

Comportamento hidrológico, balanço de nutrientes e perdas de solo em duas microbacias reflorestadas com *Eucalyptus*, no Vale do Paraíba, SP

Hydrological behaviour, nutrient budget and soil losses in two small catchments planted with *Eucalyptus* in the Paraíba River Valley, SP

Maurício Ranzini
Walter de Paula Lima

RESUMO: Este trabalho envolveu a medição contínua da precipitação, do deflúvio e de parâmetros da qualidade da água da chuva e do deflúvio, além das perdas de solo, em duas microbacias reflorestadas com *Eucalyptus saligna* Smith durante dois anos, desde o plantio. A análise dos hidrogramas das microbacias mostrou que a microbacia B apresenta um hidrograma rápido e com maior pico de vazão, o que propicia a existência de áreas sujeitas aos processos erosivos. Nesta microbacia, as atividades florestais que causam acentuada perturbação da superfície e compactação do solo podem acelerar o processo erosivo, culminando, a médio e longo prazos, com a sua degradação. Por outro lado, a microbacia A possui condições mais permeáveis, apresentando um hidrograma mais lento com pico de vazão mais suave, sugerindo que os efeitos acima podem ser menores nesta microbacia. Para o período de medição, os balanços hídricos anuais médios das microbacias apresentaram os valores descritos a seguir. Microbacia A: precipitação = 1280,6mm (100%); deflúvio = 220,2mm (17,2%); evapotranspiração = 1060,4mm (82,8%). Microbacia B: precipitação = 1280,6mm (100%); deflúvio = 711,6mm (55,6%); evapotranspiração = 569,0mm (44,4%). As concentrações médias do K^+ , Ca^{++} , Mg^{++} , Fe^{++} e do Na^+ nas águas dos deflúvios mostram-se superiores às da precipitação. Os resultados mostram que, com exceção do NH_4^+ , PO_4^{-3} e do Na^+ , as concentrações dos nutrientes no deflúvio da microbacia A foram superiores aos da microbacia B, com um ganho de NH_4^+ , NO_3^- e PO_4^{-3} para ambas microbacias. O Ca^{++} , Mg^{++} , Fe^{++} e o Na^+ apresentam um balanço negativo, ou seja, houve uma saída maior desses nutrientes pelo deflúvio das duas microbacias, enquanto que o K^+ apresenta um ganho na microbacia A, ao contrário da microbacia B. Os tempos de renovação dos nutrientes da microbacia B são, em média, 3 vezes menores do que os da microbacia A, com exceção do Ca^{++} . Isso se deve, em grande parte, à maior saída de nutrientes pelo deflúvio da microbacia B. Portanto, um manejo que leve em consideração as características hidrológicas das microbacias desempenha um importante papel na manutenção da sua produtividade, assim como na conservação do crescimento florestal. O desequilíbrio entre a entrada de nutrientes via precipitação e a saída pela biomassa arbórea, pode ser minimizado pela exploração apenas do lenho, deixando-se no campo folhas, ramos e, se possível, casca, os quais, como visto, são componentes da biomassa ricos em nutrientes. A produção de sedimento em suspensão foi 2,5 vezes maior na microbacia B do que na microbacia A, com uma significativa participação das chuvas nas perdas totais de solo, principalmente na microbacia B, onde esta contribuição chega a 40,56%.

PALAVRAS-CHAVE: Microbacia, Eucalipto, Comportamento hidrológico, Balanço de nutrientes, Perdas de solo

ABSTRACT: The present study involved the analysis of data of rainfall, streamflow and water quality parameters of stream and rain water, as well as soil losses, in two small catchments planted with *Eucalyptus saligna*, during a two-year period beginning just prior the soil preparation for the planting, which differed between the two catchments: plowing (in catchment A, and without plowing, in catchment B). Stormflow in catchment B was characteristically of shorter duration and greater peak flow, as compared with catchment A, which was an indication of a higher soil erosion risk in the former catchment. For the two-year period, the average water balance for the two catchments were as follows, for an equal average annual precipitation of 1280 mm: catchment A water yield: 220 mm; catchment B water yield: 711 mm. Nutrient concentrations of calcium, potassium, magnesium, iron and sodium were always higher in streamflow water than in rain water, and were also higher in catchment A streamwater, as compared with the other catchment. In terms of catchment nutrient balance, it was negative for calcium, magnesium, iron and sodium, and positive for ammonium, nitrate and phosphate, but for potassium there was a gain in catchment A, and a loss in catchment B. These results can already be used to infer some practical recommendations for sustainable forest management, both in terms of different hydrological response of the two areas, as related to more conservative soil management practices, and in terms of nutrient conservation practices, such as the use of stem-only harvesting, in contrast with whole-tree harvesting, to contribute to nutrient conservation in the catchments.

KEYWORDS: Catchment, Eucalypt, Soil losses, Nutrient budget

INTRODUÇÃO

As microbacias constituem ecossistemas adequados para avaliação dos impactos causados pelas atividades florestais, que podem afetar o equilíbrio e a manutenção da quantidade e qualidade da água. A colheita florestal, a construção de estradas e carreadores, dentre outros, são exemplos dessa atividade. O impacto de cada atividade é dependente do tipo de operação e condição do sítio, assim como, do modo como a atividade é realizada (Brown, 1976).

A necessidade de estudos sistemáticos em microbacias, objetivando o conhecimento das relações e das funções internas que mantêm estes ecossistemas, está ligada à busca de informações que possibilitem o estabelecimento de um planejamento adequado de uso da terra. (Bormann e Likens, 1967; Sopper, 1974; Brown, 1976; Likens et al., 1977; Castro, 1980 e Dick e Cooke, 1984).

Em microbacias florestais, diferentemente das que contêm outro tipo de cobertura vege-

tal, o escoamento subsuperficial representa um dos principais componentes do escoamento direto (Anderson e Burt, 1978; Hewlett e Hibbert, 1967 e Whipkey, 1967). A contribuição do escoamento subsuperficial, nesta condição, está relacionada à topografia e à umidade antecedente do solo (Bren, 1980; Lynch et al., 1979 e Anderson e Burt, 1977).

Com o intuito de analisar o comportamento de uma prática silvicultural muito comum, como o corte raso, Pierce et al. (1972) quantificaram a saída de nutrientes pelo deflúvio de 8 microbacias próximas uma das outras, onde as operações de corte raso cobriam mais do que 75% da área, e compararam com microbacias testemunhas, sem nenhum tipo de intervenção, adjacentes às submetidas ao corte raso, todas na região de New Hampshire, EUA. Nestas 8 microbacias as operações silviculturais seguiram as práticas tradicionais, permitindo a regeneração após o corte. Para o primeiro ano, as perdas em média de Ca^{++} e NO_3^- , após o corte

raso, foram respectivamente de 41 kg/ha e 38 kg/ha. Para o segundo ano, após o corte raso, as perdas para estes nutrientes foram de 48 kg/ha e 57 kg/ha, respectivamente. Estes valores são bem superiores às testemunhas, que tiveram um perda média de 10 kg/ha para o Ca^{++} e 2 kg/ha para o NO_3^- . Essas perdas parecem estar relacionadas com o tamanho da área exposta e com o deflúvio, existindo indicações de que o corte raso, em solos podzólicos pouco profundos e inférteis, estão sujeitos à depauperação pela perda de nutrientes, após a exposição do solo por alguns anos.

Os resultados obtidos nesse tipo de experimento indicam, segundo Likens et al. (1978), uma eficiência na absorção de nutrientes pela vegetação em crescimento após o corte. Entretanto, está longe de ser 100% eficiente, pois, além das perdas pelo deflúvio, têm-se os nutrientes removidos na madeira e nos resíduos florestais.

A erosão é tida como responsável por 80% dos problemas de alteração da qualidade da água em microbacias, sendo um processo grandemente afetado pelas atividades florestais. Cerca de 90% do sedimento produzido pela erosão de áreas de exploração florestal é resultado de abertura e utilização de estradas e carregadores (Anderson, 1976).

Hewlett e Doss (1984) mostraram que a erodibilidade é fortemente afetada pelo pico de vazão máxima local, enquanto as cheias são originadas da soma dos volumes de muitos tributários, e que nem sempre as operações florestais ocorrem simultaneamente em todas as áreas de drenagem. Estes autores, entretanto, apesar de afirmarem que as operações florestais não afetam as cheias, recomendam aos responsáveis o máximo de precaução com as práticas que exponham o solo à ação direta da precipitação e do conseqüente escoamento direto.

As atividades florestais que mais comumente aumentam a produção de sedimentos em uma

bacia hidrográfica são: o preparo do solo, a exploração e a construção e manutenção de estradas (Askew e Williams, 1984; Yoho, 1980 e Fredriksen, 1970). Para Aubertin e Patric (1974), a exploração de uma floresta deve ser feita com cortes em formas de clareira, cujos tamanhos não provoquem danos significativos à qualidade da água.

Com o escopo de determinar o tamanho ideal de corte raso em plantações de eucalipto, sem implicar num aumento do risco de erosão, Avolio et al. (1980) conduziram uma pesquisa relativa aos efeitos da floresta sobre a taxa de erosão em 3 microbacias na região da Calábria, Itália. Notou-se que, ao contrário do que se esperava, a microbacia coberta com vegetação herbácea natural foi responsável pelos maiores valores de erosão. A microbacia contendo floresta adulta de eucalipto apresentou um maior efeito sobre a redução da erosão, enquanto a taxa de erosão na terceira microbacia, submetida ao corte raso no início do experimento, teve valores intermediários e tendendo a diminuir com o restabelecimento da cobertura vegetal.

Brown e Krygier (1971) notaram que a variação temporal na concentração de sedimentos é ampla, especialmente em riachos. A maioria dos sedimentos em microbacias florestadas são transportados pelos cursos d'água durante umas poucas chuvas de alta intensidade. Isto significa que na maior parte do ano os cursos d'água podem parecer não carrear sedimentos, mesmo nos riachos de bacias intensamente exploradas. No entanto, a carga de sedimentos poderá ser facilmente percebida durante as precipitações intensas, que podem ser responsáveis por até 50% da perda de solo de uma bacia hidrográfica (Miller, 1984 e O'Loughlin et al., 1984).

Neste contexto, o presente trabalho tem por objetivo estudar a influência do manejo de plantações de eucalipto sobre as perdas de solo, assim como da ciclagem geoquímica em microbacias, visando obter informações para a

programação das intervenções silviculturais, em função da necessidade de proteção e conservação da água e do solo.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área experimental

Selecionaram-se duas microbacias adjacentes denominadas de A e B, representativas das principais características topográficas da região do Vale do Paraíba e situadas no Município de Santa Branca, Estado de São Paulo. Fazem parte da Fazenda Bela Vista III que pertence à Votorantim Celulose e Papel S.A.. Suas coordenadas geográficas são 23°25' de latitude Sul, e 45°56' de longitude Oeste de Greenwich. Possuem uma altitude que varia desde 665m até 725m (Figuras 1 e 2).



Figura 1. Área experimental localizada no município de Santa Branca, Vale do Paraíba, SP. (Experimental area located in the Municipality of Santa Branca, Paraíba River Valley, SP)

A microbacia A tem uma área de 7,2 ha com 3,3% de mata ciliar, com declividade média de 19,6%, enquanto a área da microbacia B é de 5,5 ha com 2,1% de mata ciliar, e a declividade média de 28,9%.

As duas áreas foram plantadas com *Eucalyptus saligna* Smith no final de 1986, com espaçamento 3x2 metros, porém tiveram ma-

nejos diferenciados: na microbacia A, o plantio foi antecedido de um preparo mecanizado do solo, com aragem sem gradagem; na microbacia B, o plantio foi realizado por coveamento sem preparo convencional de solo apenas roçada e queimada. As matas ciliares foram preservadas.

Pela classificação de Köeppen, a área compreende o tipo climático Cwa, clima temperado de inverno seco, com precipitação média anual de 1281 mm, e a temperatura média do mês mais quente de 18°C (fevereiro) e a do mês mais frio de 12°C (junho) (Brasil, 1983 e São Paulo, 1972).

Os solos da área experimental pertencem à classe do Podzólico Vermelho-Amarelo álico Tb A moderado textura média/argilosa (Pessoti e Rueda, 1988).

Metodologia

Foram instaladas duas estações fluviométricas dotadas de vertedouros triangulares de 90°. Determinou-se a vazão por meio da equação de Thompson, específica para este tipo de vertedouro:

$$Q = 1,32.H^{2,48}$$

onde,

Q = vazão em m³/s; e

H = altura da lâmina d'água no vertedouro em metros.

A precipitação foi medida com um pluviógrafo tipo Helmann, de rotação semanal, que propiciou a tabulação dos dados de precipitação diária, para as duas microbacias, e de três pluviômetros tipo Ville de Paris e um pluviômetro de acrílico tipo Fretin, que constituíram a rede para a determinação, pela média aritmética, da precipitação semanal (Figura 2).

Uma amostra composta obtida da homogeneização da água de chuva coletada por cinco coletores do tipo descrito por Coutinho (1979), dispostos como mostrado na Figura 2, representou a entrada de nutrientes via atmosfera.



Figura 2.

Distribuição dos aparelhos na área experimental para a medição da precipitação, da vazão e para a coleta de água de chuva.

(Distribution of raingauges in the experimental area for measurement of precipitation and rain water sampling)

As amostras do deflúvio, representando a saída de nutrientes, foram coletadas nos vertedouros em intervalos semanais, utilizando-se garrafas de polietileno com capacidade para 1 litro.

Os frascos da coleta semanal de água da chuva e dos deflúvios foram armazenados em geladeira. Mensalmente, eram transportados ao Laboratório de Ecologia Aplicada do Departamento de Ciências Florestais da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ / USP), Piracicaba, SP, onde foram feitas as análises químicas e físicas, seguindo-se as normas da APHA (1976).

Devido ao fato de a amostragem de sedimento em suspensão, para intervalos diários e semanais, prover pouca informação útil acerca do impacto do uso da terra - pois durante a descarga produzida por uma chuva isolada a concentração de sedimentos pode sofrer variação com o aumento da vazão -, utilizou-se um esquema onde garrafas de polietileno foram colocadas em diversas alturas na parede frontal do vertedouro, que possibilitou a

amostragem do deflúvio para diferentes descargas.

Para o cálculo da concentração de sedimentos em suspensão foi tomada uma alíquota de 300 ml da amostra. A mesma foi filtrada em papel de filtro "Sterilization Filter Unit", com uma malha de 0,45 μ , previamente seca em estufa a 110°C, durante 24 h e pesada numa balança analítica. Logo após a filtragem, o papel de filtro foi seco, novamente em estufa, nas mesmas condições anteriores (Brown et al., 1970).

Os fluxos dos nutrientes e a perda de solo foram quantificados, conforme a expressão:

$$F_n \text{ (kg/ha/t)} = \frac{P \text{ ou } D \text{ (mm)} \times C_n \text{ (mg/l)} \times 0,01}{t}$$

onde,

F_n = fluxo de nutrientes ou sedimentos em kg por ha por tempo;

P ou D = valores de precipitação ou deflúvio em mm;

C_n = concentração de nutrientes ou sedimentos na água da chuva ou do deflúvio em mg/l; e
t = tempo decorrido (semanal/mensal/anual).

O período de coleta dos dados de campo estendeu-se de junho de 1987 a maio de 1989.

A perda de solo foi calculada a partir da concentração de sedimento nas amostras de água do deflúvio coletadas semanalmente no vertedouro, mais aquelas oriundas de chuvas isoladas (coletadas em garrafas de espera em diversas alturas na parede do vertedouro). O material sedimentado (depositado ou acumulado no tanque de sedimentação do vertedouro), por ter mostrado quantidade muito pequena e de difícil quantificação, não foi mensurado.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Comportamento hidrológico das microbacias

A análise dos hidrogramas das microbacias A e B, referentes a uma chuva ocorrida no dia 18 de dezembro de 1987, permite inferir a res-

peito do comportamento hidrológico das mesmas (Figura 3). O comportamento de uma hidrógrafa reflete, segundo O'Loughlin (1981), se o tipo de processo que predomina na geração do deflúvio é escoamento superficial ou subsuperficial. A microbacia B mostra um hidrograma rápido com pico de vazão maior, características de um substrato de baixa permeabilidade, ratificado pelo levantamento de solos que apresentou um gradiente textural acentuado, com 24,7% de argila no horizonte A, contra 40,9% no horizonte B; fazendo com que haja uma redução da percolação d'água do horizonte A para o horizonte B, favorecendo o escoamento superficial. Isso propicia a existência de áreas sujeitas aos processos erosivos. Nesta microbacia, as atividades florestais que causam acentuada perturbação da superfície e compactação do solo podem acelerar o processo erosivo, culminando, a médio e longo prazos, com a sua degradação.

Por outro lado, a microbacia A possui condições mais permeáveis, não sendo observado pelo levantamento de solos nenhum gradiente textural acentuado, 30,9 % de argila no horizonte A, contra 39,4 % no horizonte B. Como consequência, o hidrograma é mais lento e com pico de vazão mais suave, sugerindo que os efeitos acima podem ser menores nesta microbacia.

A Figura 4 apresenta a precipitação e o deflúvio do período estudado; observa-se que o período das chuvas estende-se do mês de setembro até junho. Os meses mais secos são julho e agosto.

A relação vazão / precipitação anual para a microbacia A é de 17,2%. Pela diferença entre a precipitação e o deflúvio, de acordo com a equação básica do balanço hídrico anual para uma bacia $P - ET - Q \pm DS = 0$; e considerando-se a variação de armazenamento da água do solo $DS = 0$, estima-se a evapotranspiração para o período em estudado em 82,8% (Figura 5).

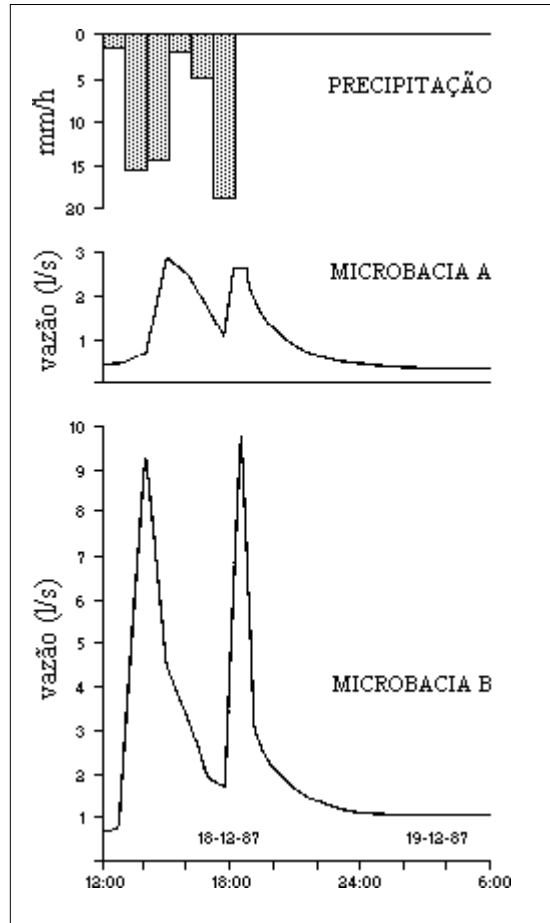


Figura 3. Hidrogramas das microbacias. (Stormflow hydrographs of catchments).

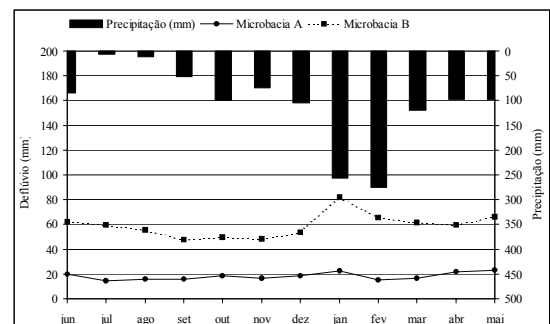


Figura 4. Distribuição dos valores médios mensais da precipitação e dos deflúvios das microbacias. (Distribution of average monthly values of precipitation and streamflow)

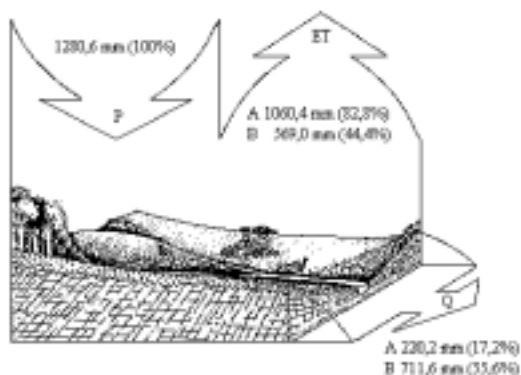


Figura 5.

Representação esquemática do balanço hídrico para as microbacias A e B, sendo P a precipitação, ET a evapotranspiração, e Q o deflúvio.

(Schematic representation of water balance for catchments A and B, where P is precipitation, ET evapotranspiration, and Q streamflow)

Já a microbacia B tem uma relação vazão / precipitação anual de 55,6%, o que corresponde a uma evapotranspiração de 44,4% (Figura 5).

A relação vazão / precipitação é 3,2 vezes maior na microbacia B do que na microbacia A. A análise do escoamento direto mostra que o escoamento superficial é preponderante na geração do deflúvio da microbacia B. Em outras palavras, o tempo de residência da água na microbacia B é menor.

Um fator a se considerar foi um pequeno, porém contínuo, vazamento pela parede frontal e pelas laterais do vertedouro da microbacia A, observado desde o início do experimento. Isso sem dúvida, deve ter propiciado uma medição subestimada do deflúvio desta bacia e, por conseguinte a evapotranspiração foi superestimada.

Qualidade da água das microbacias

A qualidade da água numa bacia hidrográfica depende das interações que a mesma tenha no ecossistema, tanto no plano espacial quanto no temporal (Walling, 1980). No caso das concentrações de nutrientes na água da chuva, as variações devem-se a influências atmosféricas (tempo da última chuva,

direção do vento, trajetória das massas de ar etc.), ocasionando uma diversidade de valores ao longo do ano.

A Tabela 1 mostra que as concentrações médias anuais de NH_4^+ , NO_3^- e PO_4^{3-} na água da chuva são superiores às concentrações destes nutrientes na água do deflúvio. Esta informação é de grande importância, pois somente pequenas quantidades de nitrogênio estão presentes nas rochas, dependendo, este elemento, da atividade biológica do solo, especialmente das bactérias que vivem em simbiose com as raízes de leguminosas. No caso do PO_4^{3-} , as análises dos solos de ambas microbacias apresentam valores muito baixos deste nutriente. Desta forma, as contribuições de NH_4^+ , NO_3^- e PO_4^{3-} , via precipitação, podem estar sendo significativas para os ecossistemas em estudo.

As concentrações médias do K^+ , Ca^{++} , Mg^{++} , Fe^{++} e do Na^+ nas águas dos deflúvios mostram-se superiores às da precipitação. Não é observada nenhuma tendência sazonal na composição química do deflúvio, conforme pode ser visto pela Figura 6. Diversos autores (Arcova et al., 1985; Johnson e Swank, 1973; Taylor et al., 1971 e Likens et al., 1967) corroboram os resultados encontrados, quais sejam, que a concentração de nutrientes no deflúvio, quando considerada ao longo do ano, parece ser independente do regime do deflúvio.

O teste não paramétrico de Wilcoxon-Mann-Whitney ao nível de 5 % significância mostra que, para a maioria dos nutrientes estudados, a concentração dos mesmos nos deflúvios diferiram entre as duas microbacias.

Os resultados mostram que, com exceção do NH_4^+ , PO_4^{3-} e do Na^+ , as concentrações dos nutrientes no deflúvio da microbacia A foram superiores aos da microbacia B. Isso dá uma indicação de que o manejo utilizado para cada uma das microbacias, influiu de alguma forma nas concentrações de nutrientes dos respectivos deflúvios.

Tabela 1.

Concentrações máxima, mínima e média dos nutrientes na água da chuva (Chuva) e na água do deflúvio da microbacia A (DFA) e da microbacia B (DFB).

(Maximum, minimum and average nutrient concentrations in the rain water and in the streamflow of catchment A (DFA) and catchment B (DFB))

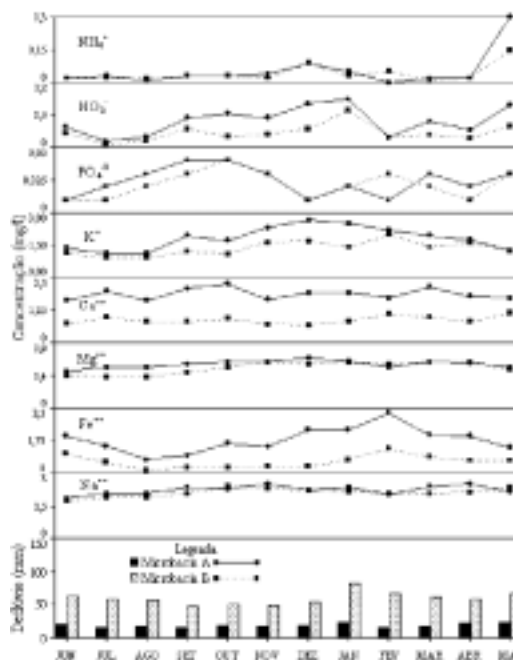
Valores	Local	Concentração do Nutriente (mg/l)							
		NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	PO ₄ ⁻³	K ⁺	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	Fe ⁺⁺	Na ⁺
Máximo	Chuva	3,31	3,62	0,36	1,30	1,59	0,47	0,50	2,10
	DFA	0,30	0,89	0,04	2,63	2,27	0,61	3,21	2,49
	DFB	0,15	0,69	0,04	1,98	1,13	0,56	1,33	2,37
Mínimo	Chuva	0,09	0,18	0,01	0,06	0,04	0,02	0,00	0,08
	DFA	0,00	0,11	0,01	1,13	1,61	0,45	0,73	1,82
	DFB	0,01	0,06	0,01	0,92	0,68	0,38	0,13	1,73
Médio	Chuva	0,80	1,30	0,07	0,49	0,35	0,12	0,11	0,51
	DFA	0,06	0,51	0,02	1,80	1,86	0,54	1,69	2,23
	DFB	0,04	0,28	0,02	1,35	0,88	0,49	0,61	2,10

A Tabela 2 contém os valores médios mensais de pH, alcalinidade, condutividade, cor, turbidez e sedimento para as amostras de chuva, com exceção do pH e do sedimento, e dos deflúvios das microbacias A e B.

De modo geral, os valores médios estão dentro dos limites permitidos em mananciais para abastecimento público, tais como aqueles estabelecidos pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, para os rios da classe 2 (Brasil, 2002).

Pelo teste de Wilcoxon-Mann-Whitney ao nível de 5 % de significância os parâmetros físicos, com exceção do pH, são estatisticamente diferentes entre as duas microbacias. Os resultados estão em concordância com os valores da concentração dos elementos estudados. Em outras palavras, os aspectos químicos e físicos do deflúvio diferem estatisticamente entre as duas microbacias.

A condutividade elétrica da água proporciona uma indicação da sua concentração iônica. Nota-se, na Figura 7, o aumento da condutividade na água da chuva nos meses da estação seca do ano, resultado da maior concentração de aerossóis na atmosfera. A condutividade elétrica na água do deflúvio das


Figura 6.

Varição mensal das concentrações de nutrientes nos deflúvios das microbacias.

(Average monthly variation of streamwater nutrients)

microbacias estudadas não apresenta nenhuma sazonalidade; mostra, também, valores tão baixos quanto 34 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e 38 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ na água do deflúvio das microbacias A e B, respectiva-

mente (Tabela 2), que, segundo Hem (1970), indica uma precipitação com baixa concentração de solutos e rochas resistentes ao intemperismo.

Balanço de nutrientes das microbacias

A Tabela 3 contém os resultados dos balanços médios anuais para os nutrientes, determinados pela diferença entre a entrada via água da chuva e a saída via água do deflúvio.

Os resultados mostram que existe um ganho de NH_4^+ , NO_3^- e PO_4^{3-} para ambas microbacias. O Ca^{++} , Mg^{++} , Fe^{++} e o Na^+ apre-

sentam um balanço negativo, ou seja, houve uma saída maior desses nutrientes pelo deflúvio das duas microbacias. Já o K^+ apresenta um ganho na microbacia A, ao contrário da microbacia B. Possivelmente, isso se deve ao fato de esse nutriente ser prontamente lixiviado pela vegetação e serapilheira durante a precipitação e, depois transportado até o curso d'água pelo escoamento superficial, predominante na microbacia B. Este fenômeno foi observado por outros pesquisadores (Talsma e Hallam, 1982; Castro, 1980 e Walling, 1980).

Tabela 2. Valores máximo, mínimo e médio dos parâmetros físicos da água da chuva (Chuva) e da água do deflúvio da microbacia A (DFA) e da microbacia B (DFB). (Maximum, minimum and average physical parameters in the rain water and in the streamflow of catchment A (DFA) and catchment B (DFB))

Valores	Local	Parâmetro Físico					
		pH	Alcalinidade (mg/l CaCO_3)	Condutividade ($\mu\text{S/cm}$)	Cor (UPC)	Turbidez (FTU)	Sedimento (mg/l)
Máximo	Chuva	.	14,04	58	50	7,6	.
	DFA	6,3	0,61	52	95	9,9	25,0
	DFB	6,0	0,56	38	50	7,0	14,6
Mínimo	Chuva	.	0,97	16	7	2,0	.
	DFA	5,6	0,45	38	40	3,8	7,0
	DFB	5,7	0,38	34	15	2,0	5,1
Médio	Chuva	.	5,53	28	20	3,8	.
	DFA	5,9	0,54	44	65	5,9	12,0
	DFB	5,8	0,49	36	35	3,9	8,5

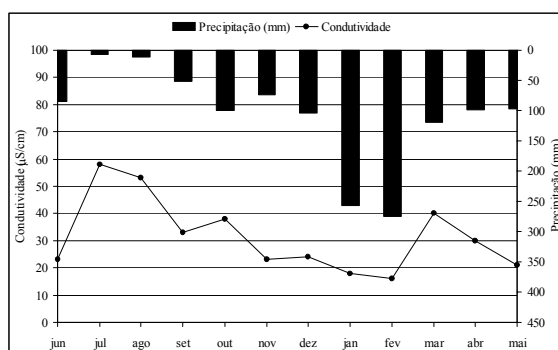


Figura 7.

Varição mensal da condutividade na água da precipitação.

(Average monthly values of rain water conductivity)

Tabela 3.

Balanço médio anual de nutrientes (B), determinado pela entrada via água da chuva (E) e saída via água do deflúvio (S), valores em kg/ha.

(Average annual nutrient budget (B) estimated from difference between precipitation inputs (E) and streamflow outputs (S), values in kg/ha)

Nutriente	Local					
	Microbacia A			Microbacia B		
	E	S	B	E	S	B
NH ₄ ⁺	9,861	0,118	9,743	9,861	0,296	9,565
NO ₃ ⁻	12,576	1,176	11,400	12,576	2,080	10,496
PO ₄ ⁻³	0,715	0,053	0,662	0,715	0,143	0,572
K ⁺	5,642	4,017	1,625	5,642	9,808	-4,166
Ca ⁺⁺	2,657	4,151	-1,494	2,657	6,376	-3,719
Mg ⁺⁺	0,623	1,529	-0,906	0,623	3,534	-2,911
Fe ⁺⁺	2,020	4,073	-2,053	2,020	4,601	-2,581
Na ⁺	3,540	4,801	-1,261	3,540	14,592	-11,052

Os resultados de alguns estudos do balanço de nutrientes, em microbacias florestadas ao longo do mundo, são apresentados na Tabela 4. Os valores desta tabela, a despeito da magnitude da precipitação, da geologia, da vegetação, e da proximidade ou não de oceanos e fontes antropogênicas, mostram um padrão marcante.

As entradas de PO₄⁻³ e N(NH₄⁺ + NO₃⁻) anuais via precipitação são, geralmente, maiores do que as perdas através do deflúvio. Ao contrário, as saídas de Ca⁺⁺, Mg⁺⁺, e Na⁺ são, geralmente, maiores do que as entradas. A exceção é o K⁺, que apresentou um equilíbrio entre as microbacias que tiveram um balanço negativo e aquelas com balanço positivo. O fato demonstra que, possivelmente, a geração do deflúvio esteja influenciando de forma significativa no balanço de K⁺, fazendo com que, conforme o tipo de escoamento predominante na microbacia, o balanço seja positivo ou negativo.

Em termos de valores absolutos, a Tabela 4 mostra que as microbacias A e B apresentam valores concordantes com os das outras microbacias relatadas.

Além dos valores absolutos representados no balanço de nutrientes, pode-se, de acordo

com Golley et al. (1978), analisar as transferências em relação à quantidade global do nutriente armazenado no sistema. A Tabela 5 apresenta os valores relativos à biomassa, à serapilheira e às camadas ativas do solo. Os dados referentes à biomassa e à serapilheira foram obtidos do trabalho de Poggiani (1985), que utilizou para seu estudo um povoamento de *Eucalyptus saligna* Smith com 11 anos de idade, localizado próximo a Piracicaba, SP.

Os valores totais de cada nutriente divididos pelas saídas, através dos deflúvios, de cada microbacia são uma medida da velocidade de renovação do reservatório mineral. A Tabela 6 mostra que o período de renovação seria, caso a floresta não fosse explorada, de 96 anos (K⁺ na microbacia B) até 1919 anos (PO₄⁻³ na microbacia A). Observa-se, também, que os tempos de renovação dos nutrientes da microbacia B são, em média, 3 vezes menores do que os da microbacia A, com exceção do Ca⁺². Isso se deve, em grande parte, à maior saída de nutrientes pelo deflúvio da microbacia B. Portanto, um manejo que leve em consideração as características hidrológicas das microbacias desempenha um importante papel na manutenção da sua produtividade, assim como na conservação do crescimento florestal.

Tabela 4. Entrada de nutrientes via precipitação (P) e saída via deflúvio (Q), com respectivo balanço (B), em bacias hidrográficas contendo diferentes tipos florestais em diferentes regiões do mundo (kg/ha.ano).
(Nutrients inputs in the rain water (P) and streamflow outputs (Q), with respective budget (B), in catchments with different forest covers in different regions in the world (kg/ha.yr)).

Bacia hidrográfica (Tipo de vegetação)	N(NO ₃ -+NH ₄ ⁺)			PO ₄ ⁻³			K ⁺			Ca ⁺⁺			Mg ⁺⁺			Na ⁺		
	P	Q	B	P	Q	B	P	Q	B	P	Q	B	P	Q	B	P	Q	B
Coweeta, EUA (1) (Latifoliadas mistas)	3,2	5,2	-2,0	6,2	6,9	-0,7	1,3	3,1	-1,8	5,4	9,7	-4,3						
Hubbard Brook, EUA (2) (Latifoliadas mistas)	20,7	4,0	+16,7	0,036	0,019	+0,017	0,9	2,4	-1,5	2,2	13,9	-11,7	0,6	3,3	-2,7	1,6	7,5	-5,9
Oak Ridge, EUA (1) (Latifoliadas mistas)	5,6	4,0	+1,6	41,4	100,0	-58,6	3,8	50,5	-46,7	6,1	5,0	+1,1						
Birkenes, Noruega (2) (Coníferas)	14,5	2,0	+12,5				2,2	1,5	+0,7	2,7	14,1	-11,4	2,3	5,0	-2,7	19,1	30,3	-11,2
ELA, Canadá(2) (Coníferas)	6,4	0,9	+5,5	0,320	0,050	+0,270	1,1	1,2	-0,1	3,8	6,0	-2,2	0,9	2,4	-1,5	1,6	3,7	-2,1
Helen, Suécia (2) (Coníferas)	5,9	0,4	+5,5				1,6	2,5	-0,9	5,9	11,1	-5,2	1,2	3,2	-2,0	3,9	9,2	-5,3
Agudos, São Paulo (3) (<i>Pinus elliottii</i>)	3,2	0,2	+3,0				3,0	0,2	+2,8	2,0	0,5	+1,5	0,9	0,1	+0,8			
Stewart's Creek,Austr(4) (<i>Eucalyptus obliqua</i>)							4,2	2,1	+2,1	1,3	0,2	+1,1	1,4	3,6	-2,2	17,9	19,8	-1,9
Pago, Austrália (A) (2) (Escler., seca e úmida)				0,330	0,260	+0,070				7,0	7,1	-0,1	1,5	4,5	-3,0	2,5	15,9	-13,4
El Verde, Porto Rico (2) (Tropical)							18,2	20,8	-2,6	21,8	43,1	-21,3	4,9	15	-10,1	57,2	64,5	-7,3
Darien, Panamá (5) (Tropical pluvial)							1,000	0,700	+0,300	9,5	9,3	+0,2	29,3	163,2	-133,9	4,9	43,6	-38,7
Rio Verde, Amazonas (1) (Tropical pluvial)	5,6	4,7	+0,9	0,200	0,100	+0,100				0,8	4,7	-3,9	2,0	3,0	-1,0			
Cunha, São Paulo (6) (Mata Atlântica)	11,0	15,8	-4,8				5,1	7,1	-2,0	4,6	12,3	-7,7	0,9	4,4	-3,5	16,3	28,7	-12,4
MICROBACIA A (<i>Eucalyptus saligna</i>)	22,4	1,3	+21,1	0,715	0,053	+0,662	5,6	4,0	+1,6	2,6	4,1	-1,5	0,6	1,5	-0,9	3,5	4,8	-1,3
MICROBACIA B (<i>Eucalyptus saligna</i>)	22,4	2,4	+20,0	0,715	0,143	+0,572	5,6	9,8	-4,2	2,6	6,3	-3,7	0,6	3,5	-2,9	3,5	14,6	-11,1

(A) *E. radiata*; *E. dives*; *E. delegatensis*; *E. pauciflora*; *E. dalympleana*
Fontes: (1) Johnson e Swank (1973); (2) Likens et al. (1977); (3) Oliveira (1989); (4) Guthrie et al. (1978); (5) Golley et al. (1978); (6) Arcova et al. (1985)

Tabela 5.

Distribuição de nutrientes em três compartimentos de uma floresta de *Eucalyptus saligna* com 11 de idade em kg/ha (Adaptado de Poggiani, 1985).
(Nutrients distribution in three compartments of *Eucalyptus saligna* forest aged 11-years, in kg/ha (From Poggiani, 1985))

	$N(NO_3^- + NH_4^+)$	PO_4^{-3}	K^+	Ca^{+2}	Mg^{+2}
Biomassa	219,0	58,1	190,5	954,3	81,4
Serapilheira	50,2	4,6	10,6	59,5	14,6
Solo ¹ (Microbacia A)	-	39,0	957,0	1782,0	983,0
Solo ¹ (Microbacia B)	-	32,0	736,0	2312,0	680,0
Total (Microbacia A)	269,2 ²	101,7	1158,1	2795,8	1079,0
Total (Microbacia B)	269,2 ²	94,7	937,1	3325,8	776,0

(¹) os valores referem-se somente aos íons trocáveis do solo até a profundidade de 2m.

(²) os totais representam apenas a biomassa e a serapilheira.

A renovação do K^+ é relativamente baixa em relação aos outros nutrientes. Entretanto, uma quantidade razoável de K^+ é acrescentada pelo processo de lixiviação pelas chuvas (Feller, 1981), sendo esta mais efetiva na ciclagem biogeoquímica do que a própria deposição anual das folhas (Eaton et al., 1973 e Mccoll, 1970).

A Tabela 7 dá uma idéia da contribuição relativa da precipitação ocorrida na área experimental em relação ao teor de nutrientes (kg/ha.ano) contidos numa árvore inteira, num tronco com casca e noutro sem casca, cujos dados são oriundos do trabalho Poggiani (1985).

Tabela 6.

Dinâmica do sistema das duas microbacias (System dynamic of two catchments)

Nutriente	Saída (kg/ha.ano)	Reservatório Total (kg/ha)	Renovação (anos)
Microbacia A			
PO_4^{-3}	0,053	101,7	1919
K^+	4,017	1158,1	288
Ca^{++}	4,151	2795,8	674
Mg^{++}	1,529	1079,0	706
Microbacia B			
PO_4^{-3}	0,143	94,7	662
K^+	9,808	937,1	96
Ca^{++}	6,376	3325,8	522
Mg^{++}	3,534	776,0	220

Tabela 7.

Comparação entre a entrada de nutrientes anual via precipitação nas microbacias e a acumulação de nutrientes na biomassa arbórea de *Eucalyptus saligna* Smith (kg/ha.ano) (Adaptado de Poggiani, 1985).
(Comparison between annual nutrient inputs in precipitation in catchments and accumulation of nutrients in biomass *Eucalyptus saligna* Smith (hg/ha.yr) (From Poggiani, 1985))

	$N(NO_3^- + NH_4^+)$	PO_4^{-3}	K^+	Ca^{+2}	Mg^{+2}
Precipitação	22,4	0,7	5,6	2,6	0,6
Árvore Inteira	20,0	5,2	17,2	86,7	7,4
Tronco (Lenho+Casca)	12,5	3,8	11,0	50,0	4,2
Lenho	10,2	2,7	6,6	9,3	1,4

A entrada anual de nitrogênio via precipitação é significativa, enquanto as entradas anuais de PO_4^{-3} , K^+ , Ca^{++} , e Mg^{++} estão abaixo do requerido, principalmente se a exploração da árvore inteira for considerada. Entretanto, esse desequilíbrio, entre as entradas destes nutrientes via precipitação e a saída pela biomassa arbórea, pode ser minimizado pela exploração apenas do lenho, deixando-se no campo folhas, ramos e, se possível, casca, os quais, como visto, são componentes da biomassa ricos em nutrientes. Isto foi confirmado por Vital et al. (1999) que, dando continuidade a este trabalho, avaliaram o impacto do corte na microbacia A.

Produção de sedimentos das microbacias

A produção de sedimentos em suspensão foi 2,5 vezes maior na microbacia B (76,747 kg/ha) do que na microbacia A (30,708 kg/ha). Uma das razões dessa maior perda de solo é explicada pelo hidrograma da microbacia B, o qual é mais rápido e de pico maior (Figura 3), possibilitando um maior arraste de solo para o curso d'água. Isso pode ser melhor compreendido quando se comparam as perdas de solo, devido a uma chuva individual, e as perdas totais de solo relativas à média anual.

Enquanto a contribuição média devido às chuvas nas perdas totais de solo da microbacia A atinge apenas 4,89% (1,503 kg/ha), na microbacia B esta contribuição chega a 40,56% (31,125 kg/ha). Por exemplo, a maior precipitação ocorrida (91,1 mm em 8 h) foi responsável por 18,86% (14,472 kg/ha) da produção total de sedimentos da microbacia B. Isso está de acordo com o estudo realizado por O'Loughlin et al. (1984), segundo o qual as chuvas intensas são responsáveis por até 50% das perdas de solo de uma microbacia.

Por outro lado, as perdas médias de solo para as microbacias estudadas podem ser consideradas baixas (0,03 e 0,08 t/ha para as microbacias A e B, respectivamente), quando comparadas com as perdas de solo de uma

mata (0,004 t/ha), calculadas a partir de uma média ponderada para três tipos de solo do Estado de São Paulo, valor este apresentado por Bertoni e Lombardi (1985).

CONCLUSÕES

✓ A microbacia B apresenta condições que favorecem o escoamento superficial, possibilitando a existência de áreas sujeitas aos processos erosivos. Nesta microbacia, as atividades florestais que causam acentuada perturbação da superfície, diminuição da evapo-transpiração (aumento do deflúvio) e compactação do solo podem acelerar o processo erosivo, culminando, a médio e longo prazo, com a sua degradação.

✓ A microbacia A diferindo da B, possui condições mais permeáveis do solo, as quais favorecem o escoamento subsuperficial, sugerindo que os efeitos descritos acima) possam ser menos acentuados nesta microbacia.

✓ As contribuições de NH_4^+ , NO_3^- e PO_4^{-3} , via precipitação, foram significativas para os ecossistemas estudados, em termos de balanço de nutrientes.

✓ De um modo geral, os valores médios mensais de alcalinidade, pH, condutividade, cor, turbidez e sedimento estão dentro dos limites permitidos em mananciais para abastecimento público, tais como aqueles estabelecidos pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, para os rios da classe 2 (Brasil, 2002).

✓ Existe um ganho de NH_4^+ , NO_3^- e PO_4^{-3} para ambas microbacias, ao contrário do Ca^{++} , Mg^{++} , Fe^{++} e o Na^+ , onde há uma maior perda desses nutrientes pelo deflúvio das duas microbacias, enquanto que o K^+ revela um ganho na microbacia A, ao contrário da microbacia B. Possivelmente, isso se deve ao fato de esse nutriente ser prontamente lixiviado pela vegetação e serapilheira durante a precipitação e transportado até o curso d'água pelo escoamento superficial, o qual é predominante na microbacia B.

✓ O período de renovação do reservatório mineral seria, caso a floresta não fosse explorada, de 96 anos para o K^+ na microbacia B e bem superior a 100 anos para o K^+ na microbacia A e demais nutrientes para ambas as microbacias. Sendo que os tempos de renovação dos nutrientes da microbacia B são, em média, 3 vezes menores do que os da microbacia A, com exceção do Ca^{++} . Isso se deve, em grande parte, à maior saída de nutrientes pelo deflúvio da microbacia B. Portanto, um manejo que leve em consideração as características hidrológicas das microbacias desempenha um importante papel na manutenção da sua produtividade, assim como na conservação do crescimento florestal.

✓ O desequilíbrio entre a entrada de nutrientes via precipitação e a saída pela biomassa arbórea, pode ser minimizado pela exploração apenas do lenho, deixando-se no campo folhas, ramos e, se possível, casca, os quais, como visto, são componentes da biomassa ricos em nutrientes.

✓ A produção de sedimento em suspensão foi 2,5 vezes maior na microbacia B do que na microbacia A. Uma das razões dessa maior perda de solo é explicada pelo hidrograma da microbacia B, mais rápido e de maior pico de vazão, possibilitando um maior arraste de solo para o curso d'água.

✓ Uma melhor compreensão deste fenômeno pode ser obtida quando se comparam as perdas de solo devidas a uma chuva individual e as perdas totais de solo, relativas à média anual. Enquanto a contribuição média, devido às chuvas, nas perdas totais de solo da microbacia A atinge apenas 4,89%, na microbacia B esta contribuição chega a 40,56%.

✓ As perdas de solo para as microbacias encontram-se abaixo do limite de tolerância, estabelecidos para unidades de solo semelhantes à área experimental.

✓ As operações de preparo do solo e de cultivo mínimo - adotadas previamente pela empre-

sa com base apenas na declividade média do terreno - associadas à preservação das matas ciliares, mostraram-se adequadas dentro do contexto geral dos aspectos analisados.

AUTORES E AGRADECIMENTOS

MAURÍCIO RANZINI é Engenheiro Florestal, Doutorando em Ciências da Engenharia Ambiental. Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada - EESC/USP - São Carlos, SP - 13566-590 - E-mail: ranzini@ig.com.br

WALTER DE PAULA LIMA é Professor Titular do Departamento de Ciências Florestais - ESALQ/USP - Caixa Postal 9 - Piracicaba, SP - 13400-970 - E-mail: wplima@esalq.usp.br

Os autores agradecem à Votorantim Celulose e Papel S.A., pela cessão das áreas experimentais, e pelo apoio material e de recursos humanos; ao Professor Dr. Hilton Thadeu Zarate do Couto pela ajuda na parte estatística; aos engenheiros florestais Izabel Christina Gava de Souza e José Luiz Gava, pela tabulação dos dados e apoio geral ao projeto; assim como Sra. Alba Valéria Masetto, técnica do Laboratório de Ecologia Aplicada do Departamento de Ciências Florestais - ESALQ/USP, pela realização das análises laboratoriais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDERSON, H.W. Forest and water; effects of management on floods, sedimentation, and water supply. **USDA. Forest Service. PSW General technical report**, n.18, p.1-115, 1976.
- ANDERSON, M.G.; BURT, T.P. Automatic monitoring of soil moisture conditions in a hillslope spur and hollow. **Journal of hydrology**, v.33, n.1/2, p.27-36, 1977.
- ANDERSON, M.G.; BURT, T.P. Toward more detailed field monitoring of variable source areas. **Water resources research**, v.14, n.6, p.1123-1131, 1978.
- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 14.ed. Boston: APHA / AWWA / WPCP, 1976. 1193p.

- ARCOVA, F.C.S.; CICCIO, V.; LIMA, W.P. Balanço dos nutrientes Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ , K^+ e NO_3^- em bacia hidrográfica experimental com vegetação natural no Parque Estadual da Serra do Mar - Núcleo Cunha, SP. **IPEF**, n.31, p.61-67, 1985.
- ASKEW, G.R.; WILLIAMS, T.M. Sediment concentrations from intensively prepared wetland sites. **Southern journal of applied forestry**, v.8, n.3, p.152-157, 1984.
- AUBERTIN, G.M.; PATRIC, J.H. Water quality after clearcutting a small watershed in West Virginia. **Journal environmental quality**, v.3, n.3, p.243-249, 1974.
- AVOLIO, S.; CIANCIO, O.; GRINOVERO, C.; IOVINO, F.; MIRABELLA, A.; RAGLIONE, M.; SFALANGA, M.; TORRI, D. Effetti del tipo di bosco sull'entità dell'erosione in unità idrologiche della Calabria: modelli erosivi. **Annali dell'Istituto Sperimentale per la Selvicoltura**, v.11, p.45-131, 1980.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. Piracicaba: Livrocetes, 1985. 392p.
- BORMANN, F.H.; LIKENS, G.E. Nutrient cycling. **Science**, v.155, n.3761, p.424-429, 1967.
- BRASIL. LEIS, ETC. Resolução CONAMA nº20, de 18 de junho de 1986. **Diário Oficial da União** de 30/07/86. <http://www.mma.gov.br/port/conama/> (25 jul. 2002)
- BRASIL. MINISTÉRIO DAS MINAS E ENERGIA. **Projeto Radambrasil: Folha SF.23/24 Rio de Janeiro / Vitória**. Rio de Janeiro, 1983. (Levantamento de recursos naturais, 32).
- BREN, L.J. Hydrology of a small forested catchment. **Australian forest research**, v.10, n.1, p.39-51, 1980.
- BROWN, E.; SKOUGSTAD, M.W.; FISHMAN, M.J. **Methods for collection and analysis of water samples for dissolved minerals and gases**. Washington: United States Geological Survey, 1970. 160p. (Laboratory Analysis, 5).
- BROWN, G.W. **Forestry and water quality**. Corvallis: OSU Book Stores, 1976. 74p.
- BROWN, G.W.; KRYGIER, J.T. Clear-cut logging and sediment production in the Oregon coast range. **Water resources research**, v.7, n.5, p.1189-1198, 1971.
- CASTRO, P.S. **Influência da cobertura florestal na qualidade da água em duas bacias hidrográficas**. Piracicaba, 1980. 107p. Tese (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Universidade de São Paulo
- COUTINHO, L.M. Aspectos ecológicos do fogo no cerrado: 3- a precipitação atmosférica de nutrientes minerais. **Revista brasileira de botânica**, v.2, n.2, p.97-101, 1979.
- DICK, W.J.; COOKE, J.G. **Exotic forestry and its effects on water quality**. Rotorua: New Zealand Forest Service, 1984. 11p.
- EATON, J.S.; LIKENS, G.E.; BORMANN, F.H. Throughfall and stemflow chemistry in a northern hardwood forest. **Journal of ecology**, v.61, n.2, p.495-508, 1973.
- FELLER, M.C. Catchments nutrient budgets and geological weathering in *Eucalyptus regnans* ecosystems in Victoria. **Australian journal of ecology**, v.6, p.65-77, 1981.
- FREDRIKSEN, R.L. Erosion and sedimentation following road construction and timber harvest on unstable soils in three small western Oregon watersheds. **USDA. Forest Service. PNW research paper**, n.104, p.1-15, 1970.
- GOLLEY, F.B.; MCGINNIS, J.T.; CLEMENTS, R.G.; CHILD, G.I.; DUEVER, M.J. **Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical úmida**. São Paulo: EDUSP, 1978. 256p.
- GUTHRIE, H.B.; ATTIWILL, P.M.; LEUNING, R. Nutrient cycling in a *Eucalyptus obliqua* (L'Hérit.) forest: 2- a study in a small catchment. **Australian journal of botany**, v.26, n.2, p.189-201, 1978.
- HEM, J.D. **Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water**. 2.ed. Washington: United States Government Printing Office, 1970. 363p.
- HEWLETT, J.D.; DOSS, R. Forests, floods, and erosion; a watershed experiment in the southeastern Piedmont. **Forest science**, v.30, n.2, p.424-434, 1984.
- HEWLETT, J.D.; HIBBERT, A.R. Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in the humid areas. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON FOREST HYDROLOGY, 1, University Park, 1965. **Proceedings**. New York: Pergamon Press, 1967. p.275-290.
- JOHNSON, P.L.; SWANK, W.T. Studies of cation budgets in the southern appalachians on four experimental watersheds with contrasting vegetation. **Ecology**, v.54, n.1, p.70-80, 1973.
- LIKENS, G.E.; BORMANN, F.H.; JOHNSON, N.M.; PIERCE, R.S. The calcium, magnesium, potassium, and sodium budgets for a small forested ecosystem. **Ecology**, v.48, n.5, p.772-785, 1967.
- LIKENS, G.E.; BORMANN, F.H.; PIERCE, R.S.; EATON, J.S.; JOHNSON, N.M. **Bio-geochemistry of forested ecosystem**. New York: Springer-Verlag, 1977. 146p.
- LIKENS, G.E.; BORMANN, F.H.; PIERCE, R.S.; REINERS, W.A. Recovery of a deforested ecosystem. **Science**, v.199, n.4328, p.492-496, 1978.

- LYNCH, J.A.; CORBETT, E.S.; SOPPER, W.E. Effects of antecedent soil moisture on streamflow volumes and timing. In: MOREL-SEYTOUX, H.J., ed. **Surface and subsurface hydrology proceedings**. Fort Collins: Colorado State University, 1979. p.89-99
- MCCOLL, J.G. Properties of some natural waters in a tropical wet forest of Costa Rica. **Bioscience**, v.20, p.1096-1100, 1970.
- 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, 1984.
- OLIVEIRA, F.A. **Produção e qualidade da água em bacias hidrográficas contendo diferentes coberturas vegetais na região de Agudos, São Paulo**. Piracicaba, 1989. 82p. Tese (Mestrado). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Universidade de São Paulo
- O'LOUGHLIN, C.L.; ROWE, L.K.; PEARCE, A.J. Hydrology of mid-altitude tussock grassland, upper Waipori catchment, Otago; 1- erosion, sediment yields and water quality. **Journal of hydrology of New Zealand**, v.23, n.2, p.45-59, 1984.
- O'LOUGHLIN, E.M. Saturation regions in catchments and their relations to soil and topographic properties. **Journal of hydrology**, v.53, n.3/4, p.229-246, 1981.
- PESSOTI, J.E.; RUEDA, J.J. **Levantamento agroecológico das áreas da Florin no Vale do Paraíba**. Jacareí: FLORIN, 1988. 339p.
- PIERCE, R.S.; MARTIN, C.W.; REEVES, C.C.; LIKENS, G.F.; BORMANN, F.H. Nutrient loss from clearcuttings in New Hampshire. In: WATERSHEDS IN TRANSITION, Fort Collins, 1972. **Proceedings**. Urbana: AWRA, 1972. p.285-295
- POGGIANI, F. Nutrient cycling in *Eucalyptus* and *Pinus* plantations ecosystems, silvicultural implications. **IPEF**, n.31, p.33-40, 1985.
- SÃO PAULO. SECRETARIA DOS SERVIÇOS E OBRAS PÚBLICAS. DEPARTAMENTO DE ÁGUA E ENERGIA ELÉTRICA. **Atlas pluviométrico do Estado de São Paulo (Período 1941-1970)**. São Paulo: DAEE, 1972. 84p.
- SOPPER, W.E. **Water quality in forested watersheds**. University Park: Pennsylvania State University / School of Forested Resources, 1974. 30p.
- TALSMA, T.; HALLAM, P.M. Stream water quality of forest catchments in the Cotter Valley. In: NATIONAL SYMPOSIUM ON FOREST HYDROLOGY, 1., Melbourne, 1982. **Proceedings**. Barton: Institution of Engineers, 1982. p.50-59.
- TAYLOR, A.W.; EDWARDS, W.M.; SIMPSON, E.C. Nutrients in streams draining woodland and farmland near Coshocton, Ohio. **Water resources research**, v.7, n.1, p.81-89, 1971.
- VITAL, A.R.T.; LIMA, W.P.; POGGIANI, F.; CAMARGO, F.R.A. Biogeoquímica de uma microbacia após o corte raso de uma plantação de eucalipto de 7 anos de idade. **Scientia forestalis**, n.55, p.17-28, 1999.
- WALLING, D.E. Water in the catchment ecosystem. In: GOWER, A.M., ed. **Water quality in catchment ecosystems**. Chichester: John Wiley, 1980. p.1-47.
- WHIPKEY, R.Z. Storm runoff from forested catchments by subsurface routes. In: FLOODS AND THEIR COMPUTATION, Leningrad, 1967. **Proceedings**. Leningrad: International Association of Scientific Hydrology, 1967. p.773-779.
- YOHO, N.S. Forest management and sediment production in the south; a review. **Southern journal of applied forestry**, v.4, n.1, p.27-36, 1980.