. (1996). *Ecologia*. Rio de Janeiro, Guanabara.

OKI, V. K. (2002). *Impactos da colheita de Pinus taeda sobre o balanço hídrico, a qualidade da água e a ciclagem de nutrientes em microbacias*. 71p. Tese (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2002.

Organization for Economic Co-operation and Development (OECD). (1998). ed. *Environmental Indicators*. Paris.

OLIVEIRA, F. A. (1989). *Produção e qualidade da água em microbacias contendo diferentes coberturas vegetais na região de Agudos*. 87 p. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba. 1989.

O'LOUGHLIN, E. M. (1981). Water pathways through catchments and their relation to nutrient losses. In: *IUFRO Workshop on Water and Nutrient Simulation Models*. Birmensdorf, p. 123 – 134.

OMETO, J. P. et al. (2000). Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin. Southeast Brazil. *Freshwater Biology*, n. 44, p. 237 - 337.

PERRY, J.; VANDERKLEIN, E. (1996). *Water quality: Management of a natural resource*. Blackwell Science: Cambridge, Mass, USA.

PESCADOR, M. L. (1997). General ecology of mayflies: adaptations, reproductive strategies and trophic categories. In: *Bioindicadores Ambientales de calidad de agua*. Universidad del Valle, Colombia.

POGGIANI, F. (1981). O meio ambiente e as florestas nativas e plantadas. *Silvicultura*, v.6, n.19, p.38-43, jul./ago.

PRABHU, R. et al. (1998). Between woodoo science and adaptive management: the role and research needs for indicators of sustainable forest management. In: *International conference on indicators for sustainable forest management*. IUFRO. Melbourne. Australia, p.1 - 15.

RAIJ, B. Van. et al. (1996). Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo: Instituto agrônomo e Fundação Instituto Agrônomo de Campinas. *IAC Boletim Técnico 100*.

RAUCH, W. et al. (1998). River water quality modelling: I State of the art. *Water Science and Technology*, v. 38, n. 11, p. 273 – 284.

REGALADO, L. B.; SILVA, C. (1997). Utilização de aves como indicadoras de degradação ambiental. *Brazilian Journal of Ecology*, n. 1, p. 81 – 83.

RODRIGUEZ, L. C. E. (1998). Monitoramento Florestal: Iniciativas, definições e recomendações. *Série Técnica IPEF*, v. 12, n. 31, p. 9-22, abr.

ROMESBURG, H. C. (1984). *Cluster analysis for researchers*. Belmont: Lifetime Learning.

ROSEMBERG, D. M.; RESCH, V. H. (1993). Introduction to fresh water biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: ROSEMBERG, D. M. & RESH, V. H. *Fresh water biomonitoring and Benthic macroinvertebrates*. New York, Chapman & Hall, p. 1 – 9.

SCARDUA, F. P. (1994). *Caracterização hidrológica de uma microbacia hidrográfica experimental da Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga, ESALQ/USP*. 93p. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 1994.

SCATOLINI, D.; DIAS, A. M. P. (1997). A fauna de *Braconidade* (Hymenoptera) como bioindicadora do grau de preservação de duas localidades do estado do Paraná. *Brazilian Journal of Ecology*, n. 1, p. 84 – 87.

SHAFFER, A. (1985). *Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais*. Porto Alegre: Editora da Universidade, UFRGS.

SILVEIRA, M. P. (2004). Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios. *EMBRAPA: Documentos* 36.

SENTELHAS, P. C., et al.. *Balanços hídricos de 500 localidades brasileiras*. Núcleo de monitoramento agroclimático, Depto. De Ciências Exatas, ESALQ/USP: Disponível em: <<http://ci.esalq.usp.br>>. Acesso em março de 2001.

SHANAMAN, P. et al. (1998). River water quality modelling: II problems of the art. *Water Science and Technology*, v. 38, n. 11, p. 245 – 252.

SILVA, S. R. M. (2000). *Indicadores de sustentabilidade urbana. As perspectivas e as limitações da operacionalização de um referencial sustentável*. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 2000.

SHUMM, S. A . (1977). *The fluvial system*. John illwy & Sons: New York.

SMITH, E. P.; BELLE, G. (1984). Nonparametric estimation of species richness. *Biometrics*, n. 40, p. 119 – 129.

SOMERS, K. M.; REID, R. A.; DAVID, S. M. (1998). Rapid biological assessments: how many animals are enough. *J. N. Am. Benthol. Soc.* n. 17 p. 348 – 358.

STAPE, J.L. (2002). *Production ecology of clonal Eucalyptus plantations in northeastern Brazil*. 225p. Tesis (Ph.D.) - Colorado State University, Fort Collins. 2002.

STATZNER, B.; HIGLER, B. (1985) Questions and comments on the River Continuum Concept. *Can. Jour. Fish. Aquat. Sci.*, 42: 1038-1044.

SWANK, W. T.; VOSE, J. M.; ELLIOT, K. J. (2001). Long-term hydrologic and water quality responses following commercial clearcutting of mixed hardwoods on a southern Appalachian catchment. *Forest Ecology and Management*, n. 143, p. 163 - 178.

VANNOTE, R.L. et al. (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of fisheries and aquatic science*. v37, n.1, p.130-137.

VERTESSY, R. A. et al. (1996). Long Growth and water balance predictions for a mountain ash (*E. regnans*) forest subject to clearfelling and regeneration. *Tree Physiology* n. 16, p. 221 – 223.

VERTESSY, R. A. et al. (1993). Predicting water yield from a mountain ash forest catchment using a terrain analysis based catchment model. *Journal of Hydrology*, n, 150, p. 665 - 700.

VIEIRA, S.A. (1998). *Efeitos das plantações florestais (Eucalyptus sp) sobre a dinâmica de nutrientes em região de cerrado no Estado de São Paulo*. 73p. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba. 1998.

VITAL, A. R. T. (1996). *Efeito do corte raso no balanço hídrico e na ciclagem de nutrientes em uma microbacia reflorestada com eucalipto*. 106 p. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba. 1996.

VOWEL, J. L. (2000). Using stream bioassessment to monitor best management practice effectiveness. *Forest Ecology and Management*, n. 143, p. 237 - 244.

WALKER, J. et al. (1997). Catchment health indicators: an overview. In: WALKER J. & REUTER, D. J. *Indicators of catchment health: a technical perspective*. CSIRO: Australia, p. 4 - 18.

WALLING, D. E. (1980). Water in the catchment ecosystem. In: GOWER, A. M. *Water quality in catchment ecosystems*. Chichester: John Wiley, p. 1 - 47.

WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. (1991). *Limnological analyses*. New York: Springer – Verlag.

WIEDERHOLM, T. Chironomidae of the Holarctic region. Keys and diagnoses. Part 1. Larvae. *Entomologica Scandinavica*, 19, 457 p.

WITEHEAD, P. G. & ROBINSON, M. (1993). Experimental basin studies – an international and historical perspective of forest impacts. *Journal of Hydrology*, n.145, p. 217 – 230.

ZAKIA, M. J. B. (1998). *Identificação e caracterização da zona ripária em uma microbacia experimental: implicações no manejo de bacias hidrográficas e na recomposição de florestas*. 98 p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 1998.

ZIMER, R. R. et al. (1991). Modeling the cumulative watershed effects of forest management strategies. *Journal of Environmental Quality*, n. 20, p. 36 – 42.