**EFEITOS DO CORTE RASO DO EUCALIPTO SOBRE O BALANÇO HÍDRICO
E A CICLAGEM DE NUTRIENTES EM UMA MICROBACIA EXPERIMENTAL**

CARLA DANIELA CÂMARA
Engenheiro Agrônomo

Orientador: Prof. Dr. Walter de Paula Lima

Dissertação apresentada à Escola
Superior de Agricultura "Luiz de
Queiroz", Universidade de São
Paulo, para obtenção do título de
Mestre em Ciências, Área de
Concentração: Ciências Florestais

PIRACICABA
Estado de São Paulo – Brasil
Março - 1999

Errata

Página 7: onde se lê “O autor cita como uma das principais fontes de entrada deste”

leia-se

O autor cita como principais fontes de entrada deste nutriente nos ecossistemas o aerosol marinho e as queimadas.

Página 8: onde se lê “o autor estimou entradas da ordem de 7 kg.ha⁻¹.ano⁻¹ também em floresta tropical do Rio de Janeiro”

leia-se

Já para o elemento Cálcio, o autor estimou entradas da ordem de 7 kg.ha⁻¹.ano⁻¹ também em floresta tropical do Rio de Janeiro.

Página 15: onde se lê “figura 1”, leia-se figura 2

Página 27: Onde se lê “a evapotranspiração média anual na microbacia no período anterior ao corte raso foi estimada em 66% da precipitação média anual (1590 mm), correspondendo a 1061 mm e após o corte em 67% da precipitação anual, que (1838) mm correspondendo a um total de 1212 mm”

leia-se

a evapotranspiração média anual na microbacia no período anterior ao corte raso foi estimada em 67% da precipitação média anual (1590 mm), correspondendo a 1061 mm, e após o corte em 66% da precipitação anual (1838 mm), correspondendo a um total de 1216 mm.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
DIVISÃO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - Campus "Luiz de Queiroz"/USP

Câmara, Carla Daniela

Efeitos do corte raso de eucalipto sobre o balanço hídrico e a ciclagem de nutrientes em uma microbacia experimental / Carla Daniela Câmara. - - Piracicaba, 1999.

87 p. : il.

Dissertação (mestrado) - - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 1999.
Bibliografia.

1. Balanço hídrico 2. Ciclagem de nutriente 3. Corte raso 4. Eucalipto 5.
Hidrologia florestal 6. Microbacia 7. Qualidade da água I. Título

CDD 634.9224

Aos meus pais, Ruben e Iraci

DEDICO

Este trabalho é dedicado aos meus pais, Ruben e Iraci, por sua dedicação e apoio.

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Walter de Paula Lima pela orientação paciente e dedicada no trabalho desenvolvido.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq pela bolsa concedida.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP pela bolsa concedida.

À Dra. Maria José Brito Zákia por sua colaboração durante todo o desenvolvimento do trabalho.

Ao Prof. José Luis Stape, responsável pela Estação Experimental de Itatinga pelo apoio logístico oferecido, ao Eng^o Rildo Moreira, ao Sr. Lourival Firmiano e a todos os funcionários da Estação Experimental.

Aos professores João L. F. Batista e Fábio Poggiani pelo auxílio no planejamento da pesquisa e análise dos resultados.

Aos professores e funcionários do Departamento de Ciências Florestais e do IPEF pela ajuda dispensada.

À equipe do Laboratório de Ecologia Aplicada do Departamento de Ciências Florestais.

Aos amigos Simone A. Vieira, Marco Aurélio Nalon e Lúcio V. C. Araújo pela ajuda nos trabalhos.

Ao Roberto pelo apoio e incentivo.

À Cláudia, Patrícia, Viviana e Zilvanir, pela convivência alegre e bem humorada.

A todos os colegas da pós graduação.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	iii
LISTA DE TABELAS.....	iv
LISTA DE APÊNDICES.....	v
RESUMO.....	vii
SUMMARY.....	ix
1. INTRODUÇÃO.....	01
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	03
2.1 Balanço hídrico.....	03
2.2 Ciclagem de nutrientes e qualidade da água.....	07
2.3 Ciclagem biogeoquímica	11
3. Descrição da área de estudo.....	13
3.1 Clima.....	14
3.2 Vegetação.....	15
3.3 Solos.....	15
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	16
4.1 Medição do deflúvio.....	17
4.2 Medição da precipitação.....	18
4.3 Balanço hídrico.....	18
4.4 Qualidade da água	19
4.5 Água subterrânea.....	20
4.6 Ciclagem geoquímica de nutrientes.....	20
4.7Ciclagem biogeoquímica de nutrientes.....	21
4.8 Análise dos resultados.....	23
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	26
5.1 Balanço hídrico.....	26
5.2 Balanço de nutrientes e qualidade da água – aspectos químicos..	34
5.2.1 Concentrações iônicas na água da chuva.....	34
5.2.2 Balanço de nutrientes.....	36
5.2.3 Qualidade da água – aspectos químicos.....	44
5.2.4 Qualidade da água – aspectos físicos.....	50
5.2.4.1 Sedimentos em suspensão e perdas de solo.....	50
5.2.4.2 Cor, Turbidez, Condutividade elétrica e pH.....	53
5.2.5 Indicadores de qualidade da água.....	56
5.2.6 Ciclagem biogeoquímica de nutrientes.....	57

6. CONCLUSÕES.....	63
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	65
APÊNDICE.....	77

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.	Aspecto geral da plantação de eucalipto.....	21
Figura 2.	Mapa planialtimétrico da Microbacia do Tinga.....	25
Figura 3.	Totais anuais de precipitação e deflúvio de 1991 a 1998.....	27
Figura 4.	Tendências da precipitação e deflúvio de 1994 a 1998.....	29
Figura 5.	Curva de dupla massa para a Microbacia do “Tinga”.....	30
Figura 6.	Deflúvio mensal médio acumulado de 1991 a 1997.....	31
Figura 7.	Deflúvio mensal acumulado nos anos hídricos de 1991 a 1998	31
Figura 8.	Concentrações de nutrientes na água da chuva.....	35
Figura 9.	Balanço anual de nutrientes de 1991 a 1998.....	37
Figura 10.	Densidade de fluxo anual de nutrientes na água deflúvio.....	38
Figura 11.	Densidade de fluxo mensal de nutrientes na água do deflúvio.	39
Figura 12.	Aspecto geral da microbacia após o corte raso.....	41
Figura 13.	Aspecto geral da mata ciliar.....	41
Figura 14.	Concentração de nutrientes na água subterrânea	43
Figura 15.	Concentrações médias anuais de nutrientes na água do deflúvio	45
Figura 16.	Concentração iônica no deflúvio: valores estimados para a microbacia florestada e observados após o corte raso...	46
Figura 17.	Sedimentos em suspensão – valores estimados e observados após o corte raso.....	51
Figura 18.	Totais anuais de precipitação e perda de sedimentos na água do deflúvio de 1991 a 1998.....	53
Figura 19.	Cor, turbidez, condutividade elétrica e pH: valores estimados para microbacia florestada e observados após o corte raso.....	55

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Médias mensais de evapotranspiração obtidas pelo do balanço Hídrico de Thornthwaite & Mather, tanque classe A e balanço de Massa.....	33
Tabela 2. Fitomassa arbórea ($t \cdot ha^{-1}$) nos diferentes compartimentos de <i>Eucalyptus saligna</i> e suas porcentagens na biomassa total.....	58
Tabela 3. Teor médio de nutrientes nos diferentes compartimentos de <i>Eucalyptus saligna</i>	59
Tabela 4. Estoque de nutrientes na biomassa ($kg \cdot ha^{-1}$) nos diferentes compartimentos de <i>Eucalyptus saligna</i>	59
Tabela 5. Total exportado para fins comerciais e sua porcentagem na biomassa total.....	60
Tabela 6. Balanço biogeoquímico de nutrientes na microbacia do “Tinga” em $kg \cdot ha^{-1}$ para o período de setembro de 1991 a agosto de 1998.....	61

LISTA DE APÊNDICES

Apêndice 1.	Totais anuais de precipitação (mm) de 1991 a 1998.....	77
Apêndice 2.	Totais anuais de deflúvio (mm) de 1991 a 1998.....	77
Apêndice 3.	Concentrações médias mensais de nutrientes na água da chuva de 1991 a 1992.....	78
Apêndice 4.	Concentrações médias mensais de nutrientes na água do deflúvio de 1992 a 1993.....	78
Apêndice 5.	Concentrações médias mensais de nutrientes na água da chuva de 1992 a 1993.....	79
Apêndice 6.	Concentrações médias mensais de nutrientes na água do deflúvio de 1992 a 1993.....	79
Apêndice 7.	Concentrações médias mensais de nutrientes na água da chuva de 1993 a 1994.....	80
Apêndice 8.	Concentrações médias mensais de nutrientes na água do deflúvio de 1993 a 1994.....	80
Apêndice 9.	Concentrações médias mensais de nutrientes na água da Chuva de 1994 a	81
Apêndice 10.	Concentrações médias mensais de nutrientes na água do Deflúvio de 1994 a	81
Apêndice 11.	Concentrações médias mensais de nutrientes na água da chuva de 1995 a 1996.....	82
Apêndice 12.	Concentrações médias mensais de nutrientes na água do deflúvio de 1995 a 1996.....	82
Apêndice 13.	Concentrações médias mensais de nutrientes na água da chuva de 1996 a 1997.....	83
Apêndice 14.	Concentrações médias mensais de nutrientes na água do deflúvio de 1996 a 1997.....	83
Apêndice 15.	Concentrações médias mensais de nutrientes na água da chuva de 1997 a 1998.....	84
Apêndice 16.	Concentrações médias mensais de nutrientes na água do deflúvio de 1997 a 1998.....	84
Apêndice 17.	Valores médios mensais de cor (PtCo) na água do deflúvio de 1991 a 1998.....	85
Apêndice 18.	Valores médios mensais de turbidez (FTU) na água do deflúvio de 1991 a 1998.....	85
Apêndice 19.	Valores médios mensais de condutividade elétrica (umho) água do deflúvio de 1991 a 1998.....	86
Apêndice 20.	Valores médios mensais de sedimentos em suspensão na água do deflúvio de 1991 a 1998.....	86

Apêndice 21. Valores médios mensais de pH na água do deflúvio de 1991 a 1998.....	86
--	----

EFEITOS DO CORTE RASO DO EUCALIPTO SOBRE O BALANÇO HÍDRICO E A CICLAGEM DE NUTRIENTES EM UMA MICROBACIA EXPERIMENTAL

Autora: Carla Daniela Câmara

Orientador: Prof. Dr. Walter de Paula Lima

RESUMO

Visando fornecer informações sobre o efeito das atividades florestais sobre hidrologia de microbacias, a microbacia do “Tinga”, localizada na Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga - ESALQ/USP, foi instrumentada em 1991, quando teve início o trabalho de monitoramento ambiental. O objetivo foi buscar indicadores que pudessem orientar as atividades florestais, de forma a reduzir seus impactos sobre a quantidade e a qualidade da água produzida nas microbacias destinadas à produção florestal.

Dando continuidade às pesquisas do projeto “Microbacia Hidrográfica”, da Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga, este estudo faz uma avaliação dos efeitos do corte raso do eucalipto sobre a hidrologia da microbacia. Os aspectos em estudo foram: produção de água, qualidade de água, ciclagem geoquímica de nutrientes e ciclagem biogeoquímica de nutrientes. Para obtenção dos resultados foram comparados os valores observados durante os 6 anos de calibração da microbacia aos obtidos no primeiro ano hídrico após o corte raso do eucalipto.

Durante o primeiro ano após o corte raso do eucalipto foi observado um aumento no deflúvio anual de 94 mm em relação à média dos 6 anos anteriores ao corte. Este aumento correspondeu a uma alteração de 1,0 % na correlação precipitação / deflúvio.

Em termos anuais de saída de nutrientes pelo deflúvio, apenas o K apresentou perda significativamente maior após o corte raso quando comparado à média dos 6 anos anteriores. Já para os nutrientes Ca, Mg, Fe e Na as perdas anuais após o corte não foram diferentes das observadas no período anterior ao corte, embora tenham sido comparativamente maiores em alguns meses do ano após o corte. Apesar destas perdas, o balanço geoquímico anual foi positivo para 4 dos 5 elementos em estudo, sendo negativo apenas para o magnésio.

Dentre os parâmetros considerados no monitoramento da qualidade da água, os mais afetados pela retirada da cobertura florestal foram a turbidez, a cor e a produção de sedimentos em suspensão. De forma geral os parâmetros físicos mostraram-se melhores indicadores das alterações causadas pelo corte raso, destacando-se a turbidez, a cor e a condutividade elétrica.

A colheita da madeira representou uma perda em kg.ha^{-1} de 80.0, 10.32, 68.41, 67.09 e 36.13 para N, P, K Ca e Mg, respectivamente. As folhas e o material lenhoso não comercializável permaneceram no campo. Seu conteúdo total de nutrientes em kg.ha^{-1} foi o seguinte: nas folhas 44.88, 3.2, 12.82, 12.25, e 7.69 de N, P, K, Ca e Mg, respectivamente; nos ramos e galhos 35.13, 2.52, 17.48, 17.29, 8.86 de N, P, K, Ca e Mg, respectivamente.

O balanço biogeoquímico de nutrientes na microbacia do Tinga para o período de setembro de 1991 a agosto de 1998 mostrou uma perda em kg.ha^{-1} de 56.79 de K, 72.92 de Ca e 40.89 de Mg.

A preservação da mata ciliar, a manutenção da serapilheira, o corte realizado de forma gradual e sem uso intenso de máquinas e a rebrota das árvores foram considerados importantes fatores responsáveis pelo baixo impacto da colheita da madeira sobre os aspectos químicos da qualidade da água e sobre a perda de nutrientes pela água do deflúvio.

EFFECTS OF *Eucalyptus* CLEARCUTTING ON THE WATER BALANCE AND NUTRIENT CYCLING IN AN EXPERIMENTAL CATCHMENT

Author: CARLA DANIELA CÂMARA

Advisor: Prof. Dr. WALTER DE PAULA LIMA

SUMMARY

Hydrologic monitoring of the “Tinga” experimental catchment, located in the Itatinga Experimental Station (ESALQ/USP) started in 1991. The main propose of this monitoring was to find indicators that could help forestry activities in the way to reduce potential effects on water yield and water quality.

As part of this watershed project of the Itatinga Experimental Station, this work aimed to investigate the effects of clearcutting of an old growth (50 years) *Eucalyptus saligna* coppice in the catchment hydrology, in terms of water yield, water quality, and nutrient budgets.

For this propose, the average data of the first 6 years calibration period are compared with data of the first year after the clearcutting.

It was observed an annual increase of 94 mm in the water yield during the first year after clearcutting, which correspond to 1,0 % increase in correlation between precipitation and annual water yield.

Nutrient losses as dissolved ions in streamflow showed significant increase for K in relation to the pre-harvest period. Ca, Mg, Fe and Na had no significant annual loss increase, but showed significant monthly increases in relation to the pre-harvest period. In spite of these losses, the annual geochemical budget was positive for K, Ca, Fe Na and negative for Mg.

The most affected water quality parameters were turbidity, color and suspended sediment. For detecting clearcutting impacts in water quality, physical parameters were more efficient than chemical parameters, especially color, electric conductivity and turbidity.

Wood harvesting was responsible for the following amount of nutrient losses: 80.0 kg.ha⁻¹ for N, 10.32 kg.ha⁻¹ for P, 68.41 kg.ha⁻¹ for K, 67.09 kg.ha⁻¹ for Ca and 36.13 kg.ha⁻¹ for Mg. Leaves and small branches, which stayed in the catchment after wood harvest, had a nutrient amount of 44.88 kg.ha⁻¹ for N, 3.2 kg.ha⁻¹ for P, 12.82 kg.ha⁻¹ for K, 12.25 kg.ha⁻¹ for Ca and 7.69 kg.ha⁻¹ for Mg in the leaves and 35.13 kg.ha⁻¹ for N, 2.52 kg.ha⁻¹ for P, 18.72 kg.ha⁻¹ for K, 17.29 kg.ha⁻¹ for Ca and 8.86 kg.ha⁻¹ for Mg in the branches.

The catchment biogeochemistry budget from September 1991 to august 1998 showed a total nutrient loss of 56.79 kg.ha⁻¹ for K, 72.92 kg.ha⁻¹ for Ca and 40.89 kg.ha⁻¹ for Mg.

The maintenance of the integrity of the catchment riparian zone forest, as well as the forest floor; coupled with a conservative harvesting technique and a rapid *Eucalyptus* regeneration, were considered important factors which were responsible for the relatively minor impacts of the clearcutting on water quality chemical parameters and nutrient losses from the catchment.

1. INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural de fundamental importância para todos os seres vivos. Devido à sua rápida circulação na biosfera, é tida como um recurso inesgotável. Entretanto, sua escassez tem se tornado evidente em diversas regiões e vem gerando discussões sobre alternativas que garantam a sua disponibilidade a longo prazo. Alguns exemplos foram o destaque dado a este tema durante a ECO 92, e o “manifesto das águas”, tema do segundo workshop de tecnologias alternativas, realizado no Rio de Janeiro em 1997, que teve como principal assunto a crise da água potável.

Diversas atividades humanas podem interferir tanto na qualidade quanto na quantidade de água disponível. Dentre elas, as plantações florestais, que vêm se tornando a cada dia mais importantes como fonte de matéria prima tanto para desdobro, como para produção de celulose ou de energia. Neste contexto, as plantações de eucalipto merecem especial atenção. A grande plasticidade das espécies, permitindo adaptação a diferentes regiões e as diferentes possibilidades de uso da madeira, fazem dele o gênero de maior importância industrial no país.

Uma forma de conhecer os impactos desta atividade sobre a produção e a qualidade da água é através das microbacias experimentais. Estudos desta modalidade vêm sendo desenvolvidos desde o início do século em vários países, e já proporcionaram importantes conhecimentos sobre a fase terrestre do ciclo hidrológico, especialmente sobre os efeitos do uso da terra sobre a qualidade e a quantidade de água produzida nas microbacias.

A microbacia hidrográfica, como unidade natural da paisagem, 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 florestal. Esta condição singular permite o estudo da interação entre o uso da terra e a qualidade da água nela produzida.

Visando fornecer informações sobre o efeito das atividades florestais sobre a hidrologia de microbacias, a microbacia do “Tinga” localizada na Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga - ESALQ/USP, foi instrumentada em 1991, quando teve início trabalho de monitoramento ambiental. A microbacia, com 68,24 ha possuía então cobertura florestal de *Eucalyptus saligna*, com idade próxima a 50 anos.

O objetivo foi buscar indicadores que pudessem orientar as atividades florestais, de forma a reduzir seus impactos sobre a quantidade e a qualidade da água produzida nas microbacias destinadas à produção florestal.

As estações linimétrica e meteorológica permitiram o monitoramento de variáveis climáticas e do deflúvio. A ciclagem geoquímica de nutrientes, caracterizada pela diferença entre a entrada de nutrientes via precipitação e a saída pelo deflúvio também vem sendo monitorada.

A primeira etapa da caracterização da microbacia foi realizada de 1991 a 1994 (Scardua,1994), e permitiu conhecer aspectos hidrológicos que estão relacionados com a detecção de futuras alterações causadas pelas atividades florestais a serem realizadas no local.

Dando continuidade às pesquisas do projeto “Microbacia Hidrográfica”, da Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga, este estudo faz uma avaliação dos efeitos do corte raso do eucalipto sobre a hidrologia da microbacia. Os aspectos em estudo foram: produção de água, qualidade de água, ciclagem geoquímica de nutrientes e ciclagem biogeoquímica de nutrientes.

2. REVISÃO DA LITERATURA

2.1 Balanço hídrico

O Brasil possui atualmente uma área próxima a 5 milhões de hectares destinadas ao cultivo de eucalipto (Rogik, 1996). As maiores limitações ao cultivo do eucalipto, segundo Almeida & Riekerk (1990), estão relacionados aos seus possíveis efeitos negativos sobre o sítio, como redução da umidade disponível no solo e o esgotamento de nutrientes.

De acordo com Stednick (1996), um princípio básico em hidrologia florestal é de que a produção de água e o regime fluviométrico da microbacia são significativamente influenciados pela presença da cobertura florestal.

Estudos envolvendo as relações floresta-recursos hídricos tem como ponto inicial a realização do balanço hídrico, estimando seus principais componentes. Mesmo nas menores bacias hidrográficas, existe uma área do terreno que recebe água da chuva, evapora parte desta e o restante compõe o deflúvio ou a recarga de água subterrânea (Hewlett, 1982).

A avaliação de alterações no regime hidrológico em uma microbacia só pode ser feita caso exista um registro prévio de suas características hidrológicas, e que este período seja suficientemente longo para que se possa

avaliar e quantificar a magnitude desta alteração. Estas comparações são possíveis quando correlacionam, na maioria das vezes, o deflúvio com outras variáveis hidrometeorológicas, sendo que este procedimento é conhecido como calibração de uma microbacia (Scardua, 1994).

Para que se possa identificar a influência da cobertura florestal sobre o regime hidrológico de uma microbacia, faz-se necessário o estabelecimento do ano hídrico e do balanço hídrico, onde a proporção de água utilizada para evapotranspiração e geração do deflúvio é representada de forma simplificada pela equação $ET = P - Q$, onde ET representa a evapotranspiração, P a precipitação e Q o deflúvio anual.

A quantidade de água que a floresta devolve para a atmosfera pode representar uma grande diferença na produção de água pela microbacia. Cerca de 70% da precipitação em uma microbacia florestada retorna para a atmosfera pelos processos de transpiração, interceptação e evaporação direta da água do solo. A interceptação pela copa tem importante papel, pois pode representar uma grande quantidade de água que retorna para a atmosfera durante a ocorrência de uma chuva. Diversos autores citados por Lima (1993), relatam índices de interceptação pela copa para florestas naturais de eucalipto de 5 a 24% da precipitação. Este autor destaca ainda que os valores médios anuais de evapotranspiração apresentados por florestas tropicais atingem valor máximo de 1500 mm, enquanto florestas naturais em clima temperado estes valores estão em torno de 1000 a 1100 mm, em condições de precipitação anual superior a 1500 mm.

Leopoldo et al. (1995) em estudos realizados na Amazônia Central, observaram a importância da floresta na retenção temporária da água da chuva no ecossistema. Durante 3 anos de estudo, os autores observaram que apenas 3% da água chuva era perdida pelo escoamento superficial. Em plantações de

Eucalyptus saligna no estado de São Paulo, Vital (1996) observou que a evapotranspiração corresponde a 89% da precipitação anual.

Brooks et al. (1991) observaram que a mudança no deflúvio é geralmente atribuída à alteração na evapotranspiração, e que a produção de água aumenta quando as florestas são cortadas ou desbastadas, ou quando a cobertura florestal da microbacia é convertida de espécies com raízes profundas para espécies com raízes superficiais.

Stednick (1996) relata que normalmente o máximo aumento na produção anual de água pela microbacia ocorre durante o primeiro ano após a retirada da cobertura florestal, exceto em situações em que ocorrem precipitações atípicas, podendo, nestes casos, os maiores efeitos ocorrerem vários anos após o corte. O autor sugere que é necessária a retirada de pelo menos 20% da área basal da microbacia para que os efeitos desta operação possam ser registradas pelo método hidrométrico, ou seja, pelas medições da precipitação e da vazão na microbacia.

Lesch & Scott (1997), utilizando o método de bacias pareadas, observaram o efeito do desbaste em 3 microbacias recobertas com *Eucalyptus grandis* e 2 espécies de *Pinus*, na África do Sul. A retirada de 1/3 das árvores de pinheiro adulto levou a um aumento de 10 a 71% no deflúvio durante a época chuvosa, sendo que os valores tiveram grande variação entre os três primeiros anos após o desbaste. Os incrementos na vazão não persistiram após o terceiro ano e foram maiores durante a estação seca em relação às demais épocas do ano, indicando que a redução na evapotranspiração pode ter sido responsável pela maior parte da resposta hidrológica da microbacia. De acordo com os resultados observados nas plantações jovens, o desbaste não foi suficiente para reverter a tendência de decréscimo no deflúvio após o reflorestamento. O autor sugere que em plantações de rápido crescimento e

rotações curtas, como é o caso do eucalipto, seja difícil a ocorrência de algum aumento observável no deflúvio após o desbaste, devido à alta taxa de crescimento e ao aumento rápido no consumo de água.

Variáveis climáticas, como a temperatura e a umidade relativa do ar, também tem grande influência sobre a evapotranspiração nas áreas florestadas. Alta umidade relativa e baixas temperaturas podem colaborar para taxas de evapotranspiração mais baixas.

Arcova (1996), em trabalho de calibração de duas microbacias recobertas por mata atlântica, no Parque Estadual da Serra do Mar de São Paulo, com temperatura média de 16,5 °C, observou que no balanço hídrico das microbacias a evapotranspiração corresponde a aproximadamente 28,9% da precipitação. Em uma microbacia recoberta com pinus, na região semi-árida da Espanha, onde a precipitação média anual é de 395 mm, Domingo et al. (1993), em um ano de estudo observaram que 86% da precipitação retornava à atmosfera pela evapotranspiração, e 14% era responsável pelo runoff.

Hornbeck et al. (1997) em estudo sobre balanço hídrico e ciclagem de nutrientes em duas microbacias florestadas nos Estados Unidos, relatam uma taxa de evapotranspiração média anual de 40 a 50% da precipitação.

Bosch & Hewlett (1982), em revisão sobre 94 experimentos realizados para determinar os efeitos da alteração na vegetação sobre a produção de água em microbacias, concluíram que em todos os casos, exceto um, houve um incremento na produção de água com a redução da cobertura florestal, ou uma redução em consequência do reflorestamento. Entretanto, os autores salientam a grande variabilidade da resposta hidrológica das microbacias, que em parte pode ser explicada pela precipitação média anual, pela taxa de regeneração da

floresta e pela localização das áreas de corte em relação à área total da microbacia. Com tal variabilidade, é essencial que a relação entre a cobertura florestal e a produção de água seja determinada para cada região em particular, atribuindo-se especial atenção à precipitação anual, aos métodos silviculturais e à rebrota da floresta.

2.2 Ciclagem de nutrientes e qualidade da água

A entrada de nutrientes para o ecossistema por processos naturais se dá através da chuva, deposição de poeira e aerossóis, por fixação microbiológica, acima e abaixo do solo, e por intemperização da rocha matriz. As perdas, por sua vez, ocorrem pelo escoamento superficial da água, pela lixiviação profunda, volatilização e pelo deflúvio. A exportação de biomassa por outro lado, como é o caso da colheita florestal, pode aumentar significativamente estas perdas (Vital, 1996).

O balanço geoquímico de nutrientes é estimado pela diferença entre a entrada de nutrientes pela precipitação e a saída pelo deflúvio. Depois da interação destes elementos com o solo, o balanço geoquímico pode ser estimado dentro de uma microbacia hidrográfica (Likens et al. 1977).

A composição química da água da chuva que chega ao dossel é atribuída aos núcleos de condensação que formam suas gotas e por partículas em suspensão na atmosfera que são arrastadas pela água (Arcova, 1993).

Pompéia (1989), em revisão sobre ciclagem de nutrientes em florestas, observou entradas de potássio da ordem de $2,3 \text{ kg.ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ em mata mesófila do estado de São Paulo e $5,3 \text{ kg.ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ em floresta tropical úmida do Rio de Janeiro. O autor cita como uma das principais fontes de entradas deste

o autor estimou entradas da ordem de $7 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ também em floresta tropical do Rio de Janeiro.

A floresta quando em equilíbrio, reduz ao mínimo a saída de nutrientes do ecossistema através da interação solo-vegetação. Desta forma, o solo pode manter o mesmo nível de fertilidade, ou até melhorar suas características ao longo do tempo (Poggiani, 1981). A floresta não perturbada, de forma geral, apresenta uma grande estabilidade, ou seja, os nutrientes introduzidos no ecossistema pela chuva e pelo intemperismo geológico estão em equilíbrio com os nutrientes perdidos para os rios e o lençol freático. O caso das florestas de rápido crescimento é diferente. A retirada da biomassa florestal de forma sistemática e por cortes rasos age como um elemento de desequilíbrio nutricional.

De acordo com Jordan (1982), as florestas naturais apresentam balanço de nutrientes equilibrado. O autor observa que em floresta pluvial do território amazônico da Venezuela a perda de nutrientes por lixiviação é igual ou menor que a entrada via atmosfera. Caso a floresta não seja secundária, esta entrada seria suficiente para a manutenção da floresta. A diferença entre a entrada via atmosfera e a saída pela lixiviação é suprido pelo intemperismo das rochas, quando o ecossistema não está degradado. Em contraste, em sistemas onde não há diferença entre a entrada via atmosfera e a saída pelo deflúvio, o intemperismo tem menor importância. No caso de plantações florestais, geralmente em solos já degradados, a adição de nutrientes pela água da chuva e a ciclagem biogeoquímica tem grande importância na manutenção da produtividade ao longo do tempo.

Arcova & Lima (1985), em estudo sobre o balanço de nutrientes no parque estadual da Serra do Mar do Estado de São Paulo, observaram balanço negativo para os íons Ca^{++} , Mg^{++} , K^{+} e Na^{+} , sugerindo que mesmo em

ecossistemas florestais normalmente caracterizados por apresentar um equilíbrio na dinâmica dos nutrientes, devido à contínua absorção pelas raízes, evitando a lixiviação excessiva dos nutrientes, a saída de nutrientes pode superar a entrada pela precipitação.

Castro (1980), estudando duas microbacias, uma com vegetação nativa e outra com atividades agropastoris na região de Viçosa MG, verificou que a cobertura florestal protegeu o solo das lixiviações de Ca^{++} , Mg^{++} , Fe^{++} , Na^+ e K^+ .

Ranzini (1990) encontrou um balanço negativo para Ca^{++} , Na^+ , Mg^{++} e Fe^{++} na ciclagem geoquímica de nutrientes em duas microbacias com plantação de *Eucalyptus saligna*. Na análise dos três primeiros anos de dados da microbacia do “Tinga”, do presente estudo, Scardua (1994) encontrou resultados semelhantes em aos de Ranzini (1990) para alguns dos nutrientes em estudo.

Waterloo (1994), em estudo sobre a ciclagem de nutrientes em uma microbacia localizada em Fiji, verificou um balanço geoquímico positivo para N^+ , K^+ e P^+ , e negativo para Ca^{++} , Mg^{++} e Na^+ .

A quantidade de nutrientes transportados pelo deflúvio em microbacias constitui um bom indicador do balanço de nutrientes em uma área, o que atesta a importância do conhecimento do balanço de nutrientes para a tomada de decisões dentro do manejo florestal (Bruijnzeel, 1990, Tamm, 1995).

Em um trabalho de monitoramento da qualidade da água em microbacias da Nova Zelândia, O'Loughlin (1994) observou que em florestas naturais não perturbadas os cursos d'água apresentam alta qualidade, com baixa concentração de nutrientes dissolvidos e de sólidos em suspensão. O'Loughlin (1981) sugere que as perdas de matéria orgânica, potássio e fósforo, estão

associadas ao escoamento superficial, enquanto os íons trocáveis e solúveis são transportados via fluxo de água que se move através do perfil do solo (escoamento subsuperficial).

Com relação aos aspectos físicos da qualidade da água, a condutividade elétrica pode ser muito útil para detectar variações nas suas características qualitativas, pois está diretamente relacionada à concentração total de íons (Arcova, 1994). Arcova et al. (1993), em estudo sobre a qualidade da água em uma bacia hidrográfica recoberta por floresta atlântica no Estado de São Paulo, observaram valor médio de condutividade elétrica de 35,5 μ mho. Os valores de turbidez variaram de 0,15 a 4,9 FTU. Este parâmetro está associado à presença de material em suspensão na água, como argilas, detritos orgânicos, que impedem a passagem da luz.

Aust et al. (1996) destacam que os sedimentos são os principais poluentes associados às operações florestais. A erosão, segundo Anderson et al. (1992), citados por Ranzini (1990), é responsável por 80% dos problemas de alteração da qualidade da água em microbacias hidrográficas, sendo um processo muito afetado pelas atividades florestais.

Aguilar & Aldon (1991), em estudo sobre produção de sedimentos em suspensão em dois tipos de solo na bacia de Rio Puerco, México, atribuíram as diferenças no runoff e nas taxas de sedimentos nas duas áreas de estudo primeiramente às diferenças na textura e às demais características estruturais do solo, que regulam o armazenamento de água e, conseqüentemente, influenciam a infiltração e o escoamento superficial durante chuvas de alta intensidade.

O aumento na concentração de sedimentos em suspensão após o corte da floresta vem sendo registrado por diversos autores, como Miller (1984), que observou um aumento significativo na produção de sedimentos em suspensão

após o corte, bem como uma tendência à redução nas concentrações anuais após esta operação. Hornbeck e Federer (1975) sugerem que em qualquer operação silvicultural a proteção do piso florestal, ou seja, da camada orgânica de proteção da superfície do solo é fundamental para evitar a erosão do solo.

2.3 Ciclagem biogeoquímica

Um dos impactos causados sobre a fertilidade do sítio se dá com a retirada da biomassa pela colheita florestal. Dentre os componentes da parte aérea da árvore, o maior teor de nutrientes é encontrado nas folhas, em seguida nos ramos e finalmente no lenho do tronco. Nas árvores de uma floresta homogênea, verifica-se que na fase juvenil o peso da copa é superior ao peso do tronco. Com o passar dos anos, o peso do tronco cresce de forma exponencial, enquanto o peso da copa permanece quase constante. Assim, a exportação de nutrientes com o corte das árvores muito novas será muito alta, em relação à madeira utilizada (Poggiani, 1981).

Shumacher (1993) verificou que a copa armazena cerca de 10% da fitomassa total, e concentra em média 24% do total de nutrientes da árvore. Na casca encontram-se as maiores quantidades do elemento cálcio, aproximadamente 60% do total.

Em estudo sobre a remoção de nutrientes em plantações de curta rotação observou-se que não existem diferenças perceptíveis na concentração de nutrientes entre plantações intensivas de curta duração e povoamentos naturais. Entretanto, a alta produção de biomassa em plantios florestais de cultivo intensivo faz com que tanto o conteúdo total de nutrientes quanto as taxas de retirada anual sejam também mais altas (Hansen & Baker, 1979).

Para garantir a manutenção da fertilidade do solo em regiões de produção de *Eucalyptus* no Brasil, Poggiani & Shumacher (1997) e Shumacher (1992) sugerem que o intervalo entre as rotações deve ser superior ao adotado atualmente (5 a 7 anos), e que apenas a madeira comercializável deve ser retirada, permanecendo folhas e ramos no local.

Ranger & Bonneau (1986), numa discussão sobre os efeitos da remoção de nutrientes pela colheita de diferentes espécies arbóreas, intervalo de rotação e a quantidade de biomassa explorada, concluíram que uma mudança para rotações mais curtas conduz para carência de todos os principais elementos na maior parte dos solos florestais.

Hansen & Backer (1979) citam possíveis práticas de manejo que podem otimizar a utilização de nutrientes, como o aumento do período de rotação, a permanência dos componentes com alta concentração de nutrientes, como as folhas distribuídos sobre a área, e a seleção de espécies com maior eficiência na utilização de nutrientes.

Poggiani (1985), estimando a fitomassa de um povoamento de *E. saligna* com 11 anos de idade plantadas no Estado de São Paulo, encontrou um total de biomassa de 186 ton/ha, distribuído da seguinte forma: 2,2 % de folhas, 7,5 % de ramos, 5% de casca e 85% de lenho.

Vital (1996) conclui, em estudo sobre o impacto do corte raso sobre o balanço hídrico e a ciclagem de nutrientes em uma microbacia reflorestada com eucalipto no Estado de São Paulo, que o maior impacto da colheita da madeira foi a exportação da biomassa, especialmente para os elementos Ca, K e Mg, destacando a necessidade da incorporação de práticas que tenham o objetivo de manter a produtividade do solo a longo prazo ao planejamento das atividades de produção florestal.

3. DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga, da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, localiza-se no município de Itatinga - SP, entre os paralelos 23° 02' 01" e 23° 02' 30" latitude sul e os meridianos 48° 38' 34" e 48° 37' 30" latitude oeste de Greenwich, com altitude média de 830 m. (Scardua, 1994).

A Estação Experimental possui uma área de 2400 ha, que vem sendo reflorestada com eucalipto desde a década de 40. Inicialmente os plantios foram destinados ao suprimento de lenha para a Companhia Sorocabana de Estradas de Ferro. A área pertence à Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiróz desde 1988. Grande parte da área manteve até 1997 talhões de eucalipto plantados por volta de 1940. Estas plantações após vários cortes e rebrotas foram mantidas sem qualquer intervenção silvicultural até 1997, quando foi realizada a colheita da madeira.

A Estação é servida por dois afluentes do córrego Potreirinho. Um de seus afluentes forma a microbacia do Tinga, com área de 68,24 ha e cobertura florestal de *Eucaliptus saligna*. O plantio foi realizado há cerca de 50 anos, tratando-se atualmente da rebrota do último corte, realizado há 17 anos. Estima-se que este seja o sexto ciclo de rebrota da plantação.

A caracterização hidrológica da microbacia do Tinga foi realizada durante 3 anos de registro e avaliação de dados de balanço hídrico e ciclagem geoquímica de nutrientes.

A caracterização teve início em abril de 1991, com a microbacia recoberta por *Eucalyptus saligna* plantado por volta de 1948. Esta etapa de caracterização estendeu-se até maio de 1994. Após este período vem sendo realizado o monitoramento contínuo destes aspectos.

Para este estudo, o período considerado foi de setembro de 1991 a agosto de 1997 (anterior ao corte raso) e o segundo período de setembro de 1997 a agosto de 1998, primeiro ano hídrico após o corte raso do eucalipto.

De acordo com Scardua (1994), trata-se de uma bacia de segunda ordem segundo a classificação de STRAHLER, e possui as seguintes características físicas:

área	68,2 ha
comprimento do canal principal	1,22 km
comprimento do canal secundário	0,16 km
densidade de drenagem	2,02
fator de forma	0,53
perímetro	3,2 km
orientação	NO

3.1 Clima

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 e 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 877 mm, e capacidade de armazenamento de água do solo de 150 mm (Scardua, 1994).

3.2 Vegetação

A área de estudo apresenta cobertura florestal de *Eucalyptus saligna* Smith. O plantio teve início no ano de 1945, encerrando em 1946. Foi feito em talhões retangulares, medindo aproximadamente 500 m x 350 m. A microbacia do Tinga é composta pelos talhões 16, 17, 18, 21, 22, e 23 (Figura 1)

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 o talhão 21, que corresponde a 13,4% da área, foi totalmente queimado.

3.3 Solos

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

4. MATERIAL E MÉTODOS

Inicialmente foi definido o ano hídrico, que se estende do mês de setembro ao mês de agosto.

Desta forma, o primeiro conjunto de dados utilizados para este estudo teve início em setembro de 1991 e estendeu-se até agosto de 1997, período considerado para a caracterização da microbacia em condições de cobertura florestal.

A Segunda etapa teve início em setembro de 1997 e estendeu-se até agosto de 1998, primeiro ano hídrico após o corte raso.

Os resultados obtidos durante este primeiro ano foram comparados aos observados durante os 6 anos anteriores para identificar os efeitos da colheita da madeira sobre o balanço hídrico, a ciclagem geoquímica e biogeoquímica de nutrientes e a qualidade da água produzida na microbacia do Tinga.

Maiores detalhes sobre os métodos utilizados podem ser encontrados em Scardua (1994). Resumidamente destacam-se os seguintes aspectos:

4.1 Medição do deflúvio

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 de onde é monitorada a vazão do riacho.

Junto à calha há uma régua graduada para leitura do nível de água. Com a leitura da cota, é possível calcular a vazão aplicando-se a equação de calibração da calha tipo “H” (BOS 1976):

$$\text{Log } Q = 0,02838 + 2,5524 (\log H) + 0,254 (\log H)^2:$$

onde:

Q = vazão em m³/s

H = altura da lâmina d'água em metros

Um linígrafo de rotação semanal registra continuamente a variação da altura da lâmina de água na calha.

Os linigramas semanais foram digitalizados com a utilização do programa de digitalização Tosca. Os valores correspondentes aos pontos digitalizados foram então transferidos para planilha eletrônica que permite a leitura da cota e tempo de cada um dos pontos. A partir destes resultados, aplicou-se a equação de calibração da calha tipo “H” para o cálculo da vazão em cada intervalo de tempo digitalizado.

Os resultados de tempo e vazão passaram em seguida pelo programa para cálculo de vazão em intervalos regulares, para obtenção dos valores diários de vazão.

4.2 Medição da precipitação

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 1050 metros do vertedor.

4.3 Balanço hídrico

De forma simplificada, desprezando-se as variações de armazenamento do solo, a equação do balanço hídrico pode ser escrita da seguinte forma:

$$ET = P - Q$$

onde:

ET = evapotranspiração (mm)

P = precipitação (mm)

Q = deflúvio (mm)

A evapotranspiração potencial registrada pelo tanque classe A e o balanço hídrico de Thornthwaite & Mather foram considerados para comparação com o balanço hídrico calculado pelo método do balanço de massa.

4.4 Qualidade da água

Foi realizada coleta semanal de água da chuva, em coletor instalado próximo ao vertedor, em área sem cobertura florestal. Amostras de água do deflúvio foram também coletadas semanalmente em coletores localizados em dois níveis diferentes junto ao vertedor.

Foram feitas análises para determinar a concentração dos elementos Ca^{++} , Mg^{++} , K^+ , Na^+ , e Fe^{++} .

As análises foram realizadas no laboratório Ecologia Aplicada do Departamento de Ciências Florestais, da “Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz”, de acordo com os métodos padronizados pela AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (1975).

As concentrações de Ca^{++} , Mg^{++} , K^+ , Fe^{++} e Na^+ foram determinados por espectrofotometria, em Espectrofotômetro de absorção atômica PERKIN ELMER, modelo 272.

As amostras coletadas no mês de julho de 1998 foram descartadas devido a problemas de conservação, de forma que os resultados de qualidade da água e densidade de fluxo de nutrientes para este mês não foram incluídos na análise dos resultados.

Outros aspectos em estudo sobre a qualidade da água foram a cor, a turbidez, a condutividade elétrica, o pH, e os sedimentos em suspensão.

A turbidez e a cor foram medidas em espectrofotômetro de filtro modelo DR 2000 da HACH. A condutividade elétrica foi determinada com a utilização de condutivímetro modelo 2511 da HACH, e o pH com potenciômetro modelo 3211 da MICRONAL.

A quantificação dos sedimentos em suspensão do córrego Tinga foi realizada através da filtração das amostras de água coletadas semanalmente. As amostras foram filtradas em malha de $0,45\mu\text{m}$, e o conteúdo de sedimentos quantificado com base em volume.

4.5 A água subterrânea

A concentração de nutrientes da água subterrânea foi avaliada através de amostras coletadas mensalmente nos piezômetros, de acordo com metodologia citada anteriormente.

Os piezômetros são poços de observação construídos com a introdução de tubos de pvc perfurados, a profundidades adequadas para o alcance do lençol freático.

A microbacia experimental do córrego Tinga conta com duas baterias de piezômetros, instalados perpendicularmente ao sentido do córrego nas duas margens, e uma bateria em prolongamento com o eixo do córrego em sua cabeceira. A profundidade dos poços está entre 71 e 225 cm. Os resultados observados em duas das baterias de poços foram utilizados para avaliar a concentração de nutrientes na água subterrânea ao longo da zona ripária.

4.6 Ciclagem geoquímica de nutrientes

A densidade de fluxo de nutrientes na precipitação e no deflúvio foi obtida pela multiplicação da concentração média mensal de nutrientes na água da chuva pelos volumes mensais de precipitação. O mesmo procedimento foi realizado para o cálculo da densidade de fluxo de nutrientes na água do deflúvio.

A diferença entre a entrada de nutrientes pela chuva e a saída pela água do deflúvio permitiu estimar o balanço geoquímico de nutrientes na microbacia.

4.7 Ciclagem biogeoquímica de nutrientes

As condições da rebrota de eucalipto da microbacia são bastante heterogêneas em relação à forma das árvores, apresentando grande variação de diâmetro e altura (Figura 1). Esta grande diversidade inviabiliza a utilização da madeira na indústria. Toda a madeira foi utilizada para fins energéticos.

Figura 1 – Aspecto geral da plantação de eucalipto

Para este estudo, a biomassa arbórea foi dividida em três compartimentos: material lenhoso comercializável, caracterizado por fustes com casca apresentando diâmetro igual ou superior a 5cm; folhas e por último, sobras, categoria composta por fustes com diâmetro inferior a 5 cm, galhos e ramos finos.

Para a estimativa da biomassa arbórea da microbacia foi realizado inventário florestal da microbacia, utilizando-se o método de amostragem estratificada (Couto, 1973).

A área da microbacia foi dividida em 3 estratos, considerando as variações nas características das árvores. As áreas pertencentes aos talhões 17 e 18 (figura 2) formaram um só estrato.

Em cada um dos estratos foram sorteadas 3 parcelas de 20 x 20 m, nas quais foram medidos o diâmetro à altura do peito e a altura total de todas as árvores.

A biomassa foi estimada utilizando-se equações de regressão ajustadas por Batista ¹ correlacionando DAP com peso do tronco, peso dos ramos e peso das folhas.

Para elaboração das equações foram abatidas 36 árvores, sendo 12 pertencentes a cada uma das classes de diâmetro, que compreendem os seguintes intervalos de DAP: 5 a 12 cm, 12 a 19 cm, e 19 a 27 cm. As árvores foram escolhidas aleatoriamente, segundo método proposto por Clark & Schoeder (1977). Foram pesados separadamente o tronco, as folhas e os ramos e galhos com DAP inferior a 5 cm. De cada um destes componentes foram retiradas amostras para análise química. As amostras foram pesadas e acondicionadas em sacos de papel e enviadas para o laboratório de Ecologia Aplicada do Departamento de Ciências Florestais da ESALQ/USP, onde foram secadas em estufa de circulação forçada à temperaturas entre 60 a 70°C até atingirem peso constante. Após a secagem, as amostras de folha foram moídas em moinho tipo Willey, com malha de 10 mesh. As amostras de material lenhoso foram picadas e moídas inicialmente em moinho de malha 40 mesh e posteriormente e malha 10 mesh. O pó resultante foi acondicionado em sacos plásticos e encaminhado para análise química.

Foram determinadas as concentrações de nitrogênio, fósforo, potássio,

¹ Batista: J. L. F., comunicação pessoal, 1998.

Foram determinadas as concentrações de nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio.

O nitrogênio foi determinado pelo método de Kjeldahl. O fósforo foi medido em fotolorímetro, utilizando o método do vanado-molibdato de amônio. Os elementos potássio, cálcio e magnésio foram determinados por espectrofotometria de absorção atômica, segundo metodologia descrita por Sarruge & Haag (1974).

A mineralomassa presente na vegetação foi estimada multiplicando-se o teor de nutrientes de cada compartimento (folhas, troncos e sobras) pela sua biomassa.

4.8 Análise dos resultados

O método utilizado para identificar as alterações no volume anual do deflúvio foi o da curva de dupla massa, que é uma forma de análise das relações entre as características do deflúvio (Lee, 1986). Basicamente, os totais acumulados da característica de interesse são plotados contra a variável controle em um gráfico do sistema cartesiano. O efeito da alteração na correlação entre as variáveis é indicado pela alteração na declividade da curva. Para a análise da produção de água a característica de interesse foi o deflúvio e a variável controle a precipitação (Trimble et al., 1987)

Para estimar as alterações no fluxo anual de nutrientes, foi estabelecido um intervalo de confiança usando o teste “t” com base nos 6 anos de observação anteriores ao corte raso. Os valores em Kg.ha^{-1} observados no primeiro ano após o corte raso do eucalipto foram comparados ao intervalo estimado para as condições de cobertura florestal (Mann, 1995). O mesmo procedimento foi utilizado para identificar alterações na qualidade da água, tanto para os aspectos químicos como físicos. Para estes aspectos, entretanto, foram

construídos intervalos de confiança para a média mensal, pois cada mês conta com 4 observações semanais.

Figura 2 – Mapa planialtimétrico da microbacia do “Tinga”. Estação Experimental de Itatinga ESALQ/USP. Itatinga - SP.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Balanço Hídrico

O deflúvio pode ser considerado como a interação de todos os fatores hidrológicos da microbacia, incluindo características como a cobertura vegetal e as ações antrópicas nela realizadas (Lima, 1996). Do ponto de vista hidrológico, ele representa um produto residual do ciclo hidrológico, o qual sofre influência do clima, da fisiografia e do uso do solo.

Por todos estes aspectos, o balanço hídrico constitui uma das mais importantes etapas dos estudos em hidrologia florestal, agindo como um indicador da influência do uso do solo sobre o regime hidrológico da microbacia.

Na figura 3 estão os valores totais anuais de precipitação e deflúvio durante o período de setembro de 1991 a agosto de 1997 e o total anual de precipitação e deflúvio de setembro de 1997 a agosto de 1998, período que caracteriza o primeiro ano hídrico após o corte raso do eucalipto na microbacia do Tinga.

Figura 3 – Totais anuais de precipitação e deflúvio durante o período experimental de setembro de 1991 a agosto de 1998.

De acordo com a equação básica do balanço hídrico para uma microbacia, $P - ET - Q - \Delta S = 0$, pela diferença entre a precipitação e o deflúvio e desconsiderando-se a variação no armazenamento de água no solo, a evapotranspiração média anual na microbacia no período anterior ao corte raso foi estimada em 66 % da precipitação média anual (1590mm), correspondendo a 1061 mm e após o corte em 67 % da precipitação anual, que (1838) mm correspondendo a um total de 1212 mm.

Lima (1994) afirma que a fase inicial de crescimento, como ocorre com outras espécies, corresponde ao período em que as plantações de eucalipto demandam as maiores quantidades de água. A eficiência no uso da água corresponde à taxa de biomassa produzida por unidade de água evaporada (Rapper et al. (1992). Eastham et al. (1990) estimam que o eucalipto consome cerca de 1000 litros de água para a produção de 1kg de matéria seca.

Considerando a idade da plantação em estudo, pode-se inferir que o consumo de água encontra-se abaixo do esperado para as fases iniciais de

crescimento, pelo fato de já ter ultrapassado as etapas de maior acúmulo de biomassa.

Vital (1996), estudando o efeito do corte raso de uma plantação de eucalipto de sete anos, verificou que a evapotranspiração média anual na microbacia durante os 7 anos anteriores ao corte foi de 89,3 % da precipitação, valores superiores aos observados na microbacia do Tinga, que apresentou durante o período anterior ao corte raso, evapotranspiração média anual de 67 % da precipitação.

A principal causa do aumento do deflúvio após o corte das árvores está relacionada à redução da evapotranspiração. Um dos fatores que afetam a evapotranspiração é o estágio de desenvolvimento da cultura, relacionado ao tamanho da superfície evaporante. Vieira (1998) estimou a proporção da biomassa representada pelas folhas em uma plantação de *E.grandis* com 6 anos em 10 %. Para a plantação em estudo, aos 50 anos, esta proporção foi estimada em 4,6%.

Outro aspecto importante relacionado à evapotranspiração é a densidade de plantio. O espaçamento adotado no plantio foi de 4 x 4 m, e atualmente, a densidade de indivíduos está bastante reduzida, devido à morte de árvores (figura1).

Comparando os valores de evapotranspiração observados na microbacia do Tinga aos observados em outras áreas plantações e em florestas naturais, pode-se inferir que a plantação em estudo utilizava água de forma bastante conservativa.

Lima (1996) em revisão sobre o assunto, relata taxas de evapotranspiração de 50, 59, 74 e 78% em florestas tropicais localizadas na Malásia, América Central, Amazônia e Quênia, respectivamente. Para plantações de eucalipto em região semi-árida de Portugal, encontrou valores de 99%.

Durante o primeiro ano hídrico após o corte raso, foi observado um pequeno aumento no deflúvio em relação à média dos anos anteriores. Entretanto, houve uma tendência ao incremento tanto do deflúvio quanto da precipitação durante os últimos quatro anos do período de estudo. (figura 4), de forma que este aumento pode estar mais associado a fatores climáticos do que a fatores do manejo.

Figura 4 - tendência da precipitação e deflúvio ao longo dos 4 últimos anos de observação na Microbacia do Tinga.

Para identificar as possíveis alterações na correlação entre a precipitação e o deflúvio após o corte raso do eucalipto na microbacia do Tinga, foi utilizada a curva de dupla massa. Os valores totais anuais acumulados de precipitação foram plotados contra os valores totais anuais acumulados de deflúvio. Trimble et al. (1987) destacam a aplicabilidade desta técnica em situações em que se desconsidera o armazenamento de água do solo.

Figura 5 - Curva de dupla massa entre os totais anuais acumulados de precipitação e os totais anuais acumulados de deflúvio na microbacia do Tinga para os 7 anos de observação.

Pela análise visual da curva de dupla massa, pode-se concluir que não houve alteração na correlação entre a precipitação e o deflúvio após a retirada da cobertura florestal, de forma que o corte das árvores não resultou em grande impacto sobre a produção anual de água na microbacia.

Em relação à média mensal dos seis anos anteriores ao corte raso, o ano hídrico 1997 – 1998 apresentou totais mensais superiores, o que pode ser observado na figura 6, onde estão representados as médias mensais acumuladas dos seis anos anteriores ao corte raso, e os totais mensais acumulados no primeiro ano após o corte raso. Entretanto, quando comparado a cada um dos anos individualmente, (figura 7) o deflúvio mensal durante o período pós corte manteve-se dentro do intervalo de valores registrados durante os seis anos anteriores ao corte.

Figura 6 - Valores de deflúvio mensal acumulado obtido a partir das médias mensais dos 6 anos de observação anteriores ao corte raso (eucalipto) e valores de deflúvio mensal acumulado durante o primeiro ano após o corte (pós corte)

Figura 7 - Valores de deflúvio mensal acumulado obtido a partir dos valores mensais dos 6 anos de observação anteriores ao corte raso e valores de deflúvio mensal acumulado durante o primeiro ano após o corte (pós corte)

Nos resultados médios mensais observa-se um aumento do deflúvio em relação aos anos anteriores. Entretanto, o ano hídrico 1992-93 apresentou valores superiores em todos os meses. Estes dois anos apresentaram também precipitações superiores, sendo que durante o ano de 1992 a 1993 foi registrada a maior precipitação anual do período, resultando em uma resposta em termos de incremento de vazão no ano posterior.

Na tabela 1 estão os valores de evapotranspiração calculados pelo método do balanço de massa, e a evapotranspiração potencial segundo Thornthwaite e Mather e do tanque Classe A

O balanço hídrico é definido como uma contabilidade de entrada e saída de água do solo, onde a entrada de água é representada pela precipitação ou irrigação e a saída pela evapotranspiração potencial (Amorim Neto, 1989). Comparando-se os resultados do balanço hídrico obtidos pelo método de Thornthwaite e Mather e do balanço de massa, este último apresenta valores superiores. Deve-se considerar, entretanto que nos valores de evapotranspiração obtidos pelo balanço de massa, estão embutidas as variações do armazenamento de água no solo, o que torna seus resultados superestimados em relação ao método anterior.

Quando comparado ao método do tanque classe A, que representa a evapotranspiração potencial para a área, o balanço de massa apresentou valores semelhantes, com uma diferença de apenas 2,2%.

A partir dos resultados apresentados, associados às características da plantação em estudo, pode-se concluir que esta apresentava baixo consumo de água em relação às plantações mais jovens, assim como valores normais de evapotranspiração. Desta forma, os baixos incrementos no deflúvio após o corte raso refletem uma condição de equilíbrio entre a antiga cobertura florestal e o regime climático local.

Tabela 1 - Médias mensais de evapotranspiração obtidas pelo método do balanço hídrico de Thornthwaite & Mather, tanque classe A e balanço de massa para os 6 anos anteriores ao corte raso

	Thornthwaite e Mather	Tanque classe A	Balanço de massa
Set	74,52	88	70,62
Out	82,4	103	123,73
Nov	93,86	111	91,69
Dez	101,2	101	134,66
Jan	107,64	143	251,63
Fev	93,7	96	192,88
Mar	90,01	85	103,74
Abr	69,29	72	74,27
Mai	57,78	61	40,88
Jun	49,88	74	14,08
Jul	53,08	46	-18,47
Ago	62,21	64	-12,73
total	919	1044	1067

5.2 Balanço de nutrientes e qualidade da água – aspectos químicos

A água da chuva constitui uma importante fonte de nutrientes para o ecossistema. Ao entrar em contato com a vegetação, suas características são modificadas, devido à lixiviação de minerais dos diversos compartimentos das árvores. Esta interação pode resultar em uma adição de nutrientes ao solo, caracterizando um processo que aparentemente não interfere nas concentrações de minerais da água do deflúvio (Lima, 1996). Por outro lado, as intervenções realizadas na cobertura florestal, como o corte e a retirada das árvores, podem alterar a qualidade da água pelo aumento na erosão do solo, lixiviação de nutrientes e redução na absorção de nutrientes pela biomassa. Atualmente, questões como a exportação de nutrientes e suas implicações sobre a manutenção da fertilidade do solo assumem grande importância. De acordo com Poggiani & Shumacher (1997) as plantações florestais no Brasil, de maneira geral, localizam-se em solos de baixa fertilidade, e sua exploração vem gerando controvérsias principalmente relacionadas ao ciclo dos nutrientes e à sustentabilidade.

5.2.1 Concentrações iônicas na água da chuva

Não foi observada grande variação na concentração iônica da água da chuva entre os anos de estudo, mantendo-se as concentrações mínimas e máximas semelhantes durante os sete anos de observação. Apenas as concentrações de sódio apresentaram maiores valores durante os três últimos anos, conforme mostra a Figura 8.

Figura 8 – Concentrações médias, mínimas e máximas de nutrientes na água da chuva. Resultados obtidos a partir de valores mensais médios de 4 amostras semanais .

5.2.2 Balanço de nutrientes

A figura 9 mostra os valores anuais do balanço dos nutrientes K, Ca, Mg, Fe e Na para os 6 anos anteriores ao corte raso e para o primeiro ano após o corte (1997 a 1998).

De forma geral, observa-se uma maior variação no balanço anual de nutrientes para ferro e magnésio, predominando um balanço negativo ao longo do período de estudo. Em termos médios anuais, o balanço geoquímico para os sete anos de observação, mostra um resultado negativo para os nutrientes Ca, Mg e Fe.

A alteração na cobertura vegetal aparentemente não causou grande desequilíbrio no balanço geoquímico da microbacia quando são considerados os íons em estudo. No primeiro ano após o corte foi observado um balanço geoquímico positivo para K, Ca, Fe e Na, permanecendo negativo para Mg,

Entretanto, durante este período ocorreram perdas significativas de nutrientes em relação aos anos anteriores, discretas do ponto de vista da densidade de fluxo anual, e um pouco mais acentuadas ao nível mensal.

De acordo com o intervalo de confiança estimado para a densidade de fluxo de nutrientes anual, (figura 10) houve uma perda significativa de K durante o primeiro ano após o corte, permanecendo os demais nutrientes abaixo do limite superior estimado para as condições da antiga cobertura florestal.

Figura 9 - Balanço anual de nutrientes determinado a partir dos resultados de entrada via precipitação e saída via deflúvio para os íons K^+ Ca^{++} Mg^{++} Fe^{++} e Na^{++} durante o período experimental de setembro de 1991 a agosto de 1998.

Figura 10 – Densidade de fluxo anual de nutrientes no primeiro ano após o corte raso do eucalipto. Limites superior e inferior do intervalo de confiança estimado para as condições de cobertura florestal ($t = 0,95$) e valores observados no primeiro ano após o corte raso.

Partindo para uma observação dos fluxos mensais, identifica-se perdas para alguns nutrientes. Os resultados apresentados na figura 10 mostram perdas significativas de potássio, magnésio, ferro e sódio.

Durante os meses de janeiro e fevereiro ocorreram perdas significativas de Fe, Mg e K, e, de forma geral, houve um aumento no fluxo mensal de todos os nutrientes em estudo.

Os intervalos de confiança representam estimativas de valores, cujos limites superior e inferior distribuem-se simetricamente em torno da média. Devido a esta característica, em situações em que o valor médio das observações aproxima-se de zero, seus limites inferiores podem atingir valores negativos mesmo que os valores reais, provenientes das observações de campo, nunca sejam inferiores a zero. Os intervalos estimados para as perdas de nutrientes pela água do deflúvio (figura 11) exemplificam esta situação. As perdas de nutrientes podem ser nulas em algumas situações, mas as

Figura 11 - densidade de fluxo mensal de nutrientes na água do deflúvio . limites superior e inferior do intervalo de confiança estimado para as condições de cobertura florestal ($t = 0,95$), valores observados durante o primeiro ano após o corte raso e totais mensais de precipitação durante o primeiro ano após o corte raso.

observações estarão sempre situadas entre o valor zero e os limites superiores dos intervalos.

Os resultados mostram que mesmo com o balanço anual positivo, houve uma perda anual e perdas mensais, o que, a longo prazo, pode representar um empobrecimento do sítio.

Outros aspectos importantes a serem considerados na interpretação dos resultados são a forma como foi realizado o corte e a retirada da biomassa, a regeneração do eucalipto ocorrida após o corte, proporcionando a incorporação de nutrientes na biomassa, e a preservação da mata ciliar.

A colheita foi realizada gradualmente, estendendo-se da segunda quinzena do mês de julho ao final do mês de agosto. Para sua realização, foram utilizados apenas os carregadores já existentes, sem abertura de novas estradas. Árvores nativas, pertencentes ao sub bosque foram mantidas na área, assim como todo o material não destinado ao comércio, caracterizado pelas folhas e galhos finos. A microbacia já apresentava espessa camada de serapilheira acumulada, que proporcionou proteção ao solo durante a colheita, tendo sido mantida após esta operação. A figura 12 ilustra parte da área após o corte e retirada da madeira.

Embora não tenha sido realizado plantio para incrementar a flora da faixa ciliar, ela se caracteriza pela presença de diversas espécies nativas da região, devido ao contato com fragmentos vizinhos. Esta faixa, de 30 metros foi mantida intacta durante a colheita florestal (figura 13).

Figura 12 - aspecto geral da microbacia após o corte raso

Figura 13 - aspecto geral da mata ciliar

Diversos autores vem destacando o papel dos ecossistemas ripários na conservação dos nutrientes no sítio e na manutenção da qualidade da água dos rios. Delitti (1989), Hornbeck (1986), Lima (1989), Peterjohn & Corel (1984), Rhodes et al. (1985). Entre os processos citados como responsáveis pela atenuação da perda de nutrientes estão a assimilação destes pelas plantas e microorganismos. A maior diversidade de espécies destes ecossistemas pode favorecer a retenção de nutrientes nesta região em relação às áreas de plantio homogêneo devido à sua dinâmica sucessional e à habilidade das diferentes espécies na absorção dos nutrientes.

Pela figura 14 é possível observar a variação da concentração dos nutrientes K, Ca, Mg, Fe e Na na água do deflúvio e na água subterrânea coletada em três poços piezométricos localizados ao longo da mata ciliar em cada uma das margens do riacho Tinga.

Os resultados da variação da concentração de nutrientes na água subterrânea ao longo da mata ciliar não permitem que sejam feitas inferências sobre sua atuação na conservação de nutrientes com base nos resultados numéricos. Entretanto, foi observada uma tendência ao aumento na concentração dos nutrientes à medida que o ponto de coleta se afasta do leito do riacho. De forma geral, as concentrações de nutrientes após o corte raso foram superiores à média dos anos anteriores ao corte. Este resultado foi mais evidente para o íon K^{++} , o que condiz com as perdas observadas tanto no fluxo anual como nos fluxos mensais de nutrientes na água do deflúvio.

A partir do exposto, e considerando que as concentrações de nutrientes na água do deflúvio não sofreram grandes alterações após o corte raso, a presença da mata ciliar deve ser vista como um fator a ser somado na manutenção da qualidade da água e a conservação de nutrientes na microbacia.

Hornbeck (1986) em estudo sobre o impacto do corte da floresta sobre a hidrologia e o balanço de nutrientes em uma microbacia, cita, entre as razões para o baixo impacto do corte sobre a perda de nutrientes, além da assimilação

Figura 14 – Concentração de nutrientes na água do deflúvio e na água subterrânea. Resultados médios de 72 amostras mensais coletadas nas filas de piezômetros A e B no período anterior ao corte raso (floresta) e 12 amostras mensais coletadas após o corte raso (pós corte).

dos íons pela mata ciliar, e a regeneração da floresta.

O papel na rebrota do eucalipto após o corte raso também pode ser considerado como importante fator na manutenção de nutrientes na microbacia. A incorporação destes nutrientes na biomassa pode estar relacionada ao balanço positivo para os nutrientes em estudo. De acordo com Bormann et al. (1969) o acúmulo de biomassa contribui para o fechamento do ciclo biogeoquímico, proporcionando a redução na perda de certos elementos no decorrer do crescimento das plantas. Atualmente, a microbacia apresenta grande parte da área recoberta por rebrota intensa, especialmente nos talhões 22 e 23.

5.2.3 Qualidade da água – aspectos químicos

A figura 15 mostra as concentrações médias anuais de nutrientes na água do deflúvio durante os anos hídricos de 1991 a 1997, período anterior ao corte raso do eucalipto e durante o ano hídrico 1997 a 1998, após o corte.

Ao longo do período foi observada uma tendência à redução nos valores de concentração média anual de potássio, cálcio, e magnésio, ocorrendo o inverso para o ferro. As concentrações de sódio não tiveram grandes variações ao longo do período.

Para identificar alterações nas concentrações de nutrientes na água do deflúvio foi estimado o intervalo de confiança a partir das observações realizadas nos 6 anos anteriores ao corte raso. Foram considerados efeitos do corte as alterações que ultrapassaram o intervalo de confiança estimado para as condições de cobertura florestal.

Na figura 16 estão os valores das concentrações mensais de nutrientes na água do deflúvio observadas no primeiro ano após o corte raso e o intervalo de confiança estimado para os valores de concentração de nutrientes na água

Figura 15 – Concentrações médias anuais de nutrientes na água do deflúvio durante o período experimental de setembro 1991 a agosto de 1997 e setembro de 1997 a agosto de 1998. Primeiro ano após o corte raso. Os valores correspondem a médias de 48 coletas semanais.

Figura 16 – Limites superior e inferior do intervalo de confiança estimado para os valores de concentração iônica na água do deflúvio para as condições de cobertura florestal ($t = 0,95$), valores observados durante o primeiro ano após o corte raso (observado) e valores mensais de precipitação no primeiro ano após o corte raso.

do deflúvio para condições de cobertura florestal, e os valores de precipitação (mm) registrados no primeiro ano após o corte raso.

Os valores de concentração de nutrientes encontram-se abaixo daquelas encontradas por Arcova e Lima (1985), em condições de floresta natural e também aos observados por Oliveira (1989), em microbacias recobertas por pastagem e pinheiros tropicais. Azevedo (1995) estudando características da água do deflúvio em microbacias com pastagem, floresta natural e *Eucalyptus* encontrou valores superiores aos observados na microbacia do Tinga. Vital (1996) observou um aumento na concentração de Ca, Mg e Fe após o corte do eucalipto, enquanto K e Na apresentaram concentrações menores após o corte. Estes resultados indicam a grande variabilidade das características químicas das águas em microbacias contendo diferentes coberturas vegetais. Além do aspecto da cobertura vegetal, as demais características da microbacia, como o tipo de solo, o relevo e as variáveis climáticas também devem ser consideradas na interpretação da resposta às operações silviculturais em termos de qualidade da água.

Os solos da microbacia, Latossolos vermelho-escuro e vermelho-amarelo, apresentam teores elevados a médios de Fe_2O_3 , característica que pode ser observada pelo aumento das concentrações de Ferro na água do deflúvio durante os meses de maior precipitação ao longo de todo o período de estudo. As elevadas concentrações deste elemento observadas no mês de agosto após o corte do eucalipto podem estar associadas ao transporte de substâncias húmicas, decorrentes da decomposição da biomassa que permaneceu sobre o solo após a colheita da madeira.

De acordo com os resultados observados, o corte raso não causou grande alteração nas concentrações de nutrientes da água do deflúvio. Foram observados aumentos significativos na concentração dos íons Mg^{++} , Fe^{++} e K^+ nos meses de janeiro e fevereiro, quando ocorreram também as maiores precipitações.

Foram observados inclusive valores inferiores nas concentrações de cálcio, resultado semelhante ao observado por Aubertin & Patric (1974). Tiedemann et al. (1988) estudando o efeito do corte da floresta em 3 microbacias das quais foi retirada 41%, da área basal, 17% da área basal e na terceira, onde foi realizado corte seletivo, não observaram alterações nas concentrações deste elemento após os tratamentos. Também Aubertin & Patric (1974), em estudo sobre o efeito do corte raso sobre a qualidade da água, não observaram alterações na concentrações de magnésio e ferro após o corte raso.

Os resultados podem estar relacionados à redução do tempo de residência da água na microbacia. A retirada da cobertura florestal favorece o aumento do escoamento superficial, devido à ausência do processo de interceptação de água pela copa das árvores, e à alteração nas condições de infiltração de água no solo. De acordo com Bormann et al. (1969), com o aumento do escoamento superficial, maior volume de água irá atingir o canal sem contato com as superfícies trocáveis do solo, causando uma redução na concentração de substâncias dissolvidas.

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 retirado das partículas de argila e o e potássio, ligados à matéria orgânica. Já os íons solúveis são transportados via fluxo subsuperficial, que atravessa o perfil do solo, podendo ter suas concentrações reduzidas com o aumento do escoamento superficial. Estas observações são condizentes com o resultado do presente estudo, especialmente em relação aos incrementos nos teores de K e Mg e reduções nos teores de Na após o corte.

Com relação à redução nos teores de cálcio, este resultados pode estar relacionado à assimilação deste nutriente pela a rebrota das árvores, processo que pode estar associado de forma geral, ao impacto relativamente menor do corte raso sobre os aspectos químicos da qualidade da água.

Binkley & Brown (1981) destacam que os principais processos que promovem a alteração nas características da água da chuva e do deflúvio são a lavagem de nutrientes depositados na superfície das folhas e tronco e a lixiviação de nutrientes constituintes das folhas, de forma que o contato com a superfície vegetal pode causar um significativo aumento nas concentrações de nutrientes que atingem o canal. Com a retirada da cobertura florestal a microbacia perde a contribuição que este processo vinha proporcionando em termos de entrada de nutrientes.

Bormann et al. (1969) relatam uma alta correlação entre a presença de sedimentos e picos de vazão nas microbacias, não ocorrendo o mesmo com as substâncias dissolvidas. Douglass & Swank (1975) estudando os efeitos da substituição da cobertura florestal por culturas agrícolas observaram baixas concentrações de todos os íons estudados nas microbacias tratadas, sendo que as alterações decorrentes do corte não foram suficientes para alterar a qualidade da água para o abastecimento ou mesmo causar decréscimo na fertilidade do solo.

A manutenção da camada orgânica no local também pode atuar como um fator de proteção da qualidade da água, protegendo o solo da erosão. Meguro et alli (1979) estimaram o tempo necessário para decomposição de 50% do folheto depositado em região de mata mesófila secundária em 9 a 10 meses. Considerando a velocidade de decomposição do folheto depositado pelo eucalipto, pode-se esperar um período mais longo para a decomposição, devido à composição do material, com maiores teores de lignina conferindo ao litter maior resistência e também à menor diversidade de espécies presentes no solo sob plantação homogênea em relação à floresta natural. Poggiani (1992) destaca que a velocidade na decomposição da serapilheira em florestas naturais ou plantações depende em parte da própria constituição química do material vegetal, e que a diversidade biológica favorece a cadeia alimentar ampliando a diversidade de organismos e microorganismos que colaboram na decomposição. Possivelmente a efeito da liberação dos nutrientes da

serapilheira, que também pode afetar a qualidade da água demandaria um período de observação superior a um ano, de forma que os efeitos deste processo devem ser considerados a longo prazo.

5.2.4 Aspectos físicos

5.2.4.1 Sedimentos em suspensão e perdas de solo

Vários estudos destacam que práticas de manejo tais como a construção de estradas e o preparo intensivo do solo têm grande potencial para causar erosão e sedimentação dos cursos d'água (Binkley & Brown (1981), Belt & O'Laughlin (1994)).

Os sedimentos em suspensão na água do deflúvio não representam apenas uma perda de solo, prejudicando a fertilidade do sítio, mas pode afetar também diversas formas de vida, comprometendo o equilíbrio do ecossistema aquático. Este efeito pode se dar, por exemplo, em decorrência da turbidez causada pelas partículas em suspensão, que limitam a entrada da luz e, conseqüentemente a produção de fitoplâncton, responsável pela alimentação de várias espécies (Marques, 1995).

Desta forma, a qualidade da água, sob o ponto de vista da sustentabilidade do ecossistema, deve englobar não só aspectos relacionados à manutenção da produtividade florestal à longo prazo, mas também a manutenção das características que permitam a sobrevivência da biota aquática.

As concentrações de sedimentos em suspensão no riacho Tinga mantiveram-se entre 0,5 e 19,7 mg/l durante o 6 anos de estudo anteriores ao corte do eucalipto. Após o corte, a menor concentração observada foi de 1,5 mg/l, e a maior de 15,9 mg/l.

Embora a concentração máxima observada após o corte raso seja inferior à máxima observada no período anterior, pelos resultados observados na figura 17 pode-se observar que houve um aumento significativo na produção de sedimentos ao longo do ano, indicando maior suscetibilidade da microbacia à erosão do solo após o corte das árvores.

Figura 17 – Limites superior e inferior do intervalo de confiança estimado para as concentrações médias mensais de sedimentos em suspensão na água do deflúvio em condições de cobertura florestal ($t = 0,95$) e valores observados durante o primeiro ano após o corte. Resultados correspondentes a valores mensais médios de 4 amostras semanais)

De acordo com o intervalo de confiança estabelecido para as perdas totais de sedimentos durante os anos de estudo, pode-se concluir que a produção de sedimentos em suspensão foi um grande impacto causado pelo

corte raso sobre a qualidade da água na microbacia. Os valores observados tanto na concentração de sedimentos na água do deflúvio, como no fluxo total de sedimentos superam os valores máximos estimados para a microbacia em condições de cobertura florestal.

Estes incrementos na concentração de sedimentos ao longo do ano resultaram em um aumento nas perdas anuais de solo da ordem de 52,7% em relação à média dos anos anteriores ao corte, que foi estimada em 28,68 kg.ha⁻¹.

O limite superior do intervalo de confiança previsto para a produção anual de sedimentos em suspensão para a microbacia em condições de cobertura florestal foi de 44 kg/ha.ano⁻¹, enquanto o valor observado no primeiro ano após o corte raso foi de 60,6 kg.ha⁻¹.

Na figura 18 estão os valores de precipitação anual e as perdas anuais de sedimentos ocorridas no período experimental de agosto de 1991 a setembro de 1997 (anterior ao corte raso) e de setembro de 1997 a agosto de 1998 (após o corte).

Hornbeck & Federer (1975) destacam a habilidade do piso florestal em proteger o solo contra a erosão e subsequente sedimentação dos rios. Na microbacia do Tinga, apesar da manutenção da camada orgânica depositada sobre o solo, esta não foi suficiente para manter a produção de sedimentos dentro dos intervalos de valores estimados para as condições de cobertura florestal, o que sugere a necessidade de adoção de outras práticas de manejo que possam, em conjunto atenuar este processo após a colheita da madeira.

Figura 18 – Totais anuais de perda de sedimentos em suspensão ($\text{Kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) na microbacia do Tinga durante o período de setembro de 1991 a agosto de 1997 (anterior ao corte), setembro de 1997 a agosto de 1998 (após o corte raso) e totais anuais de precipitação (mm).

5.2.4.2 Cor, turbidez, condutividade elétrica e pH,

Entre os parâmetros considerados para monitoramento da qualidade da água, os sedimentos em suspensão e a turbidez – que pode ser considerada uma medida óptica da concentração de sedimentos – foram os que mostraram maiores alterações após a colheita da madeira.

Na figura 19 estão os valores mínimos e máximos estimados para os parâmetros físicos de qualidade da água para condições de cobertura florestal e os valores observados durante o primeiro ano após o corte do eucalipto.

Figura 19 – Limites superior e inferior do intervalo de confiança estimado para os valores de cor (PtCo), turbidez (FTU), condutividade elétrica (μmho), e pH para a água do deflúvio em condições de cobertura florestal ($t = 0,95$), valores observados durante o primeiro ano após o corte (resultados correspondentes a valores mensais médios de 4 amostras semanais) e totais mensais de precipitação durante o primeiro ano após o corte raso.

Observa-se um aumento mensal significativo para os parâmetros cor e turbidez. Os valores de pH mantiveram-se entre 5 e 7, estando dentro da variação de valores médios considerados para águas naturais (Hem, 1970), apresentando reduções significativas em apenas 4 meses após o corte raso. Entretanto, as variações fora dos limites estimados para as condições de cobertura florestal podem estar relacionados à sensibilidade deste parâmetro às operações de manejo.

A condutividade elétrica não apresentou grandes variações durante o período experimental. Os valores inferiores aos esperados após o corte raso podem estar associados à redução nas concentrações iônicas observadas no deflúvio. De acordo com Binkley e Brown (1981), a condutividade elétrica depende da quantidade total de íons dissolvidos na água, e podem fornecer uma boa indicação de como as práticas florestais alteram as características químicas da água. Kochenderfer & Aubertin (1975) destacam que os valores de condutividade, embora não dêem indicações de quais íons estão presentes na água, qualquer aumento ou decréscimo em suas concentrações causarão alterações correspondentes nos valores de condutividade. De acordo com o autor, a colheita da madeira em uma microbacia pode ser realizado sem que os valores deste parâmetro sejam alterados. Aubertin & Patric (1974) verificaram que o corte realizado em diferentes proporções de microbacias nos Estados Unidos, tomando precauções para evitar distúrbios acentuados no solo, mantendo a faixa ciliar e com localização adequada de estradas, não causou alterações na condutividade, no pH e manteve baixos níveis de sedimentos em suspensão na água do deflúvio.

Oliveira (1989) observou uma correlação entre a cor, turbidez e as concentrações de ferro na água do deflúvio em microbacias contendo diferentes coberturas florestais. Resultados semelhantes foram observados na microbacia do Tinga em relação à cor e turbidez, parâmetros que se mostraram bons indicadores do efeito da atividade florestal sobre a qualidade da água. Em

relação aos aspectos físicos de qualidade da água, estes parâmetros foram os mais afetados pelo corte raso e apesar das práticas adotadas para o corte raso indicam um impacto desta operação sobre a hidrologia da microbacia.

5.2.5 Indicadores de qualidade da água

Conforme já citado anteriormente, a qualidade da água produzida em uma microbacia é resultado de diversos fatores. As operações de manejo florestal vêm se somar a esse complexo conjunto de variáveis, de forma que do ponto de vista experimental a separação dos efeitos das operações de manejo realizadas em uma microbacia daqueles decorrentes de variações naturais do ecossistema se torna muito difícil, especialmente quando o período de caracterização é pequeno.

A partir dos resultados obtidos durante os 6 anos de calibração da microbacia do Tinga algumas considerações podem ser feitas quando se busca identificar os melhores indicadores da qualidade da água.

Os intervalos de confiança foram estimados com o objetivo de abranger toda a variação nos resultados observados durante o período em que a microbacia mantinha a cobertura florestal. Como durante o período não foi realizada qualquer intervenção silvicultural, as variações nos resultados são decorrentes de fatores ambientais. A primeira observação realizada após o corte raso foi comparada aos intervalos estimados para as condições anteriores ao corte, para identificar sua localização em relação aos resultados já observados.

Os intervalos de confiança mais amplos refletem uma maior sensibilidade aos fatores naturais do ambiente. Desta forma, os parâmetros que apresentaram esta característica não constituem bons indicadores. Já aqueles que apresentaram intervalos mais estreitos não tiveram tamanha variabilidade no período anterior ao corte raso, de forma que os valores situados fora do

intervalo após o corte tem maior probabilidade de estarem associados a esta operação.

Dentre os parâmetros químicos foram considerados melhores indicadores em primeiro lugar o magnésio, seguido pelo cálcio. Já os parâmetros físicos apresentaram, de forma geral, menor variação no período anterior ao corte e tiveram maiores alterações após o corte raso. Entre estes parâmetros, mostraram-se melhores indicadores a turbidez, a cor e a condutividade elétrica. Além de apresentarem menor variação durante o período pré corte, as observações durante o primeiro ano após o corte raso estiveram fora dos intervalos previstos para as condições de cobertura florestal, indicando maior sensibilidade a esta operação de manejo.

5.2.6 Ciclagem biogeoquímica de nutrientes

As equações para determinação da biomassa do plantio de *E.saligna* foram:

Peso seco do tronco:

$$PST = 10.38099 + (-4,638834 * D) + (0,6307953 * D^2)$$

Onde:

PST= peso seco do tronco (Kg)

D = DAP (cm)

O coeficiente de determinação da equação (R^2) foi de 0.9506 e o erro padrão residual de $(Sy.x)^2 = 0.0676$

Peso seco das folhas:

$$PSF = 1,922904 + (-0,4238664 \cdot D) + (0,04024448 \cdot D^2)$$

Onde:

PSF = peso seco das folhas (Kg)

D = DAP (cm)

O coeficiente de determinação (R^2) foi de 0,6197 e o erro padrão residual $(Sy.x)^2 = 0,03007$.

A biomassa de cada compartimento foi calculada primeiramente para a parcela inventariada. A partir do valor de biomassa obtido para a parcela, foi estimado o valor para hectare.

Nas tabelas 2, 3 e 4 estão os valores de biomassa estimados para a cobertura florestal da microbacia do “Tinga”, as concentrações de nutrientes nos diferentes compartimentos das árvores e o estoque total de nutrientes em cada um dos compartimentos.

Tabela 2 - Fitomassa arbórea ($t.ha^{-1}$) nos diferentes compartimentos de *Eucalyptus saligna* e suas porcentagens na biomassa total

	$t.ha^{-1}$			
	tronco	folhas	Sobras	total
biomassa	51,61	3,02	10,94	65,57
%	78,72	4,6	16,68	100

Tabela 3 - Teor médio de nutrientes nos diferentes compartimentos de *Eucalyptus saligna*

	g.kg ⁻¹				
	N	P	K	Ca	Na
tronco	1,55	0,20	1,30	1,3	0,7
folha	14,75	1,06	4,25	4,25	2,55
sobra	3,21	0,23	1,63	1,63	0,79

Tabela 4 - Estoque de nutrientes na biomassa (Kg.ha⁻¹) nos diferentes compartimentos de *Eucalyptus saligna*

	Kg.ha ⁻¹				
	N	P	K	Ca	Mg
tronco	80	10,32	68,41	67,09	36,13
folha	44,88	3,2	12,82	12,25	7,69
sobra	35,13	2,52	17,84	17,29	8,86
TOTAL	160,01	16,04	99,07	96,98	52,5

Tabela 5 - Total exportado para fins comerciais e sua porcentagem na biomassa total

	ton.ha ⁻¹	Kg.ha ⁻¹				
	Biomassa	N	P	K	Ca	Mg
tronco	51,61	80	10,32	68,41	67,09	36,13
%	50	62	63	69	69,5	69

De forma geral, no aspecto ciclagem biogeoquímica de nutrientes, o material exportado com a retirada da madeira representa uma perda significativa para a área.

O teor de nutrientes observado na plantação em estudo apresenta-se semelhante a outras plantações do gênero, em diferentes idades. Quando comparado a uma plantação de *E. saligna* de 9 anos (Vital, 1996), a plantação deste estudo apresenta teores mais elevados de N, K e Mg no lenho e nas folhas e maior teor de Ca no lenho.

A proporção de biomassa das folhas apresentou valores semelhantes a outras plantações de eucalipto.

A tabela 6 mostra os valores do balanço anual de nutrientes na microbacia do Tinga.

Tabela 6 - Balanço biogeoquímico de nutrientes na microbacia do Tinga em kg.ha^{-1} , para o período de setembro de 1991 a agosto de 1998.

	K	Ca	Mg
Entradas			
Precipitação	19,04	24,5	10,92
Saídas			
Deflúvio	7,43	28,94	16,12
Lenho	68,41	69,07	36,13
BALANÇO	-56,80	-73,51	-41,33

Deve-se considerar que o balanço de nutrientes representa apenas os 7 anos de observação. Entretanto, esta fase constitui a quarta rebrota da plantação, indicando que as exportações de nutrientes foram maiores quando consideradas as colheitas realizadas nos ciclos anteriores.

Vital (1996) observou que 2,6% da biomassa de uma plantação de *E. saligna* aos 7 anos era representada pelas folhas. Em plantações de *E. camaldulensis* (9 anos), *E. grandis* (9 anos) e *E. torelliana* (12 anos) esta proporção correspondia a 1,17, 3,12 e 1,07 %, respectivamente. Já Vieira (1998) registrou uma biomassa foliar de 9,6 % da biomassa total em plantação de *E. grandis* com 6 anos, semelhante à encontrada por Poggiani & Couto (1984) em plantação de *E. grandis* com 2,5 anos.

Quanto à concentração de nutrientes nas folhas, os teores estão entre os valores observados para as plantações de *E. grandis* e *E. saligna* acima citadas.

Os resultados reafirmam a importância da permanência deste material, assim como toda a biomassa não destinada ao comércio no local após a colheita, devido à contribuição que podem representar na manutenção da produtividade do sítio.

O balanço negativo observado para os nutrientes K, Ca e Mg sugerem a necessidade de práticas que garantam a produtividade da área ao longo das sucessivas rotações.

6. CONCLUSÕES

O impacto do corte raso do eucalipto sobre a produção de água na microbacia foi inferior à esperada. Este resultado foi associado a algumas características da plantação como o estágio de desenvolvimento das árvores, já em declínio e consequentemente sem grande consumo de água para incorporação de biomassa; a menor superfície evaporante, proporcionada pela baixa densidade de indivíduos e pela menor proporção de biomassa concentrada nas folhas, característica da idade da plantação, o que proporcionou uma taxa de evapotranspiração inferior à observada em plantações mais jovens.

Com relação aos aspectos químicos da qualidade da água, o aumento nas concentrações iônicas na água do deflúvio em relação ao período anterior ao corte foram bastante discretas, e observadas no máximo em 4 dos meses posteriores ao corte raso, concentrando-se, para os 5 elementos em estudo, nos períodos de maior precipitação (dezembro a fevereiro). Os aspectos do manejo considerados importantes para o baixo impacto sobre estes aspectos foram a forma lenta e gradual em que foi realizado o corte, a manutenção da camada orgânica do solo favorecida pelo restrito uso de máquinas sem a abertura de novas estradas, a regeneração das árvores e a manutenção da mata ciliar. Estes aspectos também foram associados ao balanço geoquímico positivo observado no primeiro ano após o corte para 4 dos 5 elementos estudados.

Os parâmetros físicos de qualidade da água foram os mais afetados pelo corte raso. Destaca-se a produção de sedimentos em suspensão, a turbidez e a

cor. Apesar das características da operação de colheita da madeira, a produção de sedimentos e a turbidez foram significativamente superiores ao longo de todo o ano após o corte em relação aos seis anos anteriores, representando um dos maiores efeitos desta operação.

O maior impacto observado foi com relação à ciclagem biogeoquímica, que representou, apesar do longo período de rotação, importantes perdas de nutrientes da microbacia.

Foram considerados os melhores indicadores de qualidade da água a cor, a condutividade elétrica e a turbidez.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUILAR R. ; ALDON, E. F. Runoff and sediment rates on San Mateo and Querencia Soils Rio Puerco Watershed Management area. USDA Forest Service, p. 1 – 7, Apr., 1991,(Research Note, 506).

ALMEIDA, A. P.; RIEKERK, H. Water balance of eucalyptus globulus and Quercus suber forest stands in south Portugal. Forest Ecology and Management, v. 38, p. 55 - 64, 1990.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standards methods for the examinatanion of water and wastewater. Washington, 1975. 1193 p.

AMORIM NETO, M. S. Balanço hídrico segundo Thornthwaite & Mather (1955). Comunicado Técnico, EMBRAPA CPTSA, n. 34, p. 1-18, jun. 1989.

ARCOVA, F. C. S. CICCICO,, V.; SHIMOMICHI, P. Y. Qualidade da água e dinâmica dos nutrientes em bacia hidrográfica recoberta por floresta de mata atlântica. Revista do Instituto Florestal de São Paulo, v. 5, n. 1, p.1-20, 1993.

ARCOVA, F. S. C. ; LIMA, W. P. Balanço dos nutrientes Ca^{+2} , Na^{+2} , K^{+1} e NO_3^{-1} em bacia hidrográfica experimental com vegetação natural do Parque Estadual da Serra do Mar – Núcleo de Cunha – SP. IPEF, n. 31, p. 61-67, dez. 1985.

ARCOVA, F. S. C. Qualidade da água. In: Curso Internacional Sobre Manejo de Bacias Hidrográficas. 5., São Paulo, 1994: Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo, 1994. p. 257 – 268.

ARCOVA, F. S. C. Balanço Hídrico, características do deflúvio e calibragem de duas microbacias hidrográficas na serra do mar, SP. Piracicaba, 1996. 130 p. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.

AUBERTIN G.M. ; PATRIC, J. H. Water quality after clearcutting a small watershed in West Virginia. **Journal of Environmental Quality**, v.3, n. 3, p. 243-249, 1974.

AZEVEDO, E. C Vazão e características físicas e químicas do deflúvio de microbacias hidrográficas cobertas com mata nativa pastagem e Eucalyptus grandis. Viçosa, 1995. 92 p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Viçosa.

AUST, W. M.; SHAFFER, R. M; BURGER, J. A. Benefits and costs of forestry best management practices in Virginia. **Southern Journal of Applied Forestry**, v. 20, n. 1, p. 23 - 29, 1996.

BELT, G. H.; O’LAUGHLIN, J. Buffer strip design for protecting water quality and fish habitat. **Western Journal of applied forestry**, v.9, n. 2, p. 41 – 45, 1994.

- BINKLEY D ; BROWN T. C. Management impacts on water quality of forests and rangelands. In: HAMMER, M. J.; KENNETH, A. **Hydrology and water quality of water resources**. New York: John Wiley, 1981., p. 88-98
- BOS, M. G. **Discharge measurement structures**. Wageningen: International Institute for Land Reclamation and Improvement, 1976. 464 p.
- BORMANN, F. H.; LIKENS, G. E.; EATON, J. S. Biotic regulation of particulate and solution losses from a forest ecosystem. **Bioscience** v.19, n. 7, p. 600-610, 1969.
- BOSH J. M. ; HEWLETT J. D. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. **Journal of Hydrology**, 55, p. 3-23, 1982.
- BROOKS, K. N; FOLIOT, P. F.; GREGERSEN, H. M; THAMES. J. L. **Hydrology and the management of watersheds**. Ames: Iowa State University Press, 1991. 392 p.
- BRUIJNZEEL, L. A. **Hydrology of moist tropical forest and effects of conversion: a state of knowledge review**. Amsterdam: UNESCO, 1990. 224 p.
- CASTRO P. S. Influência da cobertura florestal na qualidade da água em 2 bacias hidrográficas da região de Viçosa – MG. Piracicaba, 1980 118 p. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo.

CLARK, A.; SCHROEDER, J. G. **Biomass of yellow-poplar in natural stands in wester North Carolina**. Asheville: **USDA Forest Service**, 1977. 41 p. (Research Paper, 165)

COUTO, H. T. Z. Equações de volume e peso para estimar biomassa de *Eucalyptus*. In: **SIMPÓSIO SOBRE ENERGIA DA BIOMASSA FLORESTAL**. São Paulo, 1983. **Relatório final**. São Paulo: CESP, Piracicaba: IPEF, 1983 p.38-58.

COUTO, H. T. Z. **Inventário Florestal**. Piracicaba: ESALQ, 1973. 121 p.

DELITTI, W. B. C. Ciclagem de nutrientes minerais em matas ciliares. In: **SIMPÓSIO SOBRE MATA CILIAR**, Campinas, 1989. **Anais**. Campinas: Fundação Cargill, 1989. p. 88-98.

DOMINGO, F.; PUIGDEFABREGAS, J; MORO, J. J. ; BELLOT, J Role of vegetation cover in the biogeochemical balances of a small afforested catchment in southeastern Spain. **Journal of Hidrology**, v. 159 , p. 275 - 289, 1993.

DOUGLAS,J. E.; SWANK, W. Y. **Effects of management practices on water quality and quantity: Coweeta Hydrologic Laboratory, North Carolina**. USDA, Forest Service, (General Technical Report, NE 13), 1975.

EASTHAM C. V., EDWARDS, D. A., CAMERON, D. N. Planting density effects on water use efficiency of trees and pasture in an agroforestry experiment. **New Zealand Journal of Forest Science**, v. 20, n. 1, p. 39-53, 1990.

HANSEN, E. A.; BAKER, J. B. Biomass and nutrient removal in short rotation intensively cultured plantations. In: **IMPACT HARVESTING ON FOREST NUTRIENT CYCLING**, 1979. Proceedings. p. 130 - 151. / Resumo em TREECD on CD- ROM, 1939 - 96/.

HEM, J. D. **Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water**. Water Supply Paper, 1973, U.S. Geological Survey, 1970.

HEWLETT, J. D. **Principles of forest hydrology**. Athens: The University of Georgia Press, 1982. 183 p.

HORNBECK, J. W., BAILEY, S. W., BUSO, D. C.; SHANLEY, J. B. Streamwater chemistry and nutrient budgets for forested watersheds in New England: variability and management implications. **Forest Ecology and Management** v. 93. p. 73 – 89, 1997.

HORNBECK J. W.; MARTIN, C. W, PIERCE, R. S., BORMANN, F. H. et al. Clear cutting Northern hardwoods: Effects on hydrologic and nutrient ion budgets. **Forest Science**, v. 32, n. 3 p. 667-686, 1986.

HORNBECK J. , FEDERER, C. A Effects of management practices on water quality and quantity: Hubbard Brook experimental forest, New Hampshire. **USDA, Forest Service**, (General Technical Report, NE 13, p. 58 – 65), 1975.

JOHNSON, E. A.; DILS, R. E. **Outline for compiling precipitation, runoff, and groundwater data from small watersheds**. Ashville: USDA, Forest Service Station, 1956. 41 p. (USDA. Paper, 68).

JORDAN, C. F. The nutrient balance of an amazonian rain forest. **Ecology**, v. 63, n.3 p. 647 - 654. 1982.

KOCHENDERFER J. N. & AUBERTIN G. M. Effects of management practices on water quality and quantity: Fernow experimental forest, W. Virginia. **USDA Forest Service General technical report NE 13**, p.14-24, 1975.

LEE, R. **Forest hydrology**. New York: Columbia University Press, 1986. 349 p.

LEOPOLDO, P. R.; FRANKEN, W. K. ; VILLA NOVA, N. A., Real evapotranspiration and transpiration through a tropical rain forest in central Amazonia as estimated by the water balance method. **Forest Ecology and Management**, v. 73, p.185 - 195, 1995.

LESCH, W. ; SCOTT, D. F. The response in water yield to the thinning of *Pinus radiata*, *Pinus patula* and *Eucalyptus grandis* plantations **Forest Ecology and Management**,. 90 p. 294 – 307, 1997.

LIKENS, G. E. ; BORMANN, F. H. ; PIERCE, R. S.; et al. **Biogeochemistry of a forested ecosystem**. New York: Springer-Verlag, 1977. 146 p.

LIMA, W. P. **Impacto ambiental do eucalipto**. São Paulo: EDUSP, 1993. 301 p.

LIMA, W. P., POGGIANI, F.; VITAL, A. R. Impactos ambientais de plantações florestais sobre regime hídrico e de nutrientes em bacias hidrográficas (compact disc). In: **CONGRESSO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO**, Águas de Lindóia, 1996. **Solo - suelo 96: trabalhos**. Piracicaba: SBSC/SLCS, 1996.

- LIMA, W. P. Função hidrológica da mata ciliar. In: Barbosa, L. M. **SIMPÓSIO SOBRE MATA CILIAR**, Campinas, 1989. **Anais**. Campinas: Fundação Cargill, 1989, p. 25-42
- MANN, P. S. **Introductory statistics**. New York: John Wiley, 1995. 800 p.
- MARQUES, J. F. Efeitos da erosão do solo na geração de energia elétrica: uma abordagem da economia ambiental. São Paulo, 1995. 240 p. (Tese Doutorado) Universidade de São Paulo.
- MEGURO, M.; VINUZIA, G. N.; DELITTI, W. B. C. Ciclagem de nutrientes na mata mesófila secundária I. Produção de conteúdo de nutrientes minerais no folheto. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo**, v. 7, p. 11-31, 1979.
- MILLER, E. L. Sediment yield and storm flow response to clear-cut harvest and site preparation in the Ouachita Mountains. **Water Resources Research**, v. 20, n. 4, p. 471-475, Apr. 1984.
- O'LOUGHLIN, C. The forest and water relationship. **New Zealand Forestry**, v. 39, n. 3, p. 26 - 30, 1994.
- O'LOUGHLIN, E. M. Water pathways through catchments and their relation to nutrient losses. In **IUFRO Workshop on Water and Nutrient Simulation Models**. Birmensdorf, 1981 p. 123 - 134.
- OLIVEIRA, F. A. Produção e qualidade da água em microbacias contendo diferentes coberturas vegetais na região de Agudos. Piracicaba, 1989

Dissertação (mestrado). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz – Universidade de São Paulo.

PETERJHON, W. T; COREL, D. L. Nutrient dynamics in na agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. **Ecology**, v. 5, n. 65p. 1466-1475, 1984.

POGGIANI, F. Ciclagem de nutrientes e manutenção da produtividade das florestas plantadas. In: FUNDAÇÃO CETEC. **Gaseificação da madeira e carvão vegetal**. Belo Horizonte, 1981. p. 25 - 33.

POGGIANI, F. Biomass and nutrient estimates removal in short rotation intensively cultured plantation of *Eucalyptus grandis*. In: FLORESTAS PLANTADAS NOS NEOTROPICOS COMO FONTE DE ENERGIA, Viçosa, 1983. **Anais**. Viçosa: 1983.

POGGIANI, F. Ciclagem de nutrientes em ecossistemas de plantações florestais de *Eucalyptus* e *Pinus*. Implicações silviculturais. Piracicaba, 1985 211 p. Tese (livre docente). Escola Superior de Agricultura Luiz de Quelroz, Universidade de São Paulo.

POGGIANI, F.; SHUMACHER, M. V. Atmospheric inputs compared with nutrients removed by harvesting from Eucalyptus plantation. Implications for sustainability. In: IUFRO CONFERENCE ON SILVICULTURE AND IMPROVEMENT OF EUCALYPTS, Salvador, 1997. **Anais**. Colombo: EMBRAPA, CNPF, 1997. v. 4, p. 68 – 74.

POGGIANI, F. Alterações dos ciclos biogeoquímicos em florestas. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 4, p. 734 – 739. Mar., 1992.

POGGIANI F.; COUTO, H. T Z. Biomass and nutrient estimates in short rotation intensively cultured plantation of *Eucalyptus grandis*. **IPEF**, n. 42. p. 23-37 1983.

POMPÉIA L. P. Aspectos da dinâmica dos nutrientes minerais em solo sob vegetação de campo – cerrado (Mogi-Guaçu – SP) São Paulo, 1989. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo.

RAPPER, S. M.; STONBECK, K.; MOSS, I. A. Water use efficiency and transpiration of Robinia, Liquidambar and Platanus sprouts in the Southeastern USA. **Forest Ecology and Management**, v. 51, p.259-268, 1992.

RANGER, J.; BORNEAU, M. Predictable effects of intensifying production and harvesting on the fertility of forest soil. Part 2. The effects of silviculture. **Revue Forestiere Francaise**, v. 38, n. 2, p. 105 - 123, 1986

RANZINI, M. Balanço hídrico, ciclagem geoquímica de nutrientes e perdas de solo em duas microbacias reflorestadas com *Eucalyptus saligna* Smith, no vale do Paraíba, SP. Piracicaba, 1990. 99 p. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo.

RHODES, J.; SKAU, C. M., GREENLEE, D. et al., Quantification of nitrate uptake by riparian forests and wetlands in an undisturbed headwaters watershed. **USDA Forest service**, (General Technical Report, RM 120), 1985.

ROGICK, A. Efeitos ambientais do eucalipto. **Ambiente**, n. 59, p. 38 – 41, Fev/Mar 1996.

- ROSÉN, K.; ARONSON, J.A.; ERIKSSON, H. M. Effects of clear- cutting on stream water quality in forest catchments in Central Sweden. **Forest Ecology and Management**, v. 83, p. 137 - 44, 1996
- SARRUGE, J. R.; HAAG, H. P. Análise química em plantas. Piracicaba, ESALQ, 1974. 56 p.
- SAHIN, V.; HALL, M. J. The effects of afforestation and deforestation on water yelds. **Journal of Hidrology**, v. 178, p. 293 - 309, 1996.
- SCARDUA, F. P. Caracterização hidrológica de uma microbacia hidrográfica experimental da Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga, ESALQ/USP. Piracicaba, 1994. 93 p Dissertação (Mestrado). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo
- SCHUMACHER, M. V. Aspectos da ciclagem de nutrientes e do microclima em talhões de *Eucalyptus camadulensis* Dehnh, *Eucalyptus grandis* Hill ex maiden e *Eucalyptus torelliana* f. muell. Piracicaba, 1992. 87 p. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo.
- SHUMACHER, M. V.; POGGIANI, F. Produção de biomassa e remoção de nutrientes em povoamentos de *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh, *Eucalypts grandis* Hill ex Maiden e *Eucalyptus Torelliana* F. Muel em Anhembi – SP, **Santa Maria**, v. 3, n. 1, p. 21-34, 1993.
- STEDNICK, J. D. Monitoring effects of timber harvest on annual water yield. **Journal of Hidrology**, v. 176, p.79 - 95, 1996.

- STEVENS, P. A.; NORRIS, A. D.; WILLIAMS, T. G. Nutrient losses after clearfelling in Bedgelert Forest: a comparison of the effects of conventional and Whole- tree harvest on soil water chemistry. **Forestry**, v. 68, n. 2,. p. 115 - 131, 1995.
- TAMM, C. O. Towards and understanding of the relations between tree nutrition nutrient cycling and enviroment. **Plant and Soil**, v. 168/169, p. 21 - 27, 1995.
- TIEDEMANN, A. R.; QUIGLEY, T. M.; ANDERSON, T. D. Effects of timber harvest on strem chemistry and dissolved nutrient losses in Northeast Oregon. **Forest Science**, v. 34, n. 2, p. 344-358, 1988.
- TRIMBLE, S. W.; WEIRICH, F. H.; HOAG, B. L. Reforestation and the reduction of water yield on the Southern Piedmont Since Circa 1940. **Water Resources Research**, v.23, n. 3, p. 425-437, Mar. 1987.
- VIEIRA, S. A. Efeito das plantações florestais (*Eucalyptus*, sp.) sobre a dinâmica de nutrientes em região de cerrado do Estado de São Paulo Piracicaba, 1998, 74 p. Dissertação (Mestrado) Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo.
- VITAL, A. R. T. Efeito do corte raso no balanço hídrico e na ciclagem de nutrientes em uma microbacia reflorestada com eucalipto. Piracicaba, 1996. 106 p. Dissertação (mestrado) Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo.
- WALLING, D. E. Water in the catchment ecosystem. In: GOWER, A. M. **Water quality in catchment ecosystems**. Chichester: John Wiley, 1980. p. 1 - 47.

WATERLOO, M. J. Water and nutrient dynamics of *Pinus caribaea* plantation forest on former grasland soil in Southwest Viti Levy, Fiji. Amsterdam, 1994, 478 p. Thesis (Doctor) Vrije University.

APÊNDICE 1 – Totais mensais de precipitação (mm) na microbacia do Tinga durante o período experimental de setembro de 1991 a agosto de 1998.

	Ano hídrico						
	91 - 92	92 - 93	93 - 94	94 - 95	95 - 96	96 - 97	97 - 98
	Precipitação (mm)						
Set.	71,84	165,43	174,46	0,73	95,28	137,25	59,10
Out.	122,13	194,97	130,45	154,57	187,09	182,14	140,60
Nov.	114,39	188,44	74,05	159,94	145,78	87,93	252,90
Dez.	249,95	110,97	149,19	223,34	117,49	182,01	159,48
Jan.	181,94	376,28	334,65	157,03	213,26	475,21	193,27
Fev.	107,71	484,77	243,85	270,85	229,15	154,53	454,58
Mar.	274,64	89,70	141,63	105,74	337,73	25,04	300,76
Abr.	174,04	176,89	128,14	130,14	72,82	49,60	56,30
Mai.	135,94	121,67	89,20	73,35	18,95	89,55	128,60
Jun.	0,00	70,92	78,23	42,49	28,25	121,06	19,68
Jul.	19,52	16,32	17,90	80,67	6,13	28,38	248,95
Ago.	30,63	52,36	0,00	3,41	34,57	24,39	53,20

APÊNDICE 2 – Totais mensais de deflúvio (mm) na microbacia do Tinga durante o período experimental de setembro de 1991 a agosto de 1998

	Ano hídrico						
	91 - 92	92 - 93	93 - 94	94 - 95	95 - 96	96 - 97	97 - 98
	Deflúvio (mm)						
Set.	22,92	36,08	64,76	33,03	27,19	37,29	40,42
Out.	29,38	35,64	53,84	33,66	38,82	37,66	39,66
Nov.	25,90	47,25	42,95	37,49	34,55	32,25	49,87
Dez.	36,17	42,58	49,37	30,53	34,83	31,49	44,05
Jan.	29,69	44,33	60,93	30,50	33,21	29,96	47,44
Fev.	24,46	89,05	85,63	48,78	31,61	54,03	75,52
Mar.	39,40	77,43	68,94	37,95	75,29	53,04	84,20
Abr.	35,61	66,87	64,09	40,11	50,76	28,59	52,69
Mai.	46,56	67,85	48,95	35,16	41,77	43,10	53,33
Jun.	30,80	67,39	56,62	33,22	22,03	46,42	35,02
Jul.	31,66	56,97	79,50	44,22	38,26	44,80	39,89
Ago.	31,26	54,04	38,57	38,40	34,36	42,64	60,70

APÊNDICE 3 - Concentrações médias mensais de nutrientes na água da chuva. Resultados médios de 4 amostras semanais.

Ano hídrico 1991 a 1992

	K	Ca	Mg mg/l	Fe	Na
Set.	0,20	0,13	0,00	0,00	0,00
Out.	0,67	0,13	0,00	0,00	0,00
Nov.	0,17	0,59	0,80	0,00	0,00
Dez.	0,10	0,16	0,03	0,00	0,08
Jan.	0,28	0,28	0,50	0,03	0,03
Fev	0,10	0,13	0,47	0,00	0,00
Mai.	0,00	0,10	0,38	0,00	0,00
Abr.	0,23	0,26	0,41	0,07	0,00
Mai.	0,00	0,13	0,00	0,00	0,00
Jun.	0,30	0,73	0,35	0,00	0,10
Jul.	0,20	0,50	0,25	0,00	0,40
Ago.	0,20	0,75	0,25	0,00	0,30

APÊNDICE 4 - Concentrações médias mensais de nutrientes na água do deflúvio. Resultados médios de 4 amostras semanais.

Ano hídrico 1992 a 1993

	K	Ca	Mg mg/l	Fe	Na
Set.	0,08	0,72	0,44	0,13	0,10
Out.	0,62	0,83	0,40	0,13	0,10
Nov.	0,17	1,00	0,41	0,03	0,10
Dez.	0,00	0,88	0,41	0,19	0,10
Jan.	0,00	0,93	0,5	0,08	0,30
Fev.	0,30	0,97	0,47	0,13	0,08
Mar.	0,60	0,75	0,38	0,21	0,10
Abr.	0,35	0,66	0,41	0,35	0,08
Mai.	0,42	0,73	0,40	0,00	0,38
Jun.	0,00	0,72	0,41	0,07	0,43
Jul.	0,16	0,70	0,43	0,05	0,50
Ago.	0,00	0,85	0,47	0,13	0,50

**APÊNDICE 5 - Concentrações médias mensais de nutrientes na água da chuva.
Resultados médios de 4 amostras semanais.**

Ano hídrico 1992 a 1993

	K	Ca	Mg mg/l	Fe	Na
Set.	0,13	0,22	0,03	0,00	0,00
Out.	0,25	0,28	0,10	0,00	0,10
Nov.	0,43	0,76	0,23	0,00	0,14
Dez.	0,23	0,25	0,13	0,04	0,03
Jan.	1,18	0,47	0,22	0,07	0,25
Fev	0,05	0,38	0,00	0,00	0,05
Mai.	0,00	0,25	0,13	0,00	0,00
Abr.	0,00	0,10	0,03	0,00	0,00
Mai.	0,07	0,29	0,09	0,00	0,13
Jun.	0,87	0,09	0,00	0,00	0,03
Jul.	0,80	1,00	0,38	0,00	0,30
Ago.	0,20	0,25	0,13	0,00	0,20

**APÊNDICE 6 - Concentrações médias mensais de nutrientes na água do
deflúvio. Resultados médios de 4 amostras semanais.**

Ano hídrico 1992 a 1993

	K	Ca	Mg mg/l	Fe	Na
Set.	0,50	0,82	0,35	0,10	0,23
Out.	0,06	0,83	0,50	0,03	0,38
Nov.	0,11	1,80	1,00	0,08	0,74
Dez.	0,13	0,88	0,38	0,03	0,23
Jan.	0,13	0,91	0,41	0,07	0,30
Fev.	0,05	0,94	0,47	0,00	0,30
Mar.	0,03	1,22	0,63	0,07	0,18
Abr.	0,10	0,85	0,55	0,03	0,04
Mai.	0,50	0,88	0,35	0,38	0,35
Jun.	0,73	0,50	0,28	0,10	0,45
Jul.	0,14	0,53	0,35	0,08	0,44
Ago.	0,03	0,63	0,38	0,07	0,28

**APÊNDICE 7 - Concentrações médias mensais de nutrientes na água da chuva.
Resultados médios de 4 amostras semanais**

Ano hídrico 1993 a 1994

	K	Ca	Mg mg/l	Fe	Na
Set.	0,20	0,17	0,04	0,00	0,10
Out.	0,10	0,19	0,13	0,00	0,00
Nov.	0,30	0,26	0,13	0,13	0,10
Dez.	0,27	0,30	0,13	0,08	0,07
Jan.	0,10	0,09	0,09	0,04	0,10
Fev.	0,13	0,13	0,09	0,09	0,00
Mai.	0,07	0,09	0,04	0,04	0,13
Abr.	0,07	0,04	0,04	0,13	0,13
Mai.	0,15	0,82	0,19	0,13	0,00
Jun.	0,30	0,75	0,25	0,00	0,10
Jul.					
Ago.					

**APÊNDICE 8 - Concentrações médias mensais de nutrientes na água do
deflúvio. Resultados médios de 4 amostras semanais.**

Ano hídrico 1993 a 1994

	K	Ca	Mg mg/l	Fe	Na
Set.	0,03	0,60	0,38	0,00	0,30
Out.	0,10	0,83	0,50	0,15	0,28
Nov.	0,15	0,85	0,38	0,19	0,33
Dez.	0,03	0,72	0,44	0,16	0,25
Jan.	0,04	0,65	0,38	0,10	0,34
Fev.	0,03	0,72	0,38	0,13	0,25
Mar.	0,13	0,96	0,51	0,08	0,37
Abr.	0,10	0,73	0,40	0,15	0,36
Mai.	0,33	1,63	0,66	0,13	0,15
Jun.	0,20	1,19	0,60	0,10	0,15
Jul.	0,58	0,15	0,30	0,25	0,24
Ago.	0,05	0,57	0,50	0,16	0,35

**APÊNDICE 9 - Concentrações médias mensais de nutrientes na água da chuva.
Resultados médios de 4 amostras semanais**

Ano hídrico 1994 a 1995

	K	Ca	Mg mg/l	Fe	Na
Set.					
Out.	0,60	0,51	0,13	0,38	0,25
Nov.	0,13	0,46	0,04	0,40	0,13
Dez.	0,08	0,41	0,13	0,26	0,13
Jan.	0,05	0,32	0,13	0,38	0,12
Fev.	0,33	0,21	0,00	0,13	0,13
Mar.	0,13	0,09	0,00	0,09	0,03
Abr.	0,00	0,25	0,00	0,13	0,10
Mai.	0,00	0,25	0,00	0,00	0,10
Jun.	0,15	0,44	0,13	0,00	0,10
Jul.	0,00	0,38	0,13	0,00	0,10
Ago.					

**APÊNDICE 10 - Concentrações médias mensais de nutrientes na água do
deflúvio. Resultados médios de 4 amostras semanais.**

Ano hídrico 1994 a 1995

	K	Ca	Mg mg/l	Fe	Na
Set.	0,06	0,80	0,50	0,18	0,22
Out.	0,47	1,04	0,54	0,29	0,50
Nov.	0,15	0,97	0,50	0,68	0,25
Dez.	0,02	1,05	0,50	0,34	0,32
Jan.	0,18	1,13	0,53	0,94	0,40
Fev.	0,23	0,91	0,47	0,63	0,35
Mar.	0,20	0,75	0,43	0,58	0,34
Abr.	0,05	0,66	0,32	0,29	0,23
Mai.	0,04	0,70	0,28	0,23	0,30
Jun.	0,22	1,28	0,35	0,05	0,48
Jul.	0,24	0,72	0,32	0,03	0,50
Ago.	0,00	0,69	0,35	0,13	0,18

APÊNDICE 11 - Concentrações médias mensais de nutrientes na água da chuva. Resultados médios de 4 amostras semanais.

Ano hídrico 1995 a 1996

	K	Ca	Mg mg/l	Fe	Na
Set.	0,50	0,50	0,13	0,00	0,10
Out.	0,10	0,69	0,17	0,04	0,03
Nov.	0,20	0,38	0,13	0,13	1,00
Dez.	0,45	0,32	0,13	0,07	0,60
Jan.	0,28	0,38	0,10	0,03	0,50
Fev	0,15	0,25	0,13	0,19	0,18
Mai.	0,10	0,29	0,09	0,17	0,10
Abr.	0,70	0,50	0,13	0,00	0,40
Mai.					
Jun.	0,60	1,75	0,63	0,13	0,60
Jul.					
Ago.					

APÊNDICE 12 - Concentrações médias mensais de nutrientes na água do deflúvio. Resultados médios de 4 amostras semanais.

Ano hídrico 1995 a 1996

	K	Ca	Mg mg/l	Fe	Na
Set.	0,06	0,78	0,35	0,05	0,12
Out.	0,08	0,87	0,38	0,10	0,10
Nov.	0,08	0,67	0,32	0,19	0,83
Dez.	0,15	0,91	0,38	0,22	0,75
Jan.	0,40	0,98	0,40	0,35	0,58
Fev.	0,23	0,78	0,38	0,50	0,38
Mar.	0,10	1,60	0,45	0,75	0,26
Abr.	0,23	1,97	0,44	0,85	0,30
Mai.	0,12	1,88	0,30	0,03	0,30
Jun.	0,50	0,50	0,38	0,38	0,30
Jul.	0,20	0,53	0,41	0,29	0,38
Ago.	0,12	0,50	0,53	0,18	0,30

APÊNDICE 13 - Concentrações médias mensais de nutrientes na água da chuva. Resultados médios de 4 amostras semanais.

Ano hídrico 1996 a 1997

	K	Ca	Mg mg/l	Fe	Na
Set.	0,57	0,30	0,21	0,17	0,10
Out.	0,50	0,28	0,18	0,08	0,03
Nov.	0,30	0,25	0,13	0,25	1,00
Dez.	0,20	0,32	0,13	0,00	0,60
Jan.	0,10	0,32	0,00	0,25	0,50
Fev	0,10	0,25	0,19	0,26	0,18
Mai.					0,10
Abr.	0,05				0,40
Mai.	0,18	0,25	0,00	0,13	
Jun.	0,18	0,13	0,00	0,25	0,60
Jul.					
Ago.	0,3	0,50	0,13	0,25	

APÊNDICE 14 - Concentrações médias mensais de nutrientes na água do deflúvio. Resultados médios de 4 amostras semanais.

Ano hídrico 1996 a 1997

	K	Ca	Mg mg/l	Fe	Na
Set.	0,20	0,32	0,50	0,06	0,35
Out.	1,18	0,55	0,55	0,30	0,36
Nov.	1,13	0,94	0,57	0,82	0,25
Dez.	0,20	1,03	0,57	0,66	0,13
Jan.	0,14	0,90	0,43	0,58	0,10
Fev.	0,03	0,85	0,44	0,57	0,30
Mar.	0,00	0,78	0,47	0,78	0,35
Abr.	0,05	0,53	0,38	0,44	0,45
Mai.	0,18	0,25	0,00	0,13	0,10
Jun.	0,18	0,13	0,00	0,25	0,00
Jul.	0,22	0,67	0,38	0,50	0,20
Ago.	0,30	0,50	0,13	0,25	0,40

APÊNDICE 15 - Concentrações médias mensais de nutrientes na água da chuva. Resultados médios de 4 amostras semanais.

Ano hídrico 1997 a 1998

	K	Ca	Mg mg/l	Fe	Na
Set.					
Out.	0,50	0,19	0,25	0,25	0,15
Nov.	0,47	0,09	0,17	0,17	0,10
Dez.	0,18	0,03	0,03	0,03	0,03
Jan.	0,55	0,75	0,26	0,26	0,15
Fev.	0,15	0,35	0,25	0,25	0,17
Mai.	0,15	0,06	0,10	0,10	0,15
Abr.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Mai.	0,00	0,13	0,13	0,13	0,10
Jun.	0,32	0,38	0,13	0,13	1,00
Jul.					
Ago.	0,35	0,50	0,25	0,25	0,10

APÊNDICE 16 - Concentrações médias mensais de nutrientes na água do deflúvio. Resultados médios de 4 amostras semanais..

Ano hídrico 1997 a 1998

	K	Ca	Mg mg/l	Fe	Na
Set.	0,58	0,19	0,16	0,25	0,20
Out.	0,36	0,55	0,53	0,45	0,26
Nov.	0,28	0,38	0,57	0,32	0,28
Dez.	0,50	0,63	0,82	0,13	0,25
Jan.	0,35	0,75	0,75	0,47	0,33
Fev.	0,40	0,78	0,70	0,83	0,34
Mar.	0,37	0,20	0,43	0,43	0,24
Abr.	0,13	0,17	0,46	0,25	0,20
Mai.	0,25	0,38	0,25	0,16	0,15
Jun.	0,22	0,55	0,38	0,13	1,20
Jul.					
Ago.	0,13	0,58	0,38	0,25	0,20

**APÊNDICE 17 - Valores médios mensais de cor (PtCo) na água do deflúvio.
Resultados médios de 4 amostras semanais.**

	Ano hídrico						
	1991 - 1992	1992 - 1993	1993 - 1994	1994 - 1995	1995 - 1996	1996 - 1997	1997 - 1998
	Cor PtCo						
Set.	10	6	6	16	8	10	19
Out.	9	16	6	28	0	21	16
Nov.	5	13	8	25	4	34	24
Dez.	23	9	11	30	6	37	26
Jan.	14	18	9	38	21	30	31
Fev.	19	21	6	33	23	16	55
Mar.	15	30	5	18	36	21	31
Abr.	16	27	0	9	35	12	29
Mai.	15	14	14	7	8	6	7
Jun.	13	6	5	1	11	8	2
Jul.	7	0	7	13	3	8	
Ago.	6	6	9	6	5	17	13

APÊNDICE 18 - Valores médios mensais de turbidez (FTU) na água do deflúvio. Resultados médios de 4 amostras semanais..

	Ano hídrico						
	1991 - 1992	1992 - 1993	1993 - 1994	1994 - 1995	1995 - 1996	1996 - 1997	1997 - 1998
	Turbidez FTU						
Set.	1,5	1,4	0,7	0,8	1,3	1,4	3,8
Out.	1,2	1,6	2,8	0,6	1,8	5,2	3,4
Nov.	1,4	1,8	1,1	2,7	3,4	10,3	6,8
Dez.	1,6	1,1	0,7	1,5	2,5	12	7,5
Jan.	1,6	1,6	1,4	3,4	2,6	7,8	9,0
Fev.	2,4	3,3	1,0	3,8	3,9	4,5	15,0
Mar.	2,3	3,0	1,4	2,1	3,1	4,5	6,0
Abr.	3,5	2,6	1,9	1,9	4,4	3,0	3,0
Mai.	1,1	1,7	1,1	2,3	1,3	3,0	2,0
Jun.	1,9	1,0	0,8	1,3	4,9	1,0	3,4
Jul.	2,7	0,9	1,0	2,3	0,7	4,6	0,7
Ago.	2,1	0,9	1,4	1,3	2,3	1,3	1,0

APÊNDICE 19 - Valores médios mensais de condutividade elétrica (μmho) na água do deflúvio. Resultados médios de 4 amostras semanais,

Ano hídrico							
	1991 - 1992	1992 - 1993	1993 - 1994	1994 - 1995	1995 - 1996	1996 - 1997	1997 - 1998
	Condutividade elétrica μmho						
Set.	54	57	60	53	63	49	79
Out.	60	50	56	55	64	49	54
Nov.	52	49	55	58	56	49	45
Dez.	60	52	58	58	59	50	48
Jan.	56	64	55	55	58	49	45
Fev.	54	57	53	54	54	47	48
Mar.	56	59	51	49	52	50	40
Abr.	52	52	51	48	49	44	40
Mai.	47	47	50	47	37	39	37
Jun.	43	49	50	49	63	44	30
Jul.	49	52	52	83	49	51	
Ago.	52	53	55	75	51	43	35

APÊNDICE 20 - Valores médios mensais de sedimentos em suspensão na água do deflúvio (mg/l). Resultados médios de 4 amostras semanais..

Ano hídrico							
	1991 - 1992	1992 - 1993	1993 - 1994	1994 - 1995	1995 - 1996	1996 - 1997	1997 - 1998
	Sedimentos em suspensão mg/l						
Set.	11,3	14,6	0,8	5,4	0,7	6,7	15,9
Out.	5,4	7,1	19,7	2,7	1,4	5,1	11,3
Nov.	9,4	3,8	2,4	9,7	3,1	3,9	11,0
Dez.	7,8	2,2	7,5	9,3	1,8	14,2	1,5
Jan.	4,4	16,4	7,6	8,4	3,8	3,1	12,1
Fev.	6,4	3,5	8,7	17	8,5	5,3	15,1
Mar.	7,3	1,4	5,9	5,1	3,0	4,4	7,0
Abr.	16,2	2,0	2,2	2,5	2,4	2,0	6,0
Mai.	3,5	1,4	4,3	1,5	2,1	2,0	8,0
Jun.	3,9	1,3	0,5	4,5	3,1	3,7	9,0
Jul.	10,2	1,3	3,7	3,2	5,0	11,5	11,33
Ago.	12,8	1,0	3,6	3,9	16,9	7,0	9,0

**APÊNDICE 21 - Valores médios mensais de pH na água do deflúvio.
Resultados médios de 4 amostras semanais.**

	Ano hídrico						
	1991 - 1992	1992 - 1993	1993 - 1994	1994 - 1995	1995 - 1996	1996 - 1997	1997 - 1998
	pH						
Set.	6,4	6,2	6,2	6,2	5,8	6,4	5,1
Out.	6,3	6,2	5,9	6,5	5,8	6,5	5,2
Nov.	6,4	6,4	6,3	6,3	5,7	6,6	6,5
Dez.	6,4	6,4	6,3	6,4	5,9	6,2	6,8
Jan.	6,6	6,2	6,3	6,4	6,0	6,3	7,0
Fev.	6,3	6,0	6,3	6,1	6,5	6,2	6,0
Mar.	6,3	6,1	6,3	6,1	6,6	6,3	7,0
Abr.	6,1	6,2	5,5	6,0	6,6	7,0	6,0
Mai.	6,5	6,2	6,0	6,1	6,6	7,0	6,0
Jun.	6,4	6,5	6,1	6,0	6,0	6,4	6,0
Jul.	6,2	6,3	6,3	5,0	6,6	6,1	
Ago.	6,2	6,1	6,2	6,0	6,4	5,4	6,1