

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”
Centro de Energia Nuclear na Agricultura**

RODRIGO TREVISAN

**Estudo do balanço hídrico e da dinâmica do nitrogênio em uma microbacia
com plantação florestal de eucalipto no litoral norte do Estado de São Paulo**

**Piracicaba
2009**

RODRIGO TREVISAN

Estudo do balanço hídrico e da dinâmica do nitrogênio em uma microbacia com plantação florestal de eucalipto no litoral norte do Estado de São Paulo

Dissertação apresentada ao Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Mestre em Ciências

Área de Concentração: Química na Agricultura e Meio Ambiente

Orientador: Prof. Dr. Jorge Marcos de Moraes

**Piracicaba
2009**

AUTORIZO A DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Seção Técnica de Biblioteca - CENA/USP

Trevisan, Rodrigo

Estudo do balanço hídrico e da dinâmica do nitrogênio em uma microbacia com plantação florestal de eucalipto no litoral norte do estado de São Paulo / Rodrigo Trevisan; orientador Jorge Marcos de Moraes. - - Piracicaba, 2009.
120 f.: fig.

Dissertação (Mestrado – Programa de Pós-Graduação em Ciências. Área de Concentração: Química na Agricultura e no Ambiente) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo.

1. Bacia hidrográfica 2. Hidrologia 3. Silvicultura I. Título

CDU 556.51:546.17

DEDICATÓRIA

Aos meus pais, João Carlos Trevisan e Marlene Rossine Trevisan, a minha avó Mercedes Bigaton Rossine (“Biga”), a minha irmã Priscila Trevisan Pereira, a minha namorada Paula Viegas Martins Gianotti e a todos que participaram e me ajudaram a concluir esse sonho.

AGRADECIMENTOS

À Deus, pela saúde e proteção

Ao Prof. Dr. Jorge Marcos de Moraes, pela orientação, pela amizade, pela paciência, pelo aprendizado e pelo incentivo a vida acadêmica.

Ao Prof. Dr. Luis Antonio Martinelli, pela amizade, pelo incentivo e pelas dicas para realização do trabalho.

À Maria José Brito Zakia (Zezé), que contribuiu inicialmente muito para a escolha da área de estudo e para a realização do projeto.

Ao Engenheiro Juliano Dias, pela atenção, por tornar possível a parceria com a Votorantim Papel e Celulose e pelos dados fornecidos referentes à fazenda Sertãozinho II.

Ao Engenheiro João Carlos Augusti, pelo apoio, dicas e por tornar possível o apoio da Votorantim Papel e Celulose, que muito contribuiu para o desenvolvimento do trabalho.

À empresa Votorantim Papel e Celulose- VCP, pelo apoio financeiro e empenho no desenvolvimento da pesquisa.

Ao Fundo de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP pela bolsa de estudos que tornou possível a realização desse estudo.

Aos grandes amigos Juliano Daniel Groppo (“Joba”) e Luiz Felipe Salemi (“Urso”) pela amizade, convivência, pela ajuda na instrumentação da microbacia e por todas as discussões acadêmicas que muito foram úteis.

Aos Amigos Gustavo Bicci Seghesi e Grazielle Bueno, pelo empenho nas análises e insistência em colocar o aparelho FIA em condições ideais para análise.

Ao Jadson Dezincourt Dias, pela amizade, pela companhia, pela parceria nos jogos de tênis, e pelas excelentes conversas nos mais diversos lugares.

Aos Amigos Nei Leite e Giovana Cabianchi, pela amizade, pela companhia, pelas discussões acadêmicas e por todos os momentos de descontração.

Ao Edmar Mazzi, pelos inúmeros apoios técnicos, pela amizade e pelo companheirismo.

À Fabiana Fracassi pelo apoio nas determinações analíticas e pela amizade.

A todos os alunos de mestrado e doutorado existentes no laboratório de Ecologia Isópica do CENA/USP, Eráclito Sousa Neto, Maíra Bezerra, Vania Neu, Marcos Scaranelo, Luciana Coleta, Tatiana Morgan, Fernando Godoy, Alexandre Pereira, Susian Martins, Elizabeth Ravagnani e Carlos Beduschi, agradeço pela paciência e pela amizade.

Ao guarda de divisas da fazenda Sertãozinho II Carlos (“Carlão”), pela ajuda nas coletas e pela amizade.

Ao pessoal do Parque Estadual da Serra do Mar pela confiança e por fazerem possível a realização desse trabalho.

A todas as pessoas que de certa forma colaboraram para esse trabalho, em especial minha família, namorada e amigos, que tiveram muita paciência e compreensão quando eu estava preocupado e angustiado porque “tinha que terminar minha dissertação”!.

RESUMO

TREVISAN, R. **Estudo do balanço hídrico e da dinâmica do nitrogênio em uma microbacia com plantação florestal de eucalipto no litoral norte do Estado de São Paulo.** 2009. 128p. Dissertação (Mestrado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

A conversão da Mata Atlântica original, em áreas de agricultura, florestas plantadas, pecuária e outras atividades, têm causado impactos ambientais cujas conseqüências ainda não foram completamente avaliadas do ponto de vista científico, incluindo estudos hidrológicos em locais onde houve a implantação de florestas de eucalipto. Dentro desse contexto, o objetivo principal do presente trabalho foi o de realizar um estudo integrado da hidrologia e da dinâmica do nitrogênio ($N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$), em uma bacia com cobertura florestal de eucalipto, localizada na Fazenda Sertãozinho II, pertencente a Votorantim Papel e Celulose, próximo ao Parque Estadual da Serra do Mar, núcleo de Santa Virgínia. O estudo realizado no período de janeiro a dezembro de 2008, mostrou que a área de estudo apresentou uma precipitação de aproximadamente de 1300 mm, 14% de interceptação, 38% de deflúvio e uma evapotranspiração de aproximadamente de 800 mm para o período de estudo. O escoamento superficial foi pouco expressivo, devido a baixa intensidade da precipitação. Em termos de nitrogênio, a microbacia apresenta concentrações muito baixas desse composto, em sua maioria abaixo do limite de detecção ($0,71 \mu M$ para $N-NO_3^-$ e $1,43 \mu M$ para $N-NH_4^+$). O aporte atmosférico de nitrogênio inorgânico no período de estudo foi de $2,35 kg \cdot ha^{-1}$, e a saída via deflúvio foi de $0,14 kg \cdot ha^{-1}$.

Palavras-chave: Mudança do uso do solo. Silvicultura. Eucalipto. Microbacias. Hidrologia; Nitrogênio

ABSTRACT

TREVISAN, R. **Study of the hydric balance and nitrogen dynamics in a micro-basin with forest plantation of eucalyptus in the northern coast of São Paulo state.** 2009. 128p. Dissertation (Master's degree) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

The conversion of the original Mata Atlântica, into areas of agriculture, planted forests, cattle and other activities have caused environmental impacts which consequences haven't been completely evaluated yet by the scientific point of view, including hydrological studies in places where there had been an implantation eucalyptus forests. In this context, the main objective of the present paper was to carry out an integrated study of the hydrology and the nitrogen dynamics (N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻), in a basin covered with eucalyptus forest, located in a farm called Fazenda Sertãozinho II, wich is a property of Votorantim Papel e Celulose, near Parque Estadual da Serra do Mar, nucleus of Santa Virginia. The study carried out from January to December of 2008, showed that the studied area presented a precipitation of approximately of 1300 mm, 14% of interception, 38% of runoff and evapotranspiration of approximately of 800 mm in the period of study. The superficial draining was of little significance, due to a low intensity of the precipitation. In terms of nitrogen, the microbasin presents very low concentrations of this compound, in its majority below detention limit (0.71 μM for N-NO₃⁻ and 1.43 μM for N-NH₄⁺). The atmosphere input of inorganic nitrogen during the period of study was 2.35 kg.ha⁻¹, and the exit through runoff was 0.14 kg. ha⁻¹.

Key words: Change of soil use. Forestry. Eucalyptus. Micro-basins. Hydrology. Nitrogen

SUMÁRIO

| | |
|--|----|
| 1. INTRODUÇÃO | 10 |
| 1.1. Objetivos..... | 14 |
| 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA | 15 |
| 2.1. O Eucalipto. | 15 |
| 2.2. Bacia Hidrográfica. | 19 |
| 2.3. Balanço Hídrico e Processos Hidrológicos em Microbacias..... | 22 |
| 2.4. Nutrientes em Microbacias Florestadas. | 29 |
| 3. MATERIAIS E MÉTODOS..... | 36 |
| 3.1. Área de Estudo..... | 36 |
| 3.1.1. Histórico da microbacia..... | 37 |
| 3.1.2. Características litológicas e pedológicas da microbacia | 38 |
| 3.2. Delineamento Experimental | 39 |
| 3.3. Monitoramento Hidrológico | 40 |
| 3.3.1. Precipitação..... | 40 |
| 3.3.2. Precipitação interna | 41 |
| 3.3.3. Escoamento pelo tronco..... | 42 |
| 3.3.4. Escoamento superficial..... | 43 |
| 3.3.5. Tensão de água do solo..... | 44 |
| 3.3.6. Monitoramento do lençol freático | 45 |
| 3.3.7. Vazão..... | 46 |
| 3.4. Características Físicas do Solo | 47 |
| 3.4.1. Amostras de solo | 47 |
| 3.4.2. Condutividade hidráulica saturada..... | 48 |
| 3.5. Amostras para Determinações Analíticas..... | 49 |
| 3.5.1. Amostra de precipitação | 50 |
| 3.5.2. Amostra de precipitação interna | 50 |
| 3.5.3. Amostra de escoamento pelo tronco | 51 |
| 3.5.4. Amostra de escoamento superficial..... | 51 |
| 3.5.5. Amostra de solução do solo | 51 |
| 3.5.6. Amostra do lençol freático..... | 52 |
| 3.5.7. Amostra do rio | 52 |
| 3.6. Determinações Analíticas | 53 |

| | |
|---|----|
| 3.7. Validação das Análises Químicas | 54 |
| 3.7.1. Limite de detecção | 54 |
| 3.7.2. Controle da qualidade das análises..... | 54 |
| 3.8. Análises Estatísticas | 55 |
| 3.9. Estimativa do Fluxo de Nitrogênio | 55 |
| 3.10. Estimativa do Balanço Hidrológico | 55 |
| 3.11. Estimativa do Balanço Hidrológico de Nitrogênio | 56 |
| 4. RESULTADOS | 57 |
| 4.1. Caracterização do Solo..... | 57 |
| 4.2. Hidrologia | 59 |
| 4.3. Nitrogênio | 69 |
| 5. DISCUSSÃO | 75 |
| 5.1. Hidrologia | 75 |
| 5.2. Nitrogênio | 83 |
| 6. CONCLUSÕES | 93 |
| REFERENCIAS | 94 |

1. INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica é um dos biomas mais ameaçados do Brasil, e vem sendo degradado desde o descobrimento do país. Esta floresta teve suas riquezas exploradas, e seu espaço cedido para agricultura, criação de gado, construção de centros urbanos e outras atividades, tais como a inserção de florestas plantadas. Esta última pode ser considerada, em certos aspectos, uma alternativa para evitar novos desmatamentos, fornecendo a madeira usualmente retirada das florestas nativas (POGGIANI, 1981; JORDAN, 1982). Porém para as florestas de crescimento rápido, como é o caso do eucalipto no Brasil, a retirada da biomassa, juntamente com os cortes rasos, causam desequilíbrio nutricional no ecossistema, uma vez que ocupam áreas que apresentam baixa fertilidade natural.

As plantações florestais, que há muito tempo vêm sendo estabelecidas em todo o globo, para suprir as necessidades humanas de madeira, papel e celulose, tem como a espécie mais plantada o eucalipto. Essa atividade produtiva utilizando o eucalipto, entretanto, é alvo de muitas controvérsias nos aspectos relacionados às boas práticas de manejo do solo, das águas superficiais e subterrâneas e dos nutrientes, já que acredita-se que com a implantação dessa espécie, a produção de água e a quantidade de nutrientes, tende a diminuir na microbacia, criando um “deserto verde”.

Os países com as maiores áreas de florestas plantadas no mundo, incluindo o Brasil em 9º lugar, detêm 182 milhões de ha, onde 73% são manejadas para fins produtivos e 27% para fins de proteção. Os cinco países com as maiores áreas são, a China (71,3 milhões ha), Índia (30 milhões ha), EUA (17 milhões ha), Rússia (11,9 milhões ha) e Japão (10 milhões ha) sendo que a área total cresceu em média 35% no período de 1990 a 2005 (SOCIEDADE BRASILEIRA DE SILVICULTURA, 2007).

A introdução do eucalipto no Brasil ocorreu em 1825 no estado do Rio Grande do Sul, de onde a partir de então se expandiu para quase todas as regiões do Brasil. Essa introdução em larga escala, foi estimulada pelo governo federal, que estabeleceu em 1966 um programa de incentivos fiscais, a fim de atender a grande demanda das indústrias baseadas na utilização de madeira como matéria prima, principalmente nas regiões sul e sudeste. Essa expansão também foi favorecida pelo clima brasileiro e pelo fato de se tratar de uma espécie exótica (VITAL, 2007).

As florestas plantadas estão sempre entre as mais polêmicas atividades agropecuárias, devido principalmente as controvérsias sobre o impacto do eucalipto sobre a dinâmica da água, nutrientes e conservação da biodiversidade (LIMA, 1996). Em função disso, a comunidade científica vem desenvolvendo estudos de diversos tipos e modalidades. Um dos pioneiros nesse sentido foi realizado em 1850 na França. Nesse estudo foi elaborado um dos primeiros relatos sobre os possíveis desequilíbrios que as plantações de eucalipto causavam ao ambiente e a partir de então, se propagaram por todo o globo, analisando os aspectos fisiológicos do consumo de água, o balanço hídrico e manejo do solo, em pequenas e grandes escalas, sendo elementos-chave para discussões nos conceitos de sustentabilidade, qualidade e saúde de microbacias. Entretanto, segundo Lima (1996), esses estudos apresentavam geralmente críticas e conclusões negativas a respeito das plantações de eucalipto devido ao fato da espécie ser plantada como monocultura extensa, deixando o local com baixa diversidade, sendo mais vulneráveis a pragas e mudanças climáticas. O mesmo autor, em uma vasta revisão bibliográfica, observa ainda que o eucalipto tem comportamento similar ao de qualquer outra espécie florestal, afirmando que os efeitos hidrológicos e biogeoquímicos, em bacias com esse tipo de floresta plantada, podem ser mitigados quando os usuários das mesmas utilizarem práticas de manejo, isto é, práticas que levem ao uso racional desse recurso, visando à sustentabilidade do sistema.

No intuito de alcançar a sustentabilidade na produção florestal, existe a preocupação de desenvolver atividades que não comprometam o equilíbrio no balanço hídrico e de nutrientes do ambiente, mas sim que utilizem o manejo florestal integrado, aliando a parte econômica, social e ambiental.

Nesse sentido, estudos em bacias hidrográficas, são uma forma adequada de analisar os impactos ao meio ambiente de qualquer atividade de produção, principalmente em microbacias, pois é nessa escala que o foco principal das ações de manejo sustentável dos recursos hídricos são centrados, já que as mesmas são as grandes formadoras e alimentadoras dos rios e dos grandes sistemas fluviais (LIMA, 2004; LIMA; ZAKIA, 2006). As microbacias, portanto, tornam-se unidades territoriais que possibilitam a utilização e implantação de práticas a fim de se obter uma produção sustentável.

A água nesses sistemas fluviais funciona como unidade integradora de todo o ecossistema sobrejacente, uma vez que tem influência direta no fluxo de elementos e energia (CAMARA, 1999; CAMARA; LIMA, 1999). Quando associada aos nutrientes, está é responsável pela manutenção da produtividade primária, controlando a diversidade e a dinâmica das populações vegetais e animais, fundamentais no funcionamento dos ecossistemas aquáticos e terrestres.

As respostas hidrológicas de uma bacia hidrográfica são controladas pelos regimes pluviométricos, topografia, vegetação e propriedades hidráulicas do solo (DUNNE; LEOPOLD, 1978). Mudanças no uso e cobertura do solo influenciam a diversidade biológica (SALAS et al., 2002), o ciclo hidrológico (GASH et al., 1996, WRIGHT et al., 1996; JIPP et al., 1998; HODNETT et al., 1995), os processos biogeoquímicos que transportam os elementos aos rios (BIGGS et al., 2002; BIGGS; DUNE; MARTINELLI, 2004; NEILL et al., 2001), o arraste de sedimentos (NORTCLIFF; ROSS; THORNES, 1990) e os nutrientes associados (ROSS; THORNES; NORTCLIFF, 1990).

O fluxo total de nitrogênio tem fundamental importância na manutenção da vida, pois limita a produtividade primária nos ecossistemas afetando toda a cadeia produtiva (GALLOWAY, 1998; DODDS et al., 2000; GALLOWAY et al., 2003) e sua dinâmica é o resultado combinado entre a hidrologia e a biogeoquímica (BONILLA, 2005). A disponibilidade do nitrogênio determina a composição das espécies das plantas numa área, e o excesso desse nutriente altera os ecossistemas aquáticos e terrestres (BRUIJNZEEL, 1992; TILMAN, 1996; CHAPMAN; EDWARDS; CRESSER, 2001; DODDS et al., 2000; STEVENS et al., 2003). Devido à sua importância, torna-se essencial o estudo dos processos que governam o transporte de nitrogênio nas bacias hidrográficas (DODDS et al., 2000).

Os processos hidrológicos determinam como e onde a água se move, enquanto as transformações biogeoquímicas controlam a forma e a quantidade de nitrogênio que é transportado para os ecossistemas aquáticos. Florestas com ciclo de nutrientes fechado são aquelas que reduzem ao máximo a saída dos mesmos do ecossistema. Por outro lado, florestas com ciclo de nutrientes aberto são aquelas que, devido à abundância de determinado nutriente, exibem perdas elevadas. Como as plantações florestais de eucaliptos para fins industriais possuem ciclo curto, ou seja, sofrem um corte raso a cada seis a sete anos, elas não atingem seu estágio de maturidade, retirando, geralmente, uma grande quantidade de nutrientes do solo e estocando em seus tecidos.

A maior parte das informações disponíveis na literatura sobre os possíveis impactos que a mudança do uso do solo pode causar ao meio ambiente, foram obtidas em zonas temperadas, onde o balanço de nitrogênio indica que a saída de nitrogênio pelo deflúvio é sempre inferior à quantidade que entra no sistema. Porém, existem diferenças entre as zonas temperadas e as tropicais.

Nesse sentido, o conhecimento dos componentes hidrológicos e biogeoquímicos de microbacias hidrográficas, juntamente com suas relações internas e suas funções são de suma

importância para o manejo sustentável dos recursos naturais e informação básica para diversos estudos ambientais. A qualidade da água é o resultado de diversas características desta microbacia, destacando-se a cobertura florestal, como evidenciado na revisão realizada por Bosch e Hewlett (1982).

Muitos estudos hidrológicos vêm sendo realizados a respeito da substituição das florestas vegetais naturais por plantações florestais (LIMA, 1996), sendo alguns destes, com corte do eucalipto e regeneração de floresta nativa (WHITEHEAD; BEADLE, 2004). Contudo, pouco se sabe sobre o comportamento hidrológico de florestas de eucalipto sob climas tropicais muito úmidos como ocorre na Serra do Mar, assim como, a dinâmica do nitrogênio nesses sistemas.

Essa proposta de trabalho apresenta-se como uma oportunidade única de realizar um estudo com cobertura florestal de eucalipto em região de Mata Atlântica com alto índice pluviométrico, assim como, investigar a dinâmica do nitrogênio nesse sistema.

1.1. Objetivos

O presente estudo teve como objetivo principal estabelecer, em uma microbacia hidrográfica com cobertura florestal de eucalipto, o balanço hidrológico, caracterizando o movimento da água entre os diversos compartimentos do sistema, e a dinâmica do nitrogênio (N-NO_3^- e N-NH_4^+) associada ao movimento da água. Para atingir o objetivo acima foram: (i) avaliadas as propriedades físicas do solo e sua influência sobre o movimento da água através do mesmo; (ii) identificados os processos hidrológicos que mais contribuem para o deflúvio; (iii) quantificado o fluxo de nitrogênio na microbacia; (iv) identificados os processos hidrológicos que transportam maior quantidade de nitrogênio e (v) identificada a principal forma de nitrogênio em cada processo hidrológico.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. O Eucalipto

Originário da Austrália e de outras ilhas da Oceania, o eucalipto (do grego, *eu* + *καλύπτω* = “*verdadeira cobertura*”) é a designação vulgar das várias espécies vegetais do gênero *Eucalyptus*, pertencente à família das mirtáceas, que compreende outros 130 gêneros.

Atualmente, existem mais de 700 espécies de eucalipto catalogadas, sendo *Eucalyptus saligna*, *E. grandis* e *E. urophila* (e seu híbrido, o *E. urograndis*) as mais cultivadas no Brasil.

A eucaliptocultura no Brasil é intensiva e com elevada produtividade média, na ordem de 45-60 m³/ha/ano (SOCIEDADE BRASILEIRA DE SILVICULTURA, 2007), e está baseada principalmente em florestas clonais (ALFENAS et al., 2004). O eucalipto chegou ao Brasil em 1825, como planta ornamental, e sua utilização para fins econômicos só teve início em 1903, quando passou a ser empregado na produção de dormentes ferroviários e lenha para alimentar as locomotivas da época. Logo em seguida começou a ser usado para postes de eletrificação, produção de carvão para a indústria de ferro, para lenha de uso doméstico e para madeira de construção em geral. Todavia, a sua expansão em larga escala foi devida ao trabalho pioneiro de Navarro de Andrade na então Companhia Paulista de Estrada de Ferro, iniciado em 1903.

Desta maneira, bosques de eucalipto espalharam-se por todo o Brasil, em diversos tipos de solo e ambientes, tornando-o muito utilizado pela indústria, desde suas folhas, que se extraem óleos, essências, alimentos, perfumes e remédios, até sua fibra que é utilizada como matéria prima para fabricação de papel e celulose. Assim, nos últimos anos as monoculturas de eucalipto para uso industrial, principalmente para abastecer a indústria de celulose, papel,

móveis e carvão vegetal aumentaram, concentrando-se nas regiões sul e sudeste do Brasil (SOCIEDADE BRASILEIRA DE SILVICULTURA, 2007).

Especialmente na Região Sudeste, o *Eucalyptus urograndis* vem se destacando no cenário silvicultural desde a década de 1980. O *Eucalyptus urograndis* é um híbrido desenvolvido no Brasil, através do cruzamento do *E. grandis* x *E. urophylla*. Atualmente mais de 600.000 ha são cultivados com este híbrido, constituindo-se na base da silvicultura clonal brasileira. O objetivo do cruzamento destas duas espécies é obter plantas com um bom crescimento, características do *E. grandis* e um leve aumento na densidade da madeira e melhorias no rendimento e propriedades físicas da celulose, características do *E. urophylla*. A rusticidade, propriedades da madeira e resistência ao déficit hídrico do *E. urophylla* também fazem parte deste interesse no cruzamento de *E. grandis* e *E. urophylla* (AGROTECA TANABI, 2008).

Com o crescimento da população e o crescente aumento da demanda por madeira, papel, celulose e carvão, a necessidade do uso de espécies de eucalipto aumentou, sendo que adquiriu rapidamente, a característica marcante de ser a espécie florestal mais plantada do Brasil e do mundo, apresentando condições de crescer e se desenvolver onde quer que as condições climáticas fossem tais que a temperatura mínima do solo não fosse limitante.

Relatos demonstram que as primeiras plantações de eucalipto no Brasil, não apresentaram os resultados esperados quanto à produtividade, e isso, foi atribuído ao planejamento inadequado de uso da terra, escolha inadequada de espécie e usos de técnicas inapropriadas. Esse fato proporcionou florestas desuniformes e com baixa produtividade, além de pragas e doenças. Assim, surgiram às críticas e discussões acerca de seus efeitos (benéficos e deletérios) sobre a água, o ar, o solo, a biodiversidade, ou seja, o meio ambiente. A partir dessas críticas, estudos e resultados experimentais sobre indicadores de impactos ambientais (consumo de água, acúmulo e ciclagem de nutrientes, incidência de avifauna,

mastofauna, herptofauna e flora em diferentes fragmentos vegetais, quantificação de estoque de carbono em florestas, eficiência na utilização da luz solar, entre outros) acumularam-se, o que permitiu uma avaliação mais consistente sobre o assunto (VITAL, 2007).

Poore e Fries (1985), afirmam que, quanto mais rápido o crescimento de uma árvore, maior seu consumo de água. E em cima desse fato, uma das mais freqüentes críticas endereçadas ao eucalipto refere-se ao seu consumo de água e aos seus impactos sobre a umidade do solo, os rios e os lençóis freáticos. Foelkel (2005) estima que a taxa de evapotranspiração de uma plantação de eucalipto seja equivalente a precipitação pluviométrica ao redor de 800 a 1200 mm/ano. Porém, isso não significa que o eucalipto seca o solo, ou impacta os lençóis freáticos, pois isso depende não somente do consumo de água pelas plantas e sim do nível de precipitação da região.

A tabela 1 apresenta o consumo médio de diversas espécies de interesse econômico, como o eucalipto e outras, que em geral, não recebem críticas pela sociedade no que se refere ao consumo de água.

Tabela 1- Quantidade de água necessária para um ano de cultura ou um ciclo

| CULTURA | CONSUMO DE AGUA (MM) |
|----------------|-----------------------------|
| Cana-de-açúcar | 100-2000 |
| Café | 800-1200 |
| Citrus | 600-1200 |
| Milho | 400-800 |
| Feijão | 300-600 |
| Eucalipto | 800-1200 |

1 milímetro equivale a 1 litro por metro quadrado

Fonte: Oleriano e Dias (2007) adaptado de Calder, et al. (1992) e Lima (1992).

Como pode-se perceber na tabela 1, o consumo de água do eucalipto é similar às outras culturas. Porém, como o eucalipto é uma árvore de crescimento acelerado, sua demanda por água é maior. Entretanto, sua eficiência de uso da água é melhor que as demais

culturas, chegando a se desenvolver de três a cinco vezes mais rápido em relação a algumas espécies nativas (LIMA, 1996).

Além da crítica sobre o consumo de água pelo eucalipto, a questão sobre os nutrientes também apresenta discussões. As florestas consomem para seu crescimento, alguns compostos químicos, normalmente denominados nutrientes, contidos no solo, tais como potássio, cálcio, magnésio, nitrogênio e fósforo. Esses nutrientes, após serem absorvidos pelas raízes, são incorporados às diferentes partes da árvore (folhas, cascas, lenho e ramos). Nesse sentido, outra crítica bastante comum atribuída às plantações de eucalipto é no que diz respeito ao consumo dos nutrientes, causando o empobrecimento do solo, onde essas plantações são inseridas.

A colheita da biomassa florestal constituída por árvores jovens de eucalipto e efetuada em breves intervalos de tempo, provoca a exportação de uma considerável quantidade de nutrientes, principalmente se for utilizada a biomassa total, incluindo além do lenho, as folhas, os ramos e a casca (POGGIANI, 1995). Porém esse efeito pode ser amenizado no momento em que raízes, folhas e as cascas da árvore são deixadas sobre o solo. Além disso, a serapilheira, que é a deposição desses resíduos, e que pode chegar a uma estimativa para cada tonelada de madeira gerada, a 0,3 a 0,35 toneladas, devolve ao solo a maior parte dos nutrientes contidos nas árvores. Foelkel (2005), afirma que estudos têm revelado que as árvores de eucalipto retornam para o solo e disponibilizam para a floresta entre 60% a 70% do nitrogênio absorvido do solo, entre 35% a 60% do fósforo, entre 55% a 80% do potássio, entre 40% a 60% do cálcio e 55% a 70% do magnésio, mostrando uma capacidade de ciclagem de nutriente muito boa, rebatendo afirmações de que o eucalipto provoca o empobrecimento do solo.

Por tais razões, as técnicas de colheita e a escolha de espécies adequadas de eucalipto para cada região, são fundamentais no que se refere aos impactos que o eucalipto causa sobre

o ambiente, e que afirmações sobre os impactos negativos que o mesmo causa, devem ser averiguadas e certificadas cientificamente e em cada região aonde essa espécie é utilizada.

2.2. Bacia Hidrográfica

O conceito de bacia hidrográfica ou bacia de contribuição de um curso d'água pode ser entendido como a área geográfica coletora de água de chuva que, escoando pela superfície do solo, atinge a seção considerada de um rio (PINTO et al., 1976), ou de uma maneira mais complexa, e enfocando processos que ocorrem nesse espaço geográfico, a bacia pode ser considerada como aquela área definida pelo relevo na qual toda a água precipitada e que não é evapotranspirada tem o destino de passar, obrigatoriamente, em uma seção ou ponto de saída que é a foz do rio com o mar, ou mesmo, o encontro de um pequeno rio com outro.

Mortatti e Probst (1998) relatam que a bacia de drenagem pode ser conceituada como a área que é drenada por um curso d'água ou um sistema de cursos d'água conectados, de tal forma que, através do escoamento ao longo de uma superfície ligeiramente inclinada, toda a vazão efluente é dirigida, convergentemente, para uma saída simples. E tais conceitos, se enquadram em grandes áreas, ou em áreas menores, denominadas microbacias.

As microbacias são elementos formadores das bacias hidrográficas, e é nessa escala, que esta a eficácia dos estudos ambientais envolvendo o manejo e a qualidade das águas. Assim o canal principal de um rio é um receptor de tributário, sendo parte integrante de uma rede de drenagem e segundo Davis e Walker (1986), elemento fundamental para o entendimento dos ecossistemas. Adicionalmente, as microbacias são consideradas a menor unidade da paisagem para o estudo dos processos hidrológicos (WALLING, 1980; MOLDAN; CERNY, 1994), já que exerce uma contínua troca de energia com o meio,

permitindo estudos quantitativos, de forma integrada, do funcionamento do ecossistema (LIMA; ZAKIA, 1998).

Os termos bacia e microbacia hidrográfica não apresentam na comunidade científica uma distinção e uma definição padrão. Strahler (1957) apresenta uma hierarquização dos canais formadores de uma bacia hidrográfica, classificando-os como perenes, intermitentes ou efêmeros, em distintas ordens, sendo os de primeira ordem, os pequenos canais que não tenham tributários, chamados de correntes formadoras. Já os demais são as junções de dois canais, sendo que a junção de duas correntes formadoras, gera um de segunda ordem, a junção de dois canais de segunda ordem gera um de terceira e assim sucessivamente, de tal forma que, a junção de dois canais de ordem n gera um canal de ordem $n+1$.

Botelho (1999) expõe que a noção do que é uma microbacia deve levar em consideração a bacia hidrográfica correspondente aos canais efêmeros ou cabeceiras de drenagem, isto é, canais que funcionam apenas durante os eventos chuvosos de média a alta intensidade. Segundo Lima e Zakia (2000) o motivo das microbacias serem definidas como pequenas bacias hidrográficas, é o fato de sua área ser tão pequena que a sensibilidade a chuvas de alta intensidade e às diferenças de uso do solo não são suprimidas pelas características da rede de drenagem. Assim, o critério utilizado para tal conceito é o comportamento hidrológico (VALENTE; GOMES, 2005).

Estudos em microbacias podem ser realizados e classificados por duas maneiras, uma através da correlação entre várias bacias, utilizando bacias individuais, e a outra através de bacias pareadas (McCULLOCH; ROBINSON, 1993). O método utilizando bacias pareadas consiste em relacionar duas microbacias semelhantes em termos de declividade, solo, área, clima e vegetação, tomando-se uma das microbacias como referência, sendo chamada de testemunha, enquanto a outra, submetida a atividades silviculturais (BROWN et al., 2005). Arcova (1996) em uma revisão verificou que as microbacias hidrográficas estavam sendo

usadas no monitoramento de impactos ambientais, em especial no regime hidrológico e uso da terra, há bastante tempo em vários países, constatando que o uso das mesmas, para o levantamento dos impactos ambientais, é praticado e de consenso da comunidade científica.

O setor florestal geralmente proporciona impactos significativos sobre o funcionamento harmônico da microbacia, no que se refere à compactação do solo, erosão e ruptura da ciclagem de nutrientes (FIEBIGER, 1993; WATERLOO, 1994). Mas o planejamento em sua plantação, ou seja, a utilização de um manejo florestal adequado pode minimizar esses impactos.

O manejo de uma microbacia consiste na elaboração e aplicação de diagnósticos físicos - conservacionistas, sócio - econômicos, ambiental, hídrico, edáfico, botânico e faunísticos, para identificar problemas da bacia e propor soluções compatíveis com cada situação, organizando e orientando o uso da terra e dos recursos naturais, sem ocasionar mudanças irreversíveis ou destruir o solo e a água.

A escolha adequada da espécie a ser plantada em uma área, é o primeiro passo de um sistema adequado de manejo florestal, sendo seguido pela definição de indicadores da sustentabilidade do ecossistema, sendo assim, um importante instrumento para a obtenção de respostas das práticas de manejo, relacionadas principalmente a hidrologia e a manutenção da capacidade produtiva do solo ao longo do tempo (LIMA; ZAKIA, 2006). Nesse aspecto é que estudos em microbacias se tornam importantes instrumentos. A manutenção da integridade dos ecossistemas envolve a manutenção dos processos hidrológicos e sua capacidade de suporte produtivo, ou seja, seus ciclos biogeoquímicos, além da manutenção da diversidade ecológica e biológica (LIMA; ZAKIA, 1998).

No aspecto do manejo florestal, os recursos mais importantes para a sustentabilidade de um ecossistema são o solo e a água. Barros, Neves e Novais (2000), relatam que o manejo florestal requer o entendimento do balanço nutricional, dependendo dos fluxos de entrada e

saída dos nutrientes, e como esse fluxo esta interligado aos processos hidrológicos de uma microbacia, o fator água é relevante.

Os processos hidrológicos das microbacias demonstram ser complexos e estáveis quando em condições não perturbadas, entretanto, quando perturbadas são altamente sensíveis a alterações, ocasionando mudanças na quantidade e qualidade da água (PERRY; MAGHEMBE, 1989). Assim as microbacias hidrográficas constituem ecossistemas adequados para a análise dos impactos causados pela atividade antrópica, acarretando riscos ao equilíbrio e a manutenção da qualidade e quantidade da água, uma vez essas variáveis estão relacionadas as uso do solo (LIKENS et al., 1967; BORMANN; LIKENS, 1967).

2.3. Balanço Hídrico e Processos Hidrológicos em Microbacias

Balanço hídrico é um sistema contábil de monitoramento da água no solo (TUCCI, 1997) e resulta da aplicação do princípio da conservação de massa para a água em um volume de solo (PEREIRA; VILA NOVA; SEDYAMA, 1997), e que permite observar a dinâmica da água no solo a partir do armazenamento, deficiência e excedentes hídricos (THORNTHWAITE, 1948; THORNTHWAITE, 1955; CAMARGO; CAMARGO, 2000).

Segundo Reichardt e Timm (2004), para estudar o ciclo da água em uma área vegetada é necessário considerar o balanço hídrico. Porém, esses autores realizam um balanço pontual, considerando apenas uma porção de solo. O balanço hídrico na escala das microbacias é uma forma mais abrangente e integrada de avaliação dos efeitos hidrológicos das plantações florestais (SCARDUA, 1994; ARCOVA, 1996; LIMA; ZAKIA, 1998), sendo a maneira mais apropriada de estudar o ciclo hidrológico em florestas. Nesse sentido, Fill (1987) apresenta um balanço hídrico simplificado (Equação 1).

$$P-ET=D+\Delta S \quad (1)$$

onde P é a quantidade de chuva; ET é a quantidade evapotranspirada; D é a quantidade do deflúvio e ΔS é a variação do armazenamento do solo.

Considerando que a variação da capacidade de armazenamento de água dentro de uma microbacia em um ano hidrológico é mínima (MOSTER et al., 2003), a equação apresentada por Fill (1987), pode ser simplificada, para a seguinte expressão:

$$P-ET=D \quad (2)$$

onde P é a quantidade de chuva; ET é a quantidade evapotranspirada e D a quantidade do deflúvio.

Os principais componentes do ciclo hidrológico, pelos quais a água passa até chegar ao canal, são ilustrados na Figura 1.

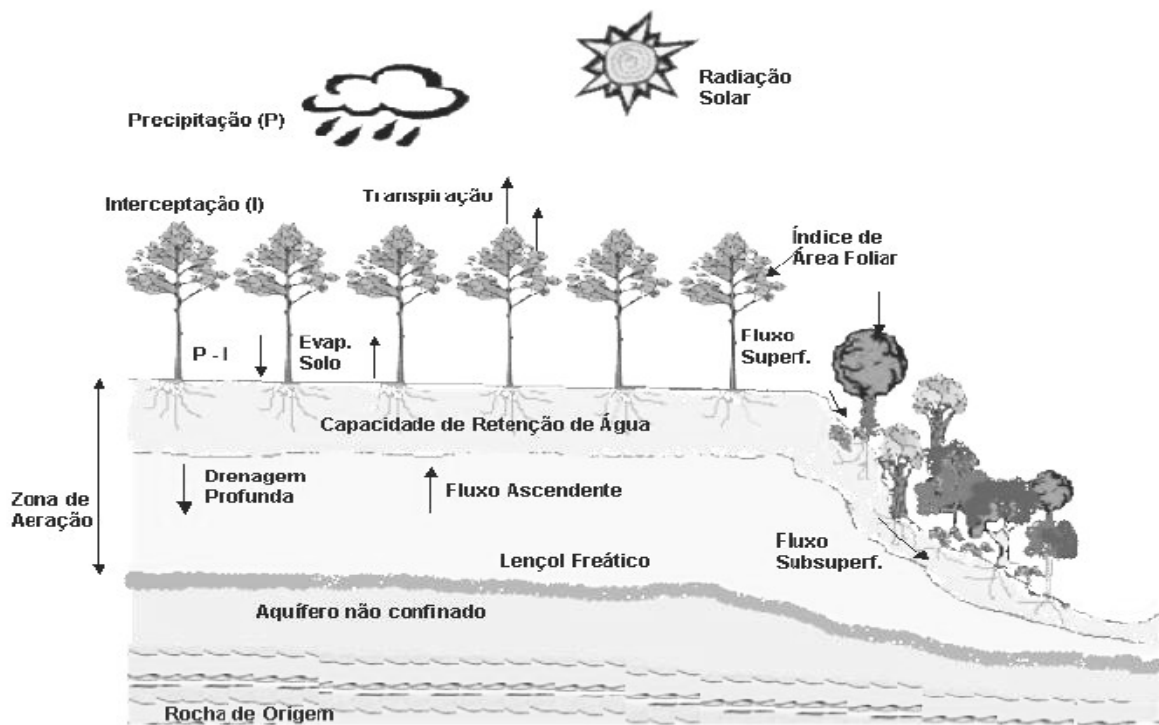


Figura 1. Ciclo hidrológico em uma microbacia (ALMEIDA; SOARES, 2003)

Os estudos dos processos que formam o balanço hídrico são fundamentais para entender a dinâmica da água e a qualidade dos recursos hídricos, pois segundo Whitehead e Beadle (2004), esses processos são apropriados para interpretar mudanças nos componentes do ciclo hidrológico, e conseqüentemente a produção de água, com relação às práticas de manejo do solo.

O uso do solo influencia a movimentação e a infiltração da água, e conseqüentemente a recarga do lençol freático (LIMA; ZAKIA, 2006). As mudanças do uso da terra podem proporcionar alterações nos atributos físicos do solo, que por sua vez, mudam os processos hidrológicos que ocorrem no mesmo. As conseqüências hidrológicas ocasionadas pela alteração do uso da terra foram relatadas por Zimmermann, Elsenbeer e Moraes (2006), em estudo desenvolvido na Amazônia, onde compararam atributos hidrológicos como à infiltração e a condutividade hidráulica saturada, em locais com floresta nativa, plantações de banana, teca e capoeira. Os autores verificaram que a retirada da floresta nativa ocasionou uma redução da infiltração da água, assim como modificações na condutividade hidráulica saturada, principalmente nas camadas próximas à superfície em todos os outros usos do solo. A alteração das propriedades físicas dos solos devido à mudança do uso da terra também foi observada por outros autores (GODSEY; ELSENBEER, 2002; ELSENBEER et al., 1999; MORAES et al., 2006).

A hidrologia de microbacias com florestas plantadas tem sido objeto de muitos estudos (LIMA, 1995, 1996, 2004; PIRES et al., 2006; ALMEIDA; SOARES, 2003, WHITEHEAD; BEADLE, 2004; SCOTT, 2005; JACKSON et al., 2005). Estes estudos apresentam os possíveis impactos ambientais desse tipo de floresta, principalmente aqueles relacionados com o consumo de água e perdas de solo e nutrientes (LIMA, 1996).

Existe muita discussão e controvérsia sobre a relação entre florestas e água (ANDREASSIAN, 2004), entretanto, uma grande série de trabalhos mostra que, de maneira

geral, as microbacias florestadas exibem menor deflúvio anual do que aquelas com cobertura vegetal de menor porte (HIBBERT, 1967; BOSCH; HEWLETT, 1982; HORNBECK et al., 1993; SAHIN; HALL, 1996; TUCCI; CLARKE, 1997; BROWN et al., 2005).

Vital et al. (1999), na região do Vale do Paraíba – SP, observaram em duas microbacias reflorestadas com *Eucalyptus saligna*, aos 7 anos de idade, que durante o crescimento da floresta houve uma gradativa diminuição na produção de água, e que um ano após o corte raso da floresta, houve um aumento no deflúvio. Ranzini e Lima (2002) avaliaram o comportamento hidrológico de duas microbacias reflorestadas com *Eucalyptus*, no Vale do Paraíba – SP e observaram uma evapotranspiração média de 83% e 44%, respectivamente. Porém, um vazamento pela parede frontal e lateral do vertedor de uma das microbacias pode ter superestimado a evapotranspiração correspondente a 83%. Já em região de Mata Atlântica, Arcova, Lima e Cicco (1998), avaliaram o balanço hídrico em duas microbacias no Parque Estadual da Serra do Mar, em Cunha – SP e verificaram que durante o período de 6 anos de monitoramento, a floresta secundária de Mata Atlântica apresentou-se conservativa em termos de consumo de água.

Em áreas florestadas, parte da precipitação é interceptada pela copa das árvores antes de chegar ao solo (SCHULER, 2003), o que faz com que esse processo seja importante no ciclo hidrológico em um ecossistema florestal. A perda total por interceptação inclui a evaporação que ocorre ainda durante a chuva, mais a evaporação da água que fica retida na copa depois de terminada a chuva, tornando esse processo intimamente associado com a participação do consumo de água pela planta (LIMA, 1996). Aston (1979) comenta que o índice de área foliar do eucalipto, é tipicamente menor do que o de outras espécies florestais, portanto, é de se esperar que a sua perda por interceptação seja menor que a das outras espécies. Estudos realizados em povoamentos de eucaliptos, na Austrália, Índia e o Israel, mostraram que a perda por interceptação pode variar de 10 a 34% de chuva anual (CALDER,

1986), diminuindo proporcionalmente com chuvas intensas e de curta duração (FELLER, 1981). Hall et al. (1992) calcularam a perda de água anual por interceptação de uma plantação madura de *Eucalyptus camaldulensis* no clima semi-árido da Índia sulista e constataram uma perda de pouco mais 10% da precipitação total. Esse valor foi um pouco menor que o verificado por Karschon e Heth (1967) em Israel, que obtiveram o valor de 14,6%, e semelhante ao encontrado por Soares e Almeida (2001) que encontraram em uma plantação de *Eucalyptus grandis* de nove anos, valores de 11%. Lima (1976) relata que uma cobertura vegetal natural subtropical, pode apresentar perdas por interceptações três vezes maiores que as obtidas pela plantação de eucalipto, e que plantações de coníferas apresentam maiores perdas por interceptação que os eucaliptos.

Durante os eventos de precipitação, a água da chuva entra em contato com o solo, que por sua vez, atuará determinando qual será o caminho que esta tomará até alcançar o curso d'água (DUNNE, 1978). Geralmente, estes caminhos se subdividem em três componentes, que em maior ou menor intensidade, são os responsáveis pela vazão do curso de água. São eles: (1) escoamento superficial, (2) escoamento sub-superficial e (3) escoamento de base. Esses componentes são chamados de caminhos da água, vias hidrológicas ou processos hidrológicos e são gerados pela interação água-solo. O escoamento superficial pode ser o responsável pela forte elevação das vazões dos cursos de água com tempos de resposta relativamente curtos (SILVEIRA, 1993), assim como provocar erosão hídrica. Segundo Lima (1996), é comum encontrar inferências sobre a inadequação das plantações de eucalipto para fins de controle de erosão, pelo fato de que elas não fornecem proteção adequada ao solo provocando excessiva perda de solo e de nutrientes. Segundo Ramakrishna e Davidson (1998), a erosão hídrica é um dos critérios a ser considerado, quando da avaliação da sustentabilidade de ambientes sob a floresta. Martins et al. (2003)

acrescentam que o monitoramento das perdas de solo por erosão hídrica é imprescindível ao manejo dos ecossistemas.

Existem várias formas de se denominar o escoamento superficial, como enxurrada, escoamento superficial, deflúvio superficial ou escoamento rápido. Este tipo de escoamento pode ocorrer quando a intensidade da chuva ultrapassa a taxa de infiltração básica do solo, gerando assim um excesso de água que começa a escorrer sobre a superfície do solo (escoamento superficial Hortoniano), ou ainda, em locais onde o solo se encontra naturalmente saturado, ou que tendem a saturação rapidamente após o início do evento chuvoso (escoamento superficial por saturação).

Lima (1990), durante quatro anos mediu o escoamento superficial, a erosão e as perdas de nutrientes, em uma região de solo arenoso, dividido em parcelas sem vegetação e com plantações de *Eucalyptus grandis*, e relatou que no primeiro ano houve um alto índice de escoamento superficial e erosão em todas as parcelas, e à medida que as árvores se desenvolveram, o escoamento superficial e a erosão diminuíram, comparando-se com a parcela sem vegetação. Ranzini e Lima (2002) verificaram em um solo Podzólico Vermelho-Amarelo, reflorestado com eucalipto, que as perdas são consideradas baixas quando comparadas com as perdas de solo de uma mata nativa, estando em desacordo com os estudos de Pires et al. (2006) que compararam a perda de solo entre vários sistemas de manejo de eucalipto, área descoberta e mata nativa, concluindo que na mata nativa as perdas de solo são menores. Na região do Vale do Rio Doce, em uma área com Latossolo Vermelho muito argiloso sob o cultivo de eucalipto, Brito (2004) apresentou valores baixos de perda de solo, e muito próximos aos de floresta nativa, evidenciando que o manejo adequado do sistema, provoca a sustentabilidade desse ambiente quanto à erosão hídrica.

Outro aspecto relevante no balanço hídrico muito debatido nas plantações de crescimento rápido, como as de eucalipto, é com relação ao uso e a disponibilidade de água das bacias de drenagem onde são plantadas.

Lima (1996) relata que o consumo total de água por uma cobertura florestal é principalmente composto pela evapotranspiração e pela interceptação. Segundo Lima (2004), o consumo de água por uma vegetação depende do clima e da área das folhas da floresta (índice de área foliar) e guarda relação direta com a fotossíntese. O mesmo autor comenta que o consumo de água do eucalipto deve sempre ser analisado, comparando o seu consumo total anual, ao consumo de outras espécies, e em relação à eficiência do uso desse total de água, em termos da quantidade de madeira produzida por unidade de água consumida na transpiração.

Babalola e Samie (1972) compararam o consumo de água de uma plantação de *Eucalyptus citriodora* de dez anos, com uma vegetação natural de savana, e constataram que no período seco, o eucalipto evapotranspirou uma quantidade menor que a vegetação natural da savana. Almeida e Soares (2003), comparando uma plantação de *Eucalyptus grandis* com a Mata Atlântica, no município de Aracruz, estado do Espírito Santo, demonstraram que a plantação de eucalipto se compara a Mata Atlântica quanto à evapotranspiração e ao uso de água do solo, e considerando um ciclo de crescimento (sete anos), o eucalipto pode consumir menos água que a mata nativa estudada.

A absorção de água pelas raízes e o ressecamento do solo, também é um ponto que deve ser considerado em estudos de disponibilidade hídrica em plantações florestadas. A retirada da água do solo pelas plantas segundo Lima (1996) depende da configuração das raízes, ou seja, do sistema radicular.

A maior parte do sistema radicular das espécies de eucalipto, principalmente aquelas utilizadas em escala industriais, concentra-se nas camadas superiores do solo (LIMA, 1996). O padrão do sistema radicular do eucalipto, ao mesmo tempo em que desempenham papel

importante na habilidade com que algumas espécies conseguem crescer e se desenvolver em condições secas, podem ainda ser considerados dentro do contexto de consumo de água do solo e possíveis efeitos sobre a água subterrânea.

A possibilidade de uma plantação de eucalipto extrair uma significativa quantidade de água do lençol freático, só é possível se este se encontrar perto da superfície ao alcance do sistema radicular (REYNOLDS; SINGHAL; PANTS, 1988).

Lima e Reichardt (1977) em estudo comparando plantações de *Eucalyptus saligna*, de *Pinus caribaea*, ambas com sete anos, e uma plantação herbácea natural, mostraram que existe uma similaridade entre ambas quanto umidade do solo, o mesmo observado por Smith (1974), em estudo comparativo da água do solo, realizado na Austrália, entre floresta natural, plantação de eucalipto e pinheiros. Lima (1996), no que diz respeito à dinâmica da água do solo e subterrânea, coloca que o eucalipto comporta-se similarmente a outras espécies florestais. Estudos comparativos mais recentes mostram, entretanto, que bacias com plantação de eucalipto apresentam, de uma maneira geral, menores vazões dos rios em comparação com as de bacias com mata nativa, (WHITEHEAD; BEADLE, 2004; SCOTT, 2005; JACKSON et al., 2005), sendo essa redução mais importante em regiões com alto índice pluviométrico (SCOTT, 2005).

2.4. Nutrientes em Microbacias Florestadas

Segundo Odum (1988), os elementos químicos, inclusive aqueles essenciais à vida, tendem a circular na biosfera em vias características, juntamente com compostos inorgânicos, caracterizando a ciclagem de nutrientes. Em florestas, podem ocorrer dois tipos de ciclos de nutrientes, os internos e os externos. Ao ciclo externo, pode-se denominar ciclo geoquímico, que inclui as formas de transferência de nutrientes para dentro e para fora do ecossistema

florestal. Já o ciclo interno se denomina ciclo biológico, que abrange apenas a ciclagem internas dos nutrientes em um ecossistema, e que pode ser dividido em dois grandes ciclos, o ciclo bioquímico que se refere à movimentação dos nutrientes na vegetação e o ciclo biogeoquímico, que trata da movimentação dos nutrientes entre as plantas e o solo (PRITCHETT, 1987). Os ciclos bioquímicos e biogeoquímicos são responsáveis por permitir a sobrevivência de árvores em solos onde seria tecnicamente e economicamente impossível desenvolver atividades agrícolas.

Na natureza, os elementos químicos quase nunca estão distribuídos homogeneamente, nem estão presentes na mesma forma química através de todo o ecossistema. O padrão de ciclagem de nutrientes nos trópicos úmidos é diferente dos padrões temperado setentrional. Nas regiões frias uma grande parcela da matéria orgânica e dos nutrientes permanece no solo e sedimento, enquanto nos trópicos, uma porcentagem maior esta na biomassa, sendo reciclada nas estruturas do sistema. (ODUM, 1988).

A produtividade em florestas naturais ou plantadas é mantida, quando bem manejadas, através da eficiência dos processos de ciclagem de nutrientes (POGGIANI, 1985). Os processos naturais associados às entradas e perdas de nutrientes como o nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio e enxofre, determinam a disponibilidade desses elementos nos ecossistemas (WARING; SCHLESINGER, 1985).

A interação entre o ciclo hidrológico e o ciclo de nutrientes permite a realização de estudos sobre o balanço de nutrientes em pequenas bacias hidrográficas (BORMANN; LIKENS, 1967). O balanço de nutrientes em um ecossistema florestal se dá pela soma de nutrientes que entram, menos a soma das saídas de nutrientes no mesmo. A entrada se dá por processos como a precipitação, que varia de acordo com sua composição química e partículas suspensas na atmosfera, deposição de poeiras e aerossóis, por fixação assimiótica e simbiótica de nitrogênio, e por intemperismo da rocha (BARROS; NOVAIS, 1990;

ARCOVA; CICCIO; SHIMOMICHI, 1993; VITAL, 1996), e que segundo Poggiani (1985), varia de acordo com a localização e das condições climáticas da microbacia. O mesmo autor relata que a adição de fertilizantes minerais, também pode ser considerada uma forma tradicional de aumentar o fluxo de nutrientes no ecossistema. Já as perdas de nutrientes, ocorrem principalmente pelo escoamento superficial da água, drenagem profunda, volatilização, deflúvio e pela remoção do material orgânico (exploração de diferentes partes da planta, retirada da manta florestal) (POGGIANI, 1985; BARROS; NOVAIS, 1990). Em casos de florestas não perturbadas, estudos mostram que as perdas por lixiviação e escoamento superficial são mínimas, deixando o solo com níveis ideais de fertilidade, e até mesmo melhorando com o passar do tempo, ocorrendo o contrário em florestas de rápido crescimento, como no caso de plantações de Eucaliptos, onde com a exportação de biomassa e o corte raso, o ecossistema acaba perdendo nutrientes, gerando um desequilíbrio nutricional (CAMARA, 1999). Segundo Camara (1999), em plantações florestais, onde os solos geralmente estão degradados, a adição de nutrientes pela água da chuva e a ciclagem biogeoquímica tem grande importância na manutenção dos níveis de nutrientes no ecossistema.

A floresta quando em equilíbrio, reduz ao mínimo a saída dos nutrientes, através da interação solo-floresta, permitindo que o solo mantenha níveis de fertilidade ao longo do tempo, apresentando uma grande estabilidade nutricional (LIKENS et al., 1977; POGGIANI, 1981). Assim, através do balanço de entrada e saída de um nutriente, pode-se demonstrar se o nutriente está acumulando ou não no ecossistema, e também, se está passando quantitativamente pelo sistema, quando as entradas forem iguais as saídas (OLIVEIRA, 1989).

A bacia hidrográfica, do ponto de vista do balanço de nutrientes, pode ser uma unidade da paisagem de extremo valor para estudos desta ciência (BORMANN; LIKENS,

1967). Pelo fato da água atuar como agente transportador carregando consigo, através de diversos caminhos, tanto compostos dissolvidos como em suspensão em direção ao curso de água devido ao relevo, o sistema bacia de drenagem torna-se ideal para medir, por exemplo, a ciclagem de nutrientes, a erosão mecânica (perda de solo) e a erosão química (BORMANN; LIKENS, 1967; MORTATTII; PROBST, 1998). Assim, a água que drena a bacia hidrográfica acaba exercendo funções geoquímicas na escala da bacia trazendo consigo materiais orgânicos e inorgânicos de diversas áreas contidas na bacia hidrográfica.

Estudos relacionados ao transporte de nitrogênio em bacias de drenagem de pequena escala têm sido desenvolvidos há décadas, principalmente em ecossistemas temperados (ABER et al., 1989; HEDIN; ARMESTO; JOHNSON, 1995; PETERJONH; ADAMS; GILLIAN, 1996; VITOUSEK et al., 1997; WILLIARD et al., 1997; FENN et al., 1998; GALLOWAY, 1998; PERAKIS; HEDIN, 2002; ABER et al., 2003; GALLOWAY et al., 2003). Em ecossistemas tropicais estudos desta natureza ainda são escassos (MCDOWELL; ASBURY, 1994; NEILL et al., 2001; MARKEWITZ; DAVIDSON; FIGUEIREDO, 2001; THOMAS et al., 2004).

Em condições tropicais, Markewitz, Davidson e Figueiredo (2001) estudando uma bacia hidrográfica na Amazônia, encontraram resultados cujos padrões são contrários àqueles observados em ecossistemas temperados. Nesses últimos, que geralmente possuem solos relativamente jovens nos quais a dissolução de minerais primários através do ácido carbônico libera cálcio, magnésio e potássio gerando alcalinidade para a água, a composição química da água subterrânea e dos riachos é determinada primeiramente pelo intemperismo do material parental. Já em regiões tropicais em que há solos antigos, altamente intemperizados e que perderam suas reservas de minerais primários a inter-relação água e solo era pouco compreendida. Os mesmos autores mostraram que a concentração de cátions e a alcalinidade da água do riacho possuíam correlação positiva com a descarga do rio, sugerindo que os

cátions e o bicarbonato são carregados principalmente dos horizontes superficiais dos solos pela água da chuva através de vários processos hidrológicos, ao invés de serem produtos do intemperismo da rocha mãe que ocorre em profundidade e que seria carregado pela água subterrânea sofrendo diluição em períodos úmidos.

Estudos da ciclagem de nutrientes em povoamentos de eucaliptos permitem a avaliação das possíveis alterações decorrentes de técnicas de manejo aplicadas e possibilita inferir sobre a sustentabilidade das plantações (GAMA-RODRIGUES; BARROS, 2002). As informações a respeito das quantidades de nutrientes encontradas no solo, na serapilheira e na biomassa aérea são importantes para a definição de estratégias para manutenção da sua sustentabilidade florestal. Em plantios de eucalipto, a quantidade, a distribuição relativa e a eficiência de utilização de nutrientes dependem da espécie, da idade, do manejo e das condições edafoclimáticas (MORAIS et al., 1990; PEREIRA, 1990; REIS; BARROS, 1990; SANTANA; BARROS; NEVES, 1999; GAMA-RODRIGUES; BARROS, 2002). Assim, em florestas plantadas com eucalipto, a quantidade de nutrientes existentes no solo e a exportada durante a exploração florestal são de grande importância na definição do balanço de nutrientes e da eventual necessidade de aplicação de fertilizantes (REIS; BARROS, 1990).

O acúmulo e a distribuição de nutrientes nos diversos componentes da planta e no solo pode servir de indicadores de diferenças entre os ecossistemas, em especial no que tange a disponibilidade destes para as plantas. Dessa maneira, no processo de ciclagem, o retorno de nutrientes por meio da queda das folhas e outras estruturas das árvores constitui a via mais importante do ciclo biogeoquímico, e que se torna mais relevante em condições de solos de baixa fertilidade (REIS; BARROS, 1990).

Poggiani (1986) relata que um talhão florestal absorve anualmente uma quantidade de nutrientes semelhante à que uma cultura agrícola absorveria, porém, menos de um terço

desses nutrientes, é imobilizado na parte comercial do tronco, enquanto que o remanescente volta ao reservatório do solo através da deposição de folhas, ramos e raízes.

Dentre os nutrientes, o nitrogênio é o que mais limita a produtividade primária líquida nos ecossistemas terrestres e aquáticos (SCHLESINGER, 1997). Estudos envolvendo o nitrogênio em microbacias hidrográficas não são tão abundantes já que este elemento, por ter espécies químicas no estado gasoso, tendo seu ciclo e seu balanço em bacias ocorrendo de uma forma muito mais complexa de estudar do que os demais nutrientes que tem origem essencialmente geológica (BORMANN; LIKENS, 1967).

Apesar de ser um dos elementos mais abundantes na natureza, o nitrogênio praticamente não existe nas rochas matrizes. Por essa razão, ele procede da atmosfera (MELLO et al., 1989). As plantas, com exceção das leguminosas e algumas gramíneas, não têm a capacidade de utilizar o nitrogênio diretamente da atmosfera, por tal razão, existem algumas formas assimiláveis de nitrogênio pelas plantas, sendo as principais os sais de amônio inorgânico (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-) (MUCHOVEJ; REHCIGL, 1994).

De maneira geral, todos os compostos de nitrogênio encontrados na natureza estão interligados, formando um ciclo denominado ciclo de nitrogênio (VICTORIA; PICCOLO; VARGAS, 1992), sendo que esse ciclo possui inúmeros caminhos e inter-ligações complexas. No solo, o nitrogênio está sujeito a diversas transformações que tornam o nitrogênio orgânico em nitrogênio mineral, sendo a recíproca verdadeira. Estes processos podem resultar em perdas ou ganhos para o sistema de uma maneira geral (VAN RAID, 1991). Nesse sentido, Likens, Bormann e Johnson (1969) descreveram que após o corte total de um ecossistema florestal em uma microbacia, a concentração de nitrato aumentou substancialmente. De acordo com os autores, houve uma perda cem vezes maior quando comparado com a microbacia controle (testemunha) e esta mudança expressiva foi atribuída ao aumento significativo do processo de nitrificação, ou seja, da transformação de amônio em nitrato

mediada por microrganismos. Ainda segundo os mesmos, uma consequência importante deste processo foi à geração nitrato e de íons de hidrogênio sendo estes últimos responsáveis pelo decréscimo do pH, e a dissolução dos cátions básicos do solo.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Área de Estudo

O experimento foi realizado em uma microbacia hidrográfica com área aproximada de 35,5 ha, situada no município de São Luis do Paraitinga, bairro Catuçaba, na fazenda Sertãozinho II, pertencente à Votorantim Celulose e Papel (VCP) (Figura 2). A mesma está localizada próxima ao Parque Estadual da Serra do Mar, a oeste de Ubatuba-SP. Suas coordenadas são 23°26'20,7'' S de latitude e 45°16'58,5'' W de Longitude, com altitude média de 1000m e declividade média em torno de 40%.

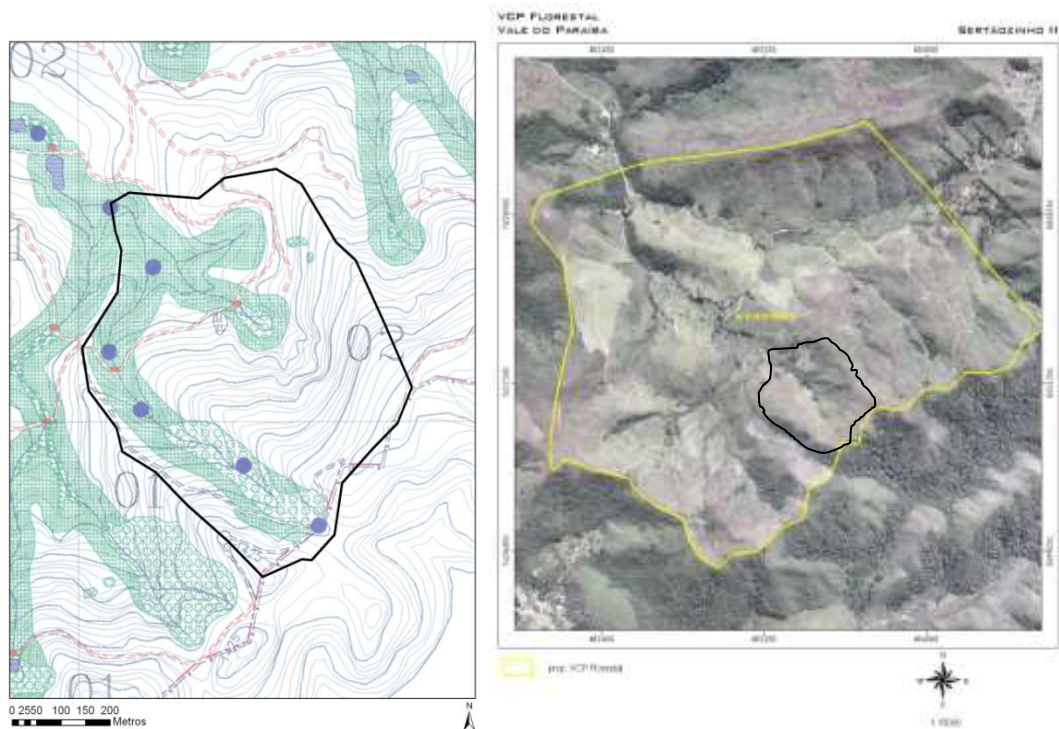


Figura 2. Bacia com cobertura de eucalipto (delimitação em linha preta) no interior da fazenda Sertãozinho II (delimitação em linha amarela): (a) carta topográfica 1:10.000 e (b) ortofoto.

A fazenda Sertãozinho II apresenta dois talhões de eucalipto de idades semelhantes (Tabela 2). Os dois talhões não apresentam sub-bosque, e contêm um fechamento das copas,

que favorece o não desenvolvimento do mesmo. A microbacia do presente estudo possui uma área de 23 ha com cobertura florestal de *Eucalyptus urograndis* (talhão F91502-2003(02)) e 12,5 ha de mata em regeneração (APP- Área de Preservação Permanente) (Figura 2a).

Tabela 2- Características dos talhões que compõem a vegetação da fazenda Sertãozinho II

| Talhão | Área (ha) | Data de plantio | Espaçamento | Atividade |
|-----------------|------------------|------------------------|--------------------|------------------|
| F91501-2004(01) | 75,88 | 13/05/2004 | 3 x 2 | corde |
| F91502-2003(02) | 114,28 | 02/07/2004 | 3 x 2 | corde |

O clima, segundo a classificação de Köppen é do tipo Cfa, caracterizado como subtropical, com verões quentes e chuvas bem distribuídas ao longo do ano, com temperatura média de 20°C.

3.1.1. Histórico da microbacia

As informações relativas ao uso da terra da microbacia estudada foram obtidas através de consultas junto a Votorantim Papel e Celulose (VCP), e através de entrevistas com os moradores em áreas adjacentes. Segundo os relatos desde a década de 60 a referida área era uma pastagem, que não sofria qualquer manejo. Contudo, antes desse período não há relatos precisos sobre a atividade exercida na microbacia, muito menos o tipo de vegetação existente. Após o ano de 2004, com a compra da área pela VCP, a área passou a ter plantação de eucalipto, mas especificamente o *Eucalyptus urograndis* (eucalipto). O plantio do eucalipto foi realizado com espaçamentos 3 x 2 m em talhões, onde foram respeitadas as áreas de proteção permanente dos cursos d'água, conforme pode-se verificar na Figura 2 (a). A adubação de base foi localizada, tendo sido fornecido cerca de 110 g/planta de adubo NPK

04:28:06 + 0,3% Cobre + 0,7% Zinco. A microbacia também recebeu aplicação manual de calcário e duas adubações de cobertura sendo que a primeira realizada 3 meses após a plantação, com 100 g/planta 20:00:20 + 0,3% B e a segunda após 9 meses, com 250 kg/ha KCL+ 1,2%B. Após esses processos, não houve preparo do solo com máquinas e implementos sendo feito apenas trabalhos manuais com enxada.

3.1.2. Características litológicas e pedológicas da microbacia

A caracterização litológica e pedológica da área de estudo, contou com a colaboração de um especialista em pedologia do IPT e também foi baseada através dos ensaios do solo do local e consultas em mapas pedológicos e litológicos da região.

A microbacia encontra-se em uma região onde ocorre o conjunto dos granito peraluminosos, tardiorogênicos do Orógeno Araçuaí-Rio Doce do estado de São Paulo, os granitos Natividade da Serra- Tipo S. No geral são granitos do tipo biotita-muscovita granitos (localmente granodioritos) leucocráticos, cinza claros, levemente foliados, de granulação fina a média e localmente grossa, e esta inserido no Domínio Costeiro. Ocorrem também fácies porfíricas foliadas com matriz inequigranular média e megacristais idiomórficos ou ovalados de feldspato orientados, que predominam na borda das fácies equigranulares como por exemplo no Granito Natividade da Serra (COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS, 2006).

Pedologicamente pode-se dizer que a microbacia apresenta uma associação entre Cambissolo Húmico Distrófico e Cambissolo Háptico Distrófico e nas partes mais íngremes onde há o afloramento de rochas, encontra-se Neossolo Litólico, que são solos caracterizados por serem jovens e bastante rasos, cuja característica principal é a ausência do horizonte B. A

ocorrência desse tipo de solo, pode ser justificada ao acentuado declive do relevo, que intensifica o processo de erosão e de formação do solo.

A Figura 3 apresenta a foto de uma trincheira realizada no local e cujo perfil é característico de um Cambissolo Húmico Distrófico.

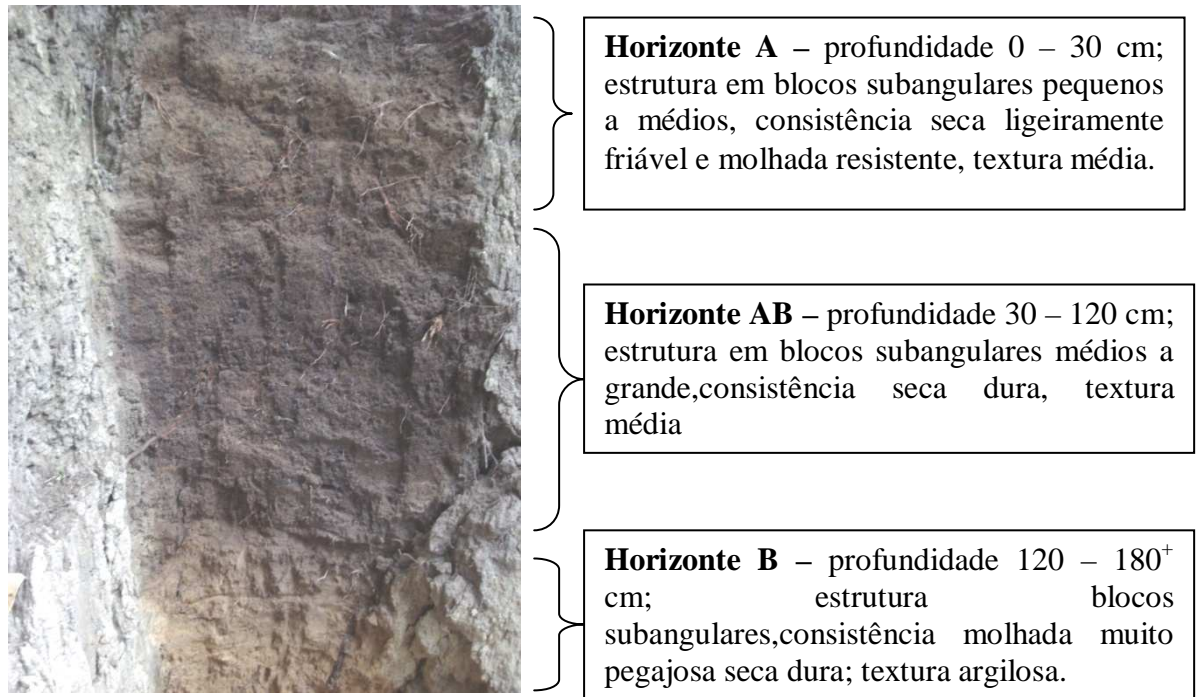


Figura 3. Perfil do solo da bacia com cobertura de eucalipto.

3.2. Delineamento Experimental

Na Figura 4 é apresentado o delineamento experimental, onde observa-se os coletores de precipitação, as parcelas de escoamento superficial, os tensiômetros, os extratores de solução do solo, as transeções onde foram realizadas as medidas de condutividade hidráulica do solo saturado, os poços de monitoramento do lençol freático e o local da instalação de régua para monitoramento da vazão no exultório da microbacia. Além disso, encontra-se instalado na microbacia coletores de precipitação interna e de escoamento pelo tronco.

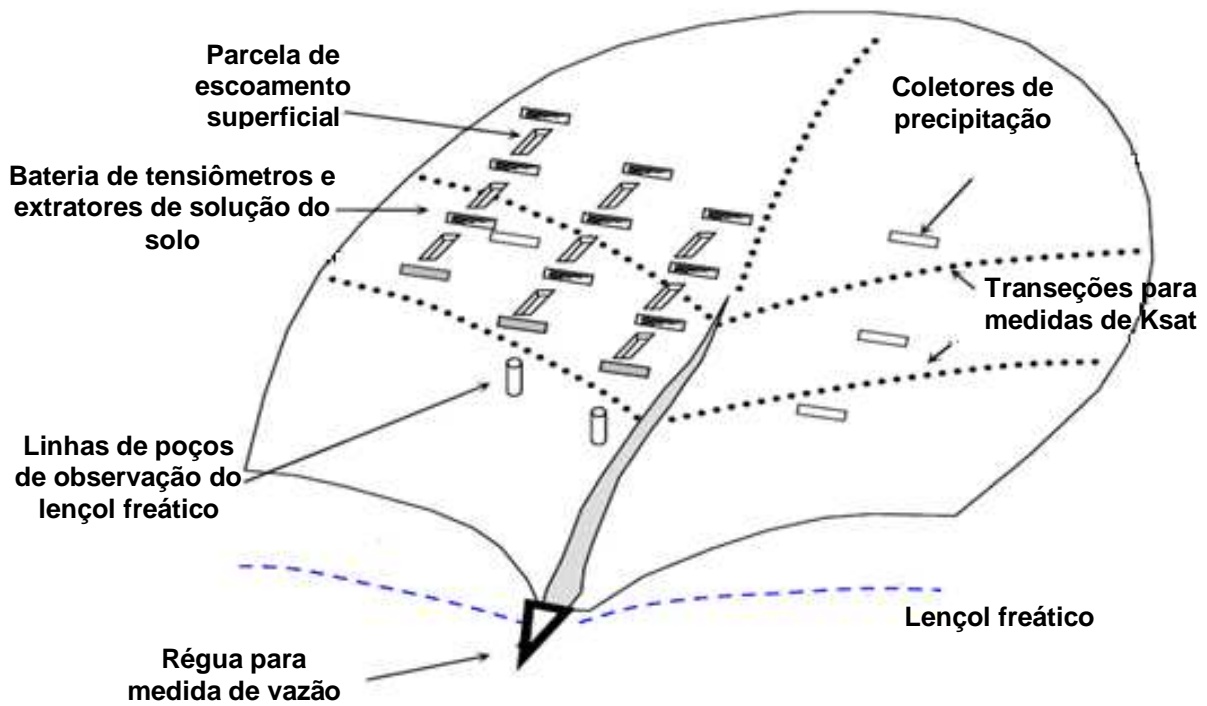


Figura 4. Esquema do delineamento experimental.

3.3. Monitoramento Hidrológico

3.3.1. Precipitação

A precipitação foi medida através de um pluviógrafo tipo basculante ou “tipping-bucket” (RainLog, RainWise, Inc) instalado em uma área aberta ao lado da microbacia (Figura 5). Esse pluviógrafo registra a precipitação em intervalos de tempo de 5 minutos.



Figura 5. Foto do pluviógrafo instalado na microbacia.

3.3.2. Precipitação interna

Para medir a precipitação que passa pelo dossel da floresta (transprecipitação ou precipitação interna), foram instalados dez coletores distribuídos aleatoriamente na microbacia. Esses coletores consistem de um tubo de PVC, com 2 metros de comprimento, 10 centímetros de diâmetro, com uma abertura transversal de $0,15\text{m}^2$ de área, fechado com uma tampa de PVC em uma das extremidades, enquanto na outra extremidade possui um cotovelo com ângulo de 90° com um funil acoplado, conectado a uma mangueira que conduz a amostra até um galão (capacidade 20 litros). Foram construídos cavaletes de madeira a fim de posicionar os coletores a 1,5 metros acima da superfície do solo (Figura 6). Semanalmente foram medidos os volumes de cada galão acoplado aos coletores, para assim obter os registros hidrológicos desse processo. Para calcular a precipitação interna em milímetros, utilizou-se a seguinte equação:

$$PI=(Q/A)\times 1000 \quad (3)$$

onde:

PI= altura da precipitação interna em milímetros;

Q= quantidade de água existente nos galões dos coletores (m^3);

A= área dos coletores (m^2).



Figura 6. Foto do coletor de precipitação interna

A interceptação segundo Lima (1976) e Tucci (1997), é a retenção de parte da precipitação acima da superfície do solo e pode ser calculada pela seguinte equação:

$$I = P - PI - Et \quad (4)$$

onde:

I= Interceptação; P= Precipitação; PI= Precipitação Interna e Et= Escoamento pelo Tronco.

3.3.3. Escoamento pelo tronco

Para a quantificação semanal do escoamento pelo tronco foram selecionadas dez árvores aleatoriamente, devido à homogeneidade do talhão, as quais foram envolvidas a uma altura de 1,5 m da superfície do terreno, por um segmento de mangueira plástica de $\frac{3}{4}$ de polegada, cortada no sentido longitudinal, constituindo-se em uma calha coletora do montante escoado. As calhas foram fixadas sob a forma de espiral, acompanhando a circunferência dos troncos das árvores, onde a vedação do contato mangueira-tronco foi realizada por meio da utilização de massa adesiva própria para calafetação (poliestireno ou espuma expansiva), conforme metodologia utilizada por Balaieiro, Cunha e Franco (2001). A água captada foi conduzida para um galão de 20 litros (Figura 7), e monitoradas semanalmente. A quantidade de água escoada pelo tronco em altura d'água (mm) foi determinada a partir da somatória do

escoamento das dez árvores dividida pela área ocupada pelas mesmas (BALIEIRO; CUNHA; FRANCO, 2001).



Figura 7. Foto do coletor do escoamento pelo tronco

3.3.4. Escoamento superficial

Para avaliar o escoamento superficial, foram instaladas em uma vertente da microbacia, nove parcelas de dimensões com 1,5m x 1,5m, tendo uma área de coleta de 2,25 m², distribuídos em triplicata, em três pontos da vertente (baixo, médio e alto). Essas parcelas foram delimitadas em suas laterais e em sua parte superior, por placas de madeiras enterradas no solo, evitando assim, a influência de áreas vizinhas na coleta. Em sua parte inferior, foram instalados tubos de PVC de 1,5m de comprimento e 10 cm de diâmetro, aberto transversalmente, tendo uma extremidade fechada com uma tampa de PVC, e a outra aberta acoplada com um cotovelo de forma a transferir a água que escoou, para galões de 20 litros (Figura 8). Para evitar a influencia da precipitação direta nos coletores, foram instaladas lonas plásticas acima dos tubos de PVC. A quantificação hidrológica foi realizada semanalmente em cada galão das subparcelas, com auxílio de um balde volumétrico. Para calcular o total de escoamento superficial (mm), utilizou-se a equação:

$$ES = (V/A) \times 1000 \quad (5)$$

onde:

ES= altura do escoamento superficial (mm);

V= volume de água de escoamento superficial (m³);

A= área das parcelas coletoras do escoamento superficial (m²).



Figura 8. Foto da parcela para medida de escoamento superficial e galão de 20 litros.

3.3.5. Tensão da água do solo

Foram instalados três baterias de tensiômetros comuns de cápsula porosa com tampas de borracha (Figura 9) na mesma vertente dos coletores de escoamento superficial, nas profundidades de 15, 30, 50 e 90 cm, em três pontos da vertente (baixo, médio e alto). Semanalmente as medidas de tensão em cada tensiômetro foram realizadas com o auxílio de um tensímetro digital (Bringer “digital pressure gauge”) (Figura10).



Figura 9. Tensiômetros



Figura 10. Tensímetro digital

3.3.6. Monitoramento do lençol freático

Foram construídos dois poços de observação do lençol freático com trados manuais e posteriormente encamisados com tubos de PVC de 100 mm (Figura 11). Os dois poços construídos localizam-se próximo ao canal da microbacia, uma vez que dificuldades foram encontradas na perfuração de outros poços ao longo da vertente, devido à topografia íngreme e a presença de matacões dentro do perfil do solo. O primeiro poço encontra-se a 1 metro do

canal e o segundo a 1,8 metros do mesmo. O monitoramento do nível do lençol freático e a amostragem de água foram realizados semanalmente.



Figura 11. Poço de monitoramento do lençol freático

3.3.7. Vazão

A determinação da vazão da microbacia foi efetuada pelo método da curva-chave, que relaciona o nível do rio e sua vazão. Para obtê-la, foi realizado o monitoramento diário de perfil do canal, nível da água e velocidade, sendo esta última medida através do método do flutuador (CETESB, 1978). A equação da curva-chave foi obtida segundo as recomendações de Porto, Filho e Silva (2003), através de uma equação exponencial do tipo:

$$Q = a \cdot (H - h_0)^b \quad (6)$$

onde:

- a, b e h_0 são parâmetros de ajuste;
- H é o nível do rio;
- Q é a vazão.

Para a determinação das constantes a, b e h_0 foi utilizada a ferramenta interativa “Solver” do programa Excel (PORTO; FILHO; SILVA, 2003) e os valores obtidos foram

$a=1,19$, $b=1,73$ e $h_0=0,13$. A vazão foi então determinada a cada cinco minutos através dessa equação e de um sensor eletrônico de nível de água acoplado a um registrador (“Water Level Sensor”, Trutrack), mostrado na Figura 12.



Figura 12. Canal da microbacia, com o registrador eletrônico de nível de água

3.4. Características Físicas do Solo

3.4.1. Amostras de solo

Foram coletadas amostras deformadas de solo em quatro profundidades (15, 30, 50 e 90 cm) e em três posições da vertente (baixo, médio e alto), com auxílio de trados manuais. As amostras foram devidamente ensacadas, identificadas e enviadas para o Laboratório de Física de Solos do Instituto Agrônomo de Campinas- IAC, para a determinação da granulometria e da fertilidade básica do solo da microbacia. Nos mesmos pontos da vertente, e nas mesmas profundidades, foram retiradas vinte e quatro amostras indeformadas de solo para a determinação da densidade do solo e elaboração da curva de retenção. A coleta foi realizada através da inserção de anéis metálicos de 53 mm de altura e 49 mm de diâmetro em

cada ponto mencionado, com auxílio de um extrator de amostras indeformadas da marca “Sonda Terra” (Figura 13). Logo após a coleta esses anéis foram embalados, identificados e enviados para o Laboratório de Física de Solos do Instituto Agronômico de Campinas- IAC para a referida análise.



Figura 13. Retirada de amostra indeformada

3.4.2. Condutividade hidráulica saturada

Para a determinação da condutividade hidráulica do solo saturado (K_{sat}), foi empregado um permeâmetro compacto de carga constante (“Amoozemeter”) (Figura 14). As medidas foram realizadas em cinco transeções (cinco pontos cada) e determinado nas profundidades de 15, 30, 50, e 90 cm. Na profundidade de 15 cm foi utilizada uma carga no permeâmetro de 12 cm de água e nas demais profundidades a carga usada foi de 18 cm, similar ao empregado por Elsenbeer, Cassel e Castro (1992). Ao final da medição totalizou-se vinte e cinco pontos de medição de K_{sat} em cada profundidade. Os princípios teóricos e instruções de uso desse equipamento são descritos em Amoozegar (1992).



Figura 14. Permeômetro de carga constante utilizado para determinação da condutividade hidráulica do solo saturado

3.5. Amostras para Determinações Analíticas

Para a quantificação das principais formas de nitrogênio existentes nos diversos processos hidrológicos (precipitação, precipitação interna, escoamento pelo tronco, escoamento superficial, solução do solo, e rio) foram coletadas amostras de água em frascos de polietileno de alta densidade com capacidade para 100 ml. Posteriormente, foram identificados e preservados com ácido clorídrico a uma relação de 1 % do volume coletado e armazenados em um freezer a uma temperatura de -4°C , até o momento das análises.

3.5.1. Amostra de precipitação

As coletas de amostra da precipitação foram realizadas por meio de três coletores, similares aos utilizados para quantificar a precipitação interna descrito no item 3.3.2. Os mesmos foram alocados em uma área aberta ao lado da microbacia (Figura 15). Do período de 02/01/2008 a 23/04/2008, as amostras foram coletadas semanalmente para cada coletor, no entanto, a partir de 29/04/2008 a 17/12/2008, a amostragem continuou a ser semanal, porém como amostra composta, onde cada coletor contribuiu com uma alíquota para compor a amostra composta a ser analisada.



Figura 15. Coletores de chuva localizados ao lado da microbacia

3.5.2. Amostra de precipitação interna

As amostras da precipitação interna foram retiradas dos mesmos coletores utilizados para a medição hidrológica (Figura 6). Da mesma forma que a precipitação, no período de 02/01/2008 a 23/04/2008, a amostragem foi realizada semanalmente, de tal forma que cada coletor tinha uma amostra que o representasse. Já a partir de 29/04/2008, a amostragem continuou a ser semanal, porém como amostra composta.

3.5.3. Amostra de escoamento pelo tronco

Utilizaram-se os mesmos coletores de escoamento pelo tronco empregando para as determinações hidrológicas citados anteriormente (Figura 7). A amostragem foi realizada semanalmente com cada coletor tendo sua amostra representativa, no período de 27/02/2008 a 23/04/2008, onde a partir de 29/04/2008 a 17/12/2008, passou a ser realizada semanalmente como amostra composta, com cada coletor fornecendo uma alíquota para formar a amostra a ser analisada.

3.5.4. Amostra de escoamento superficial

Os mesmos coletores utilizados para o monitoramento hidrológico do escoamento superficial (Figura 8) foram empregados para as determinações analíticas. A amostragem foi realizada semanalmente no período de 11/12/2007 a 29/04/2008, e a partir daí, passou a ser quinzenal e como amostra composta.

3.5.5. Amostra de solução do solo

Para a amostragem da solução do solo, utilizou-se extratores (Figura 16a), instalados em três pontos da vertente da microbacia (baixo, médio e alto), nas profundidades de 30, 50 e 90cm. Esses extratores são de cápsula porosa e rolhas de borracha, onde por meio de uma bomba de vácuo (Mityvac, Figura 16b), foi aplicada uma tensão de -70 kPa, para posterior retirada da solução do solo. Essa amostragem foi realizada de 11/12/2007 a 29/04/2008 semanalmente, e a partir dessa data, ocorreu quinzenalmente como amostra composta. Dessa forma, cada um dos extratores de solução do solo instalados na mesma profundidade e na

mesma porção da vertente, fornecia uma alíquota para compor a amostra composta que representava aquela porção da encosta.



Figura 16. (a) Extrator de solução do solo; (b) Bomba de vácuo

3.5.6. Amostra do lençol freático

Semanalmente foram retiradas amostras de água do lençol freático para a determinação do nitrogênio nos mesmos poços utilizados para o monitoramento hidrológico (Figura 11). A amostragem foi realizada através de uma seringa acoplada a uma mangueira de silicone, previamente lavados com água destilada até sua descontaminação.

3.5.7. Amostra do rio

As amostras do rio para a determinação do nitrogênio foram retiradas semanalmente em frascos de 100 ml no centro do canal. Um volume completo para enxágüe do frasco era previamente realizado para em seguida, obter a amostra final.

3.6. Determinações Analíticas

A determinação do conteúdo de nitrogênio inorgânico (N-NH_4^+ e $\text{N-NO}_2^- + \text{NO}_3^-$) foi realizada com as amostras coletadas em cada via hidrológica, no Laboratório de Ecologia Isotópica do Centro de Energia Nuclear na Agricultura- CENA/USP. As concentrações das formas inorgânicas de nitrogênio foram analisadas usando um sistema de injeção de fluxo contínuo (FIA- *Flow Injection Analysis*) (RUZICKA; HANSEN, 1981). O conceito de funcionamento do FIA está baseado na injeção de uma amostra líquida em um fluido carregador não segmentado por bolhas, mantendo sua vazão através de uma unidade propulsora, que transporta a amostra injetada, através de um dispositivo até a confluência com o fluido reagente. Essa mistura passa por uma célula de difusão na qual é realizada a detecção através de um sensor, que transmite um sinal elétrico transiente que é transferido a um registrador (Figura 17) (FARIA, 1992). O N-NH_4^- foi determinado pelo método de Solórzano (1969) e o N-NO_3^- pelo método da colorimetria (GINÉ-ROSIAS, 1979).

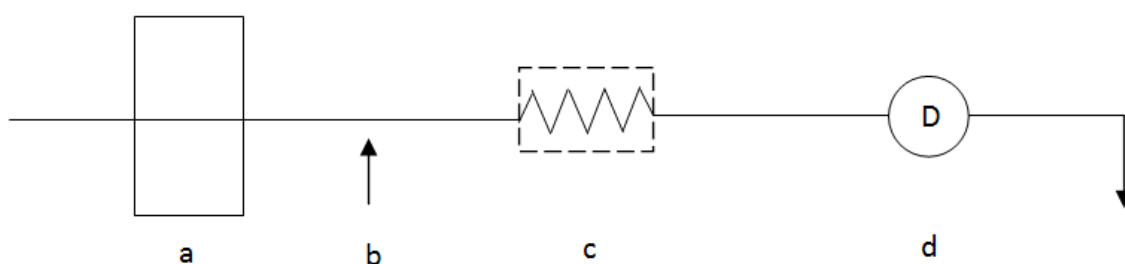


Figura 17. Diagrama do sistema FIA: a-unidade propulsora; b-dispositivo de injeção de amostra; c- confluência da amostra com fluido reagente; d-cela de difusão. (FARIA, 1992)

3.7. Validação das Análises Químicas

3.7.1. Limite de detecção

Segundo Miller e Miller (1993) o limite de detecção pode ser descrito como a concentração que exprime um sinal com uma diferença significativa da linha de base do equipamento de análise. Nesse trabalho o limite de detecção foi calculado na prática como sendo correspondente a concentração que produziu um valor de sinal três vezes maior que o nível de ruído medido com um controle branco, o que indica segundo Leite (1998) um nível de confiança de 95%. Assim os valores médios dos limites de detecção, referentes às curvas de calibração e respectiva técnicas utilizadas foram, $0,02 \text{ mg.L}^{-1}$ para o N-NH_4^+ e $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ para o N-NH_3^- .

3.7.2. Controle da qualidade das análises

Para testar a acuracidade do sistema, quanto a presença de N-NO_3^- , utilizou-se a amostra certificada HAMILTON-20, cuja concentração de nitrato em forma de N é de $2,45 \text{ mg/l}$ ($\pm 0,21$). Quanto ao N-NH_4^+ , utilizou-se a amostra certificada RAIN-97, cuja concentração de amônio em forma de N é de $0,18 \text{ mg/l}$ ($\pm 0,028$). Para ambos os testes, as amostras certificadas foram passadas no sistema a cada vinte amostras analisadas. Outra forma utilizada para a verificação da qualidade das análises foi a curva de calibração, sempre composta de no mínimo cinco pontos e coeficiente de correlação maior que 0,98.

3.8. Análises Estatísticas

Os resultados das determinações analíticas obtidos foram testados quanto a sua distribuição de probabilidade através do programa Statistica. Como os mesmos não apresentaram distribuição normal, como constatado pelo teste de normalidade Kolmogorov-Smirnov ($p < 0,01$), foi utilizada a mediana dos dados, como valor de maior representatividade, segundo recomendação de Hedin, Armesto e Johnson (1995). Muitas amostras obtiveram valores abaixo dos limites de detecção, os quais foram substituídas pela metade desse limite como sugerido por Newman et al. (1989), e adotado por outros estudos (SALEMI, 2009).

3.9. Estimativa do Fluxo de Nitrogênio

Os fluxos de nitrogênio inorgânico foram calculados, multiplicando-se as concentrações pelos volumes de água coletados em cada compartimento no período de estudo e posteriormente, extrapolando-se a área dos coletores para hectare.

3.10. Estimativa do Balanço Hidrológico

Definido o período a ser estudado, ou seja, de Janeiro a dezembro de 2008, o balanço hidrológico foi determinado por meio da equação simplificada do balanço hídrico, apresentada por Fill (1987). No presente trabalho, o balanço de massa foi realizado considerando a variação do armazenamento de água no solo como sendo desprezível entre duas estações úmidas consecutivas. O balanço foi calculado considerando-se a ausência de

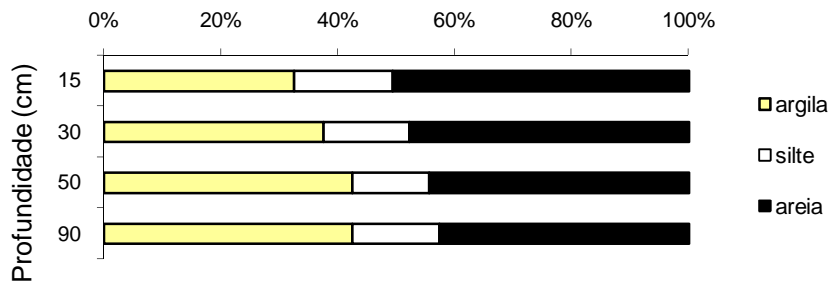
vazamentos pelo substrato rochoso e que não ocorrem fluxos laterais para fora ou para dentro da microbacia.

3.11. Estimativa do Balanço de Nitrogênio

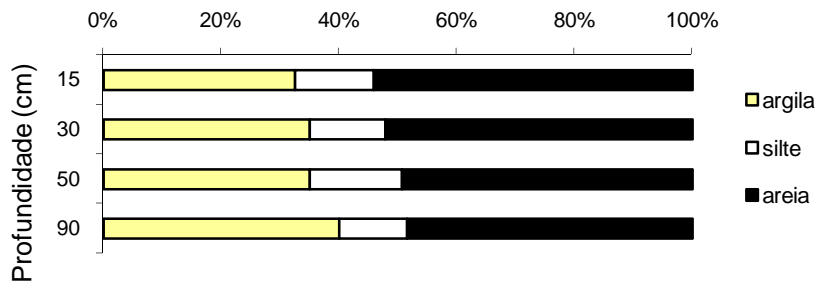
O balanço hidrológico de nitrogênio inorgânico para a microbacia foi estimado pela diferença entre o fluxo de entrada de nitrogênio via precipitação ($\text{kg. ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$) e o fluxo de saída de nitrogênio pelo deflúvio ($\text{kg. ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$) (BORMAM; LIKENS, 1967; LIKENS et al., 1970), para o período onde as amostras de nitrogênio inorgânico foram determinadas, ou seja, de janeiro a dezembro de 2008. Tanto na precipitação como na água do rio, a maioria dos dados de nitrogênio inorgânico ficaram abaixo do limite de detecção para o nitrato e para o amônio. Aqui também, esses valores foram substituídos pela metade do limite de detecção (NEWMAN et al., 1989; ALTMAN; BLAND, 1994).

4. RESULTADOS

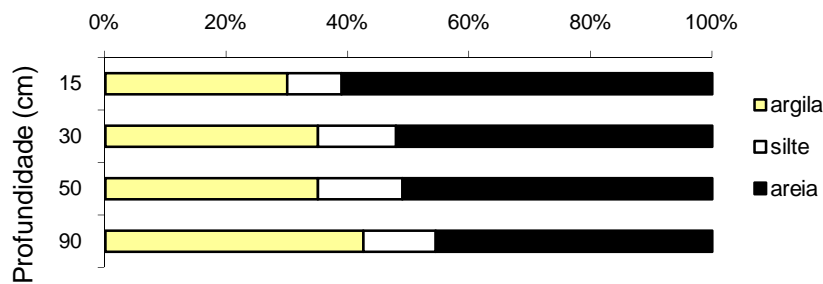
4.1. Caracterização do Solo



(a)



(b)



(c)

Figura 18. Perfil granulométrico de três pontos de amostragem de solos: (a) parte superior da vertente; (b) parte central da vertente e (b) parte inferior da vertente

Os resultados sobre a granulometria do solo mostram que não houve uma variação acentuada na textura do solo ao longo da vertente (Figura 18). Por outro lado, os perfis de solo tiveram um aumento no conteúdo de argila em profundidade (Figura 18). Em superfície o teor de argila variou entre 30 a 35% nas três posições ao longo da vertente, possuindo textura média, passando a textura argilosa nas camadas mais profundas do perfil (Figura 18).

A condutividade hidráulica do solo saturado (K_{sat}), decresceu com a profundidade passando de aproximadamente 40 mm.h^{-1} a 15 cm para somente 2 mm.h^{-1} a 90 cm (Figura 19).

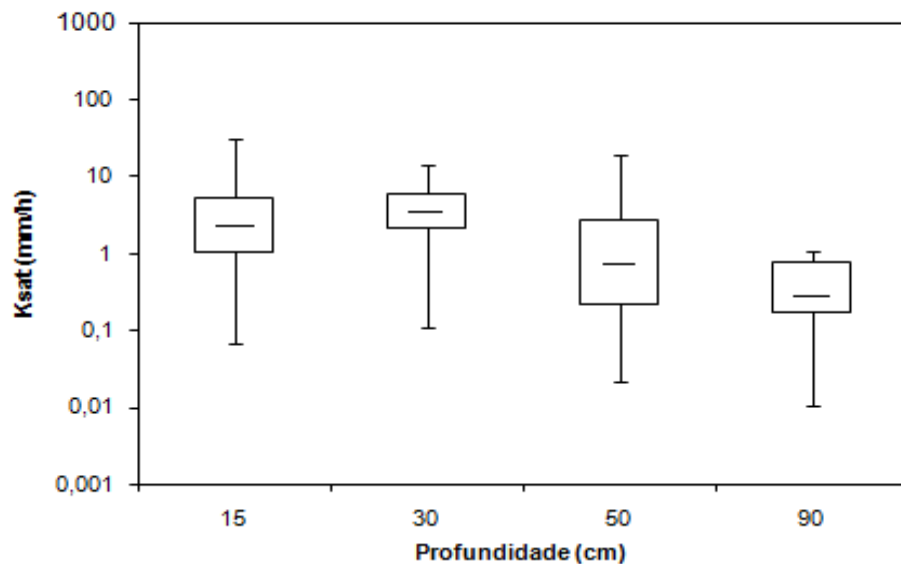


Figura 19. Box-Plot exibindo a variabilidade de K_{sat} em profundidade das medidas realizadas na bacia com eucalipto

A densidade do solo do presente estudo variou entre $1,32$ a $1,38 \text{ Mg m}^{-3}$ não havendo clara relação entre profundidade e densidade (Figura 20). Para efeito de comparação os resultados são apresentados juntamente com valores obtidos em floresta Ombrófila Densa (GROPPO, 2008) e em uma pastagem (SALEMI, 2009), localizadas em áreas próximas ao do presente estudo.

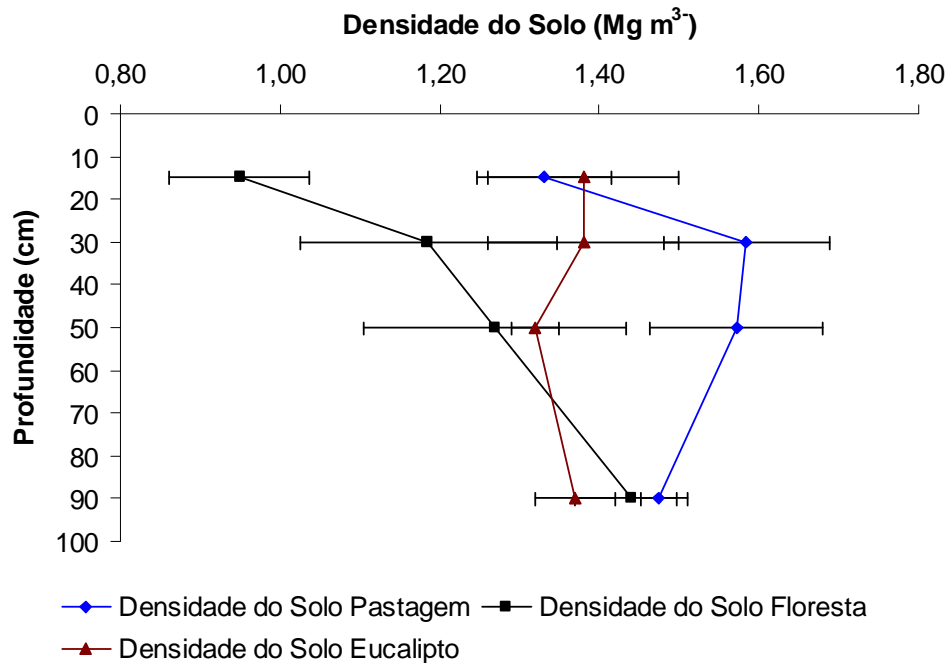


Figura 20. Densidade do solo a 15, 30, 50 e 90 cm de profundidade na floresta (GROPPO, 2008), pastagem (SALEMI, 2009) e eucalipto (Presente estudo).

Comparando os outros usos da terra com o eucalipto, as diferenças mais notáveis são nas profundidades de 15 e 30 cm, onde a floresta apresenta valores expressivamente menores e nas profundidades 30 e 50 cm onde o pasto apresenta valores maiores.

4.2. Hidrologia

A precipitação medida no período de estudo foi de aproximadamente de 1300 mm. A distribuição mensal das chuvas mostra que os meses de janeiro, fevereiro e março de 2008, tiveram os valores mais elevados de precipitação, correspondendo a 47% da precipitação total, e o período de maio a julho de 2008 foram os meses mais secos (Figura 21).

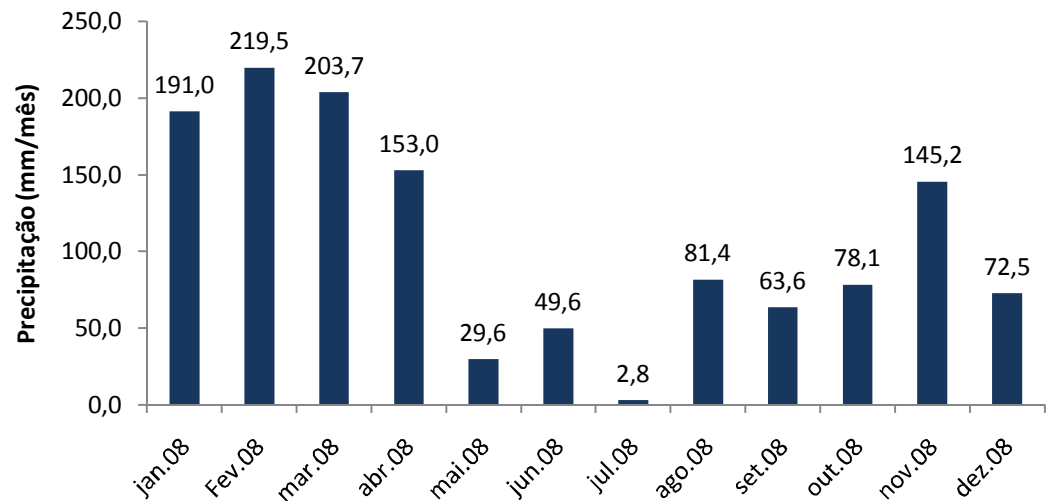


Figura 21. Precipitação mensal da microbacia referente ao período de janeiro de 2008 a dezembro de 2008

Os percentuais dos eventos em intervalos de tempo de cinco minutos e da contribuição para o total de chuva anual, em classes de intensidade demonstram que aproximadamente 70% dos eventos ocorrem na faixa de 0 a 5 mmh^{-1} e correspondem a 35% do total da chuva nesse período (Figura 22). Se for considerado o intervalo de 0 a 15 mm.h^{-1} , ainda de baixa intensidade, pode-se observar que estes correspondem a aproximadamente 93% dos eventos e a 65% da precipitação total no período (Figura 22).

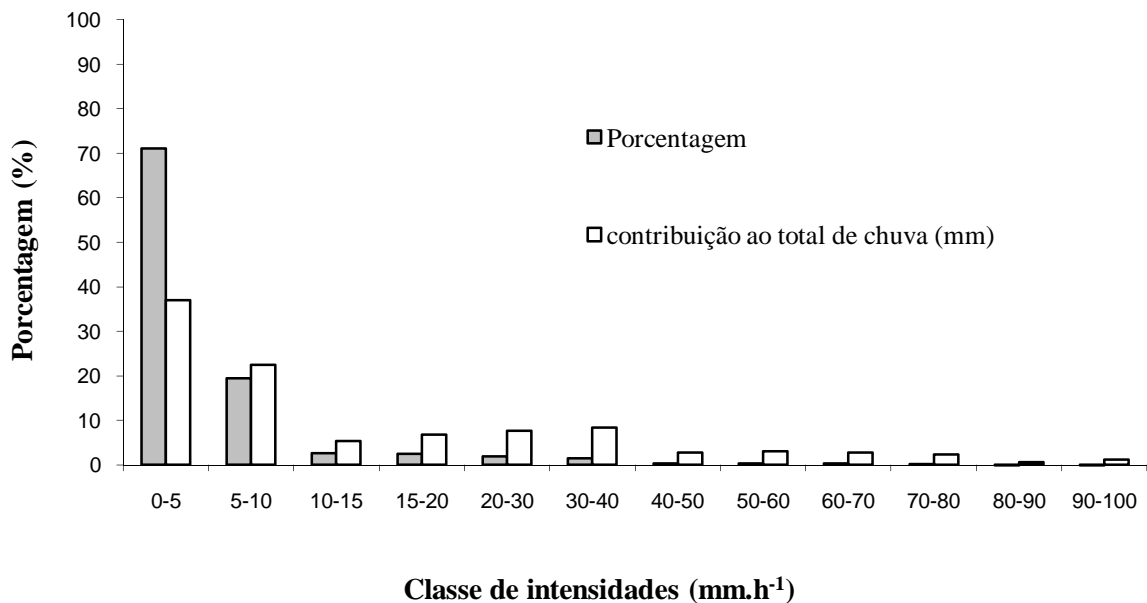


Figura 22. Distribuição de precipitação em classes de intensidade e sua contribuição para o total de chuvas

No período total de estudo foi observado que aproximadamente 14% da precipitação foi interceptada, conseqüentemente, 86% atingiu à superfície do solo, sendo 81% pela transprecipitação e 5% pelo escoamento pelo tronco (Tabela 3).

Tabela 3- Precipitação total, precipitação interna, interceptação e escoamento pelo tronco

| Precipitação | Precipitação interna | Precipitação interna | Escoamento pelo tronco (%) | Interceptação |
|-------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------------|----------------------|
| Quantidade em mm | | | | |
| 1300 | 1050 | 81 | 5 | 14 |

Os coeficientes de escoamento superficial nas três porções da vertente tiveram um valor médio muito baixo dentre as das nove parcelas representando aproximadamente apenas 2% do total precipitado.

Tabela 4- Coeficiente de escoamento superficial na parte baixa, média e alta da vertente

| Coeficiente | Vertente | | |
|-------------|----------|-------|-------|
| | baixo | médio | alto |
| | 0,007 | 0,012 | 0,039 |

A amplitude encontrada no potencial matricial da água do solo medido através dos tensiômetros instalados em várias profundidades do solo e em várias posições da vertente foi elevada, variando de 0 a -85 kPa. (Figura 23). No entanto, ressalta-se que durante os meses de maior precipitação, o solo da microbacia, teve um conteúdo de umidade relativamente alto em todas as posições da vertente que foram monitoradas (Figura 23). Por outro lado, é possível também observar que nos meses de baixa precipitação (junho a outubro) os potenciais matriciais são menores e, conseqüentemente, o teor de umidade do solo é mais baixo (Figura 23).

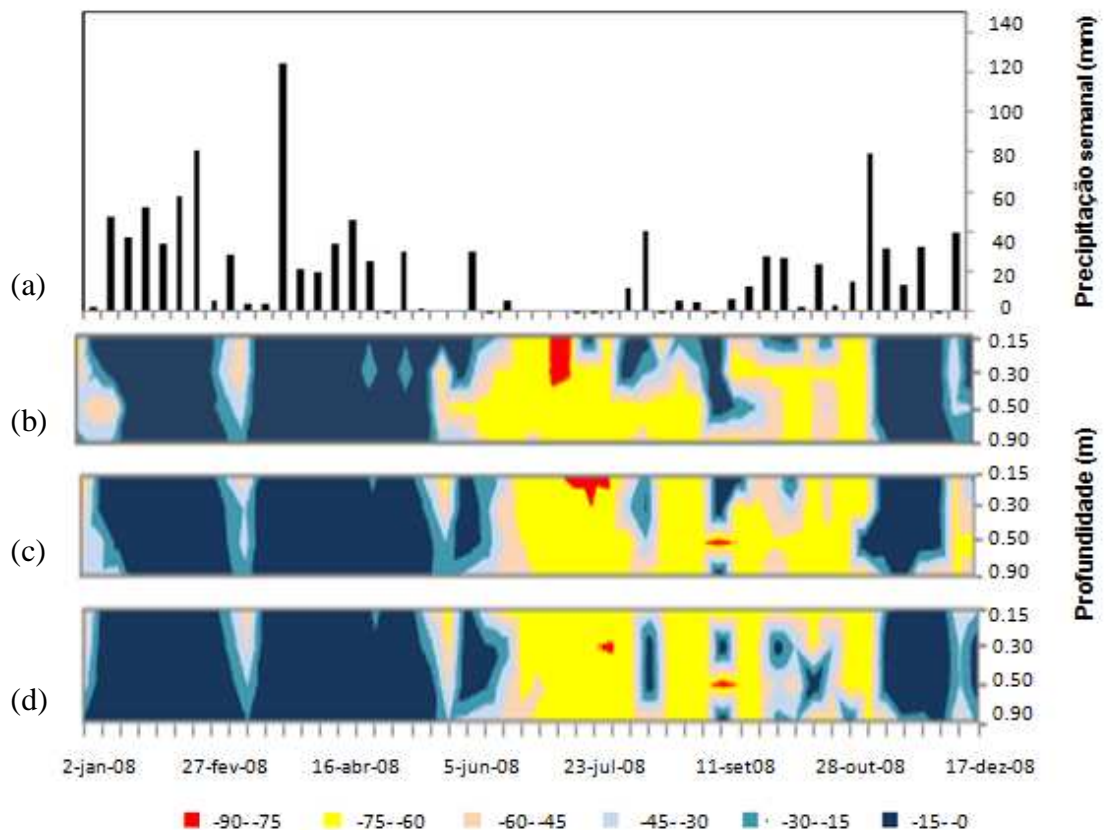


Figura 23. (a) Precipitação semanal em milímetros e Tensão da água no solo (kPa) no topo (b), meio (c) e sopé (d).

Os resultados mostram que em relação à superfície do solo, o nível lençol freático observado no poço situado mais próximo ao córrego (ELF-1) teve uma variação de 0,1 a 0,8 m e que o poço mais distante (ELF-2) teve uma variação de 0,8 a 1,1m (Figura 24). Nota-se que o nível do lençol seguiu o volume de água precipitado durante período, não apresentando, em intervalos semanais, nenhum sinal claro de atraso no tempo de resposta (Figura 24).

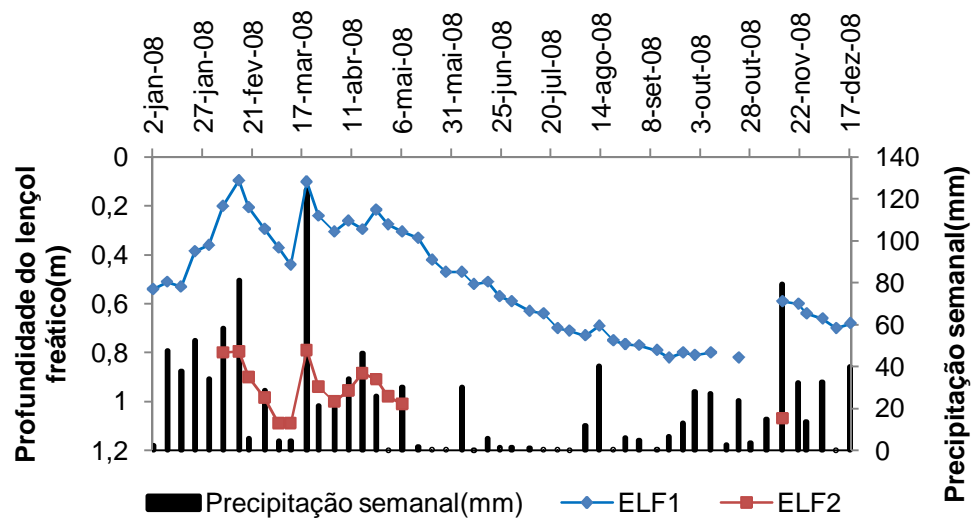


Figura 24. Oscilação do nível de água nos poços de monitoramento e precipitação semanal

A vazão média do exultório na microbacia para o período estudado foi de aproximadamente $5,7 \text{ L.s}^{-1}$, chegando a um máximo de 35 L.s^{-1} no dia 17 de março de 2008 e um mínimo de $1,8 \text{ L.s}^{-1}$ no dia 16 de junho do mesmo ano (Figura 25). Utilizando-se a metodologia proposta por Chow, Maidment e Mays (1988), para a separação das hidrógrafas, observou-se que o escoamento de base contribuiu com aproximadamente 90% para o deflúvio e o escoamento direto com apenas 10%.

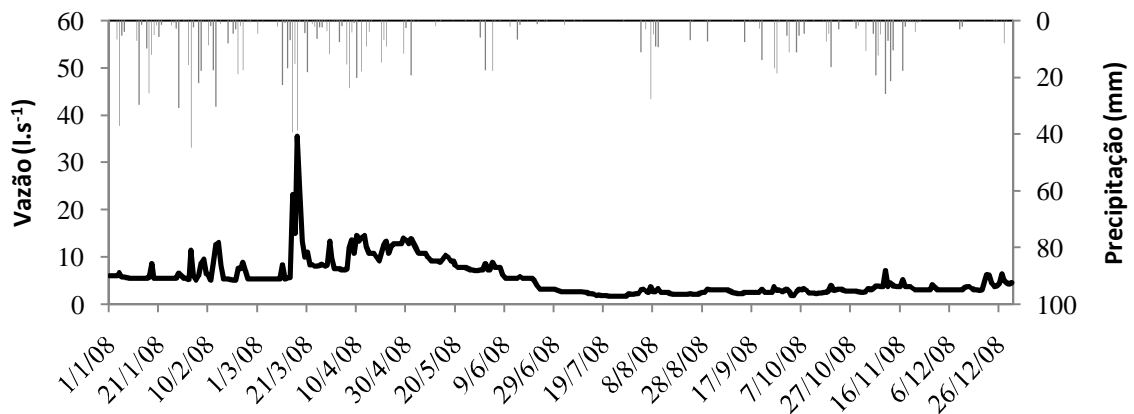


Figura 25. Precipitação diária (mm) e média diária da vazão ($l.s^{-1}$) durante o período de 01/01/2008 a 30/12/2008

A fim de melhor entender a resposta hidrológica da microbacia, foram selecionados seis eventos de precipitações e suas respectivas hidrógrafas, sendo três no período chuvoso (Figuras 26, 27 e 28) e três no período seco (Figuras 29, 30, 31), pois segundo O'Loughlin (1981), o comportamento de uma hidrógrafa pode mostrar o tipo de processo que predomina na geração do deflúvio.

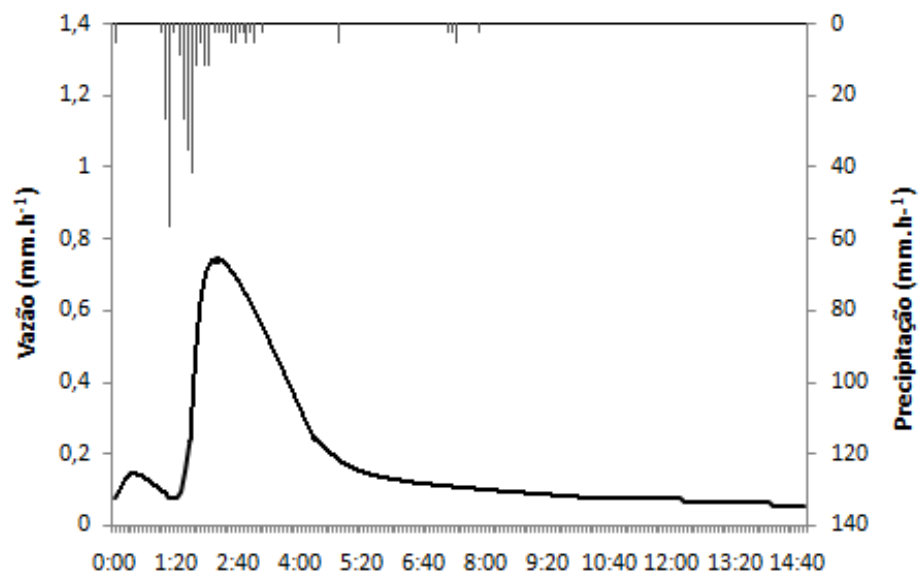


Figura 26. Hidrógrafa de um evento de precipitação ocorrido no dia 03/02/2008

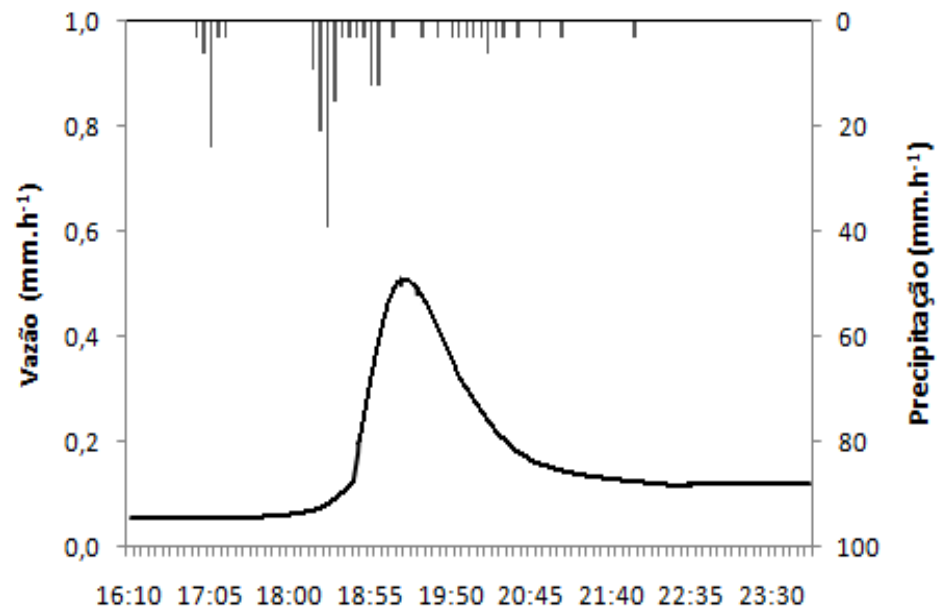


Figura 27. Hidrógrafa de um evento de precipitação ocorrido no dia 12/02/2008

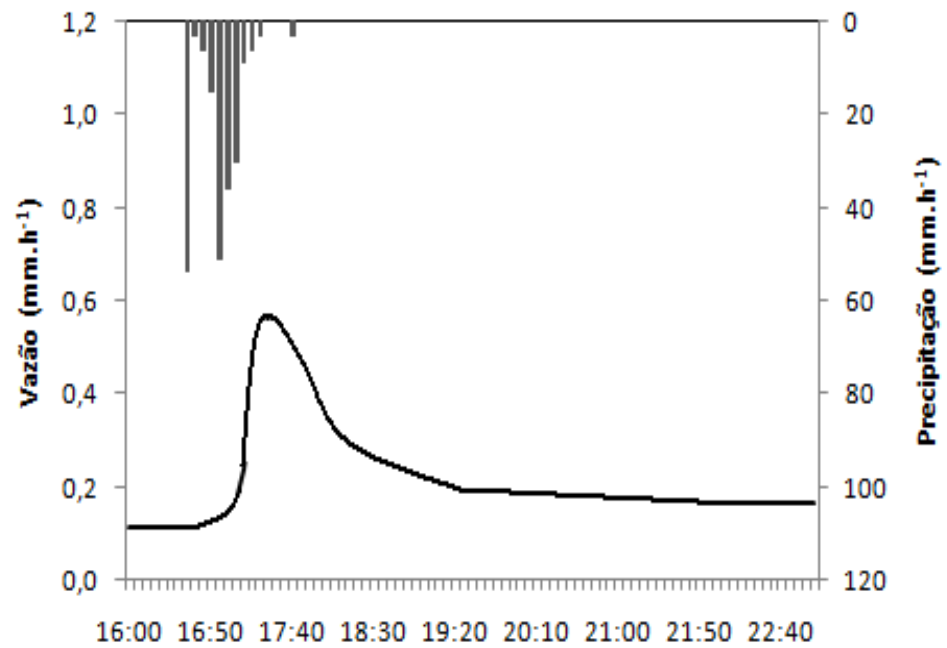


Figura 28. Hidrógrafa de um evento de precipitação ocorrido no dia 12/04/2008

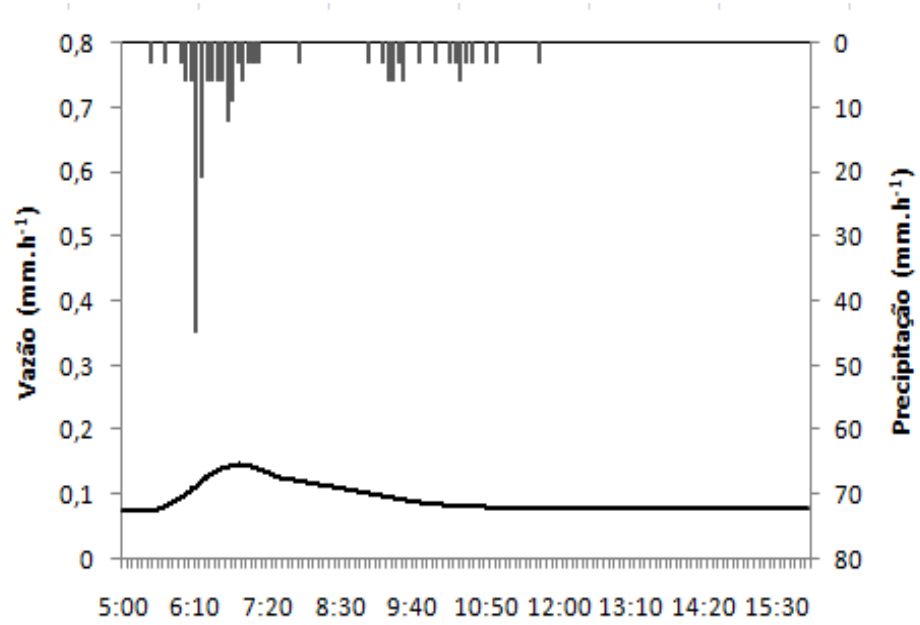


Figura 29. Hidrógrafa de um evento de precipitação ocorrido no dia 04/06/2008

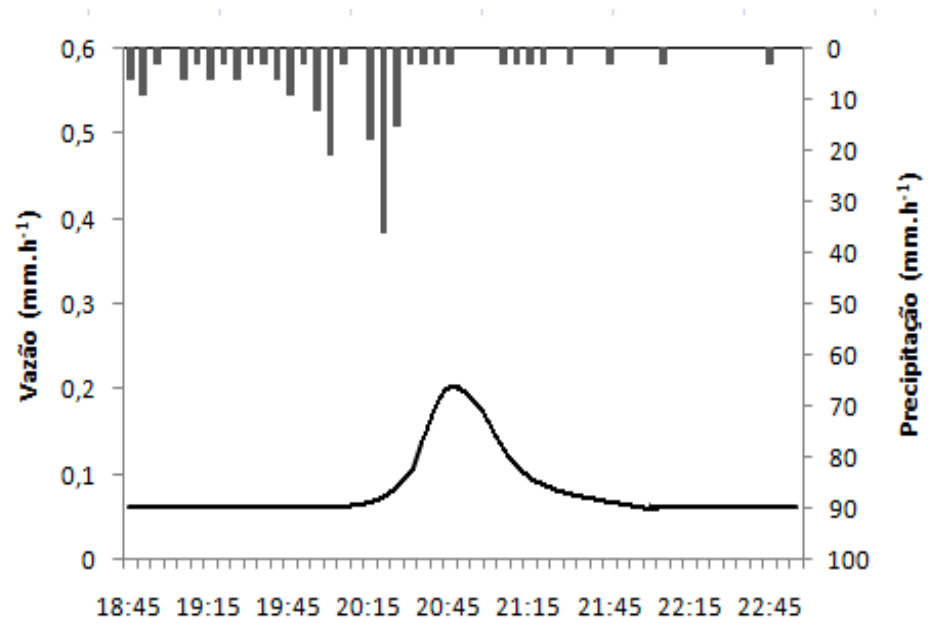


Figura 30. Hidrógrafa de um evento de precipitação ocorrido no dia 07/08/2008.

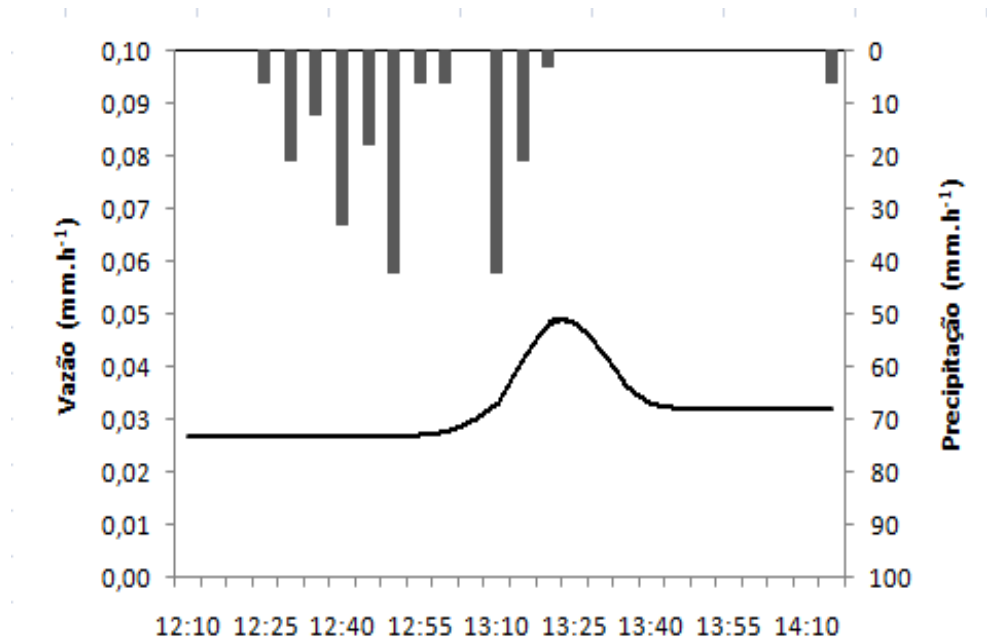


Figura 31. Hidrógrafa de um evento de precipitação ocorrido no dia 27/09/2008

As análises das hidrógrafas representados pelas Figuras 26, 27 e 28, referem-se ao período chuvoso e a eventos de precipitações ocorridos nos dias 03 de fevereiro de 2008, 12 de fevereiro de 2008 e 12 de abril de 2008 respectivamente. Essas figuras apresentam hidrógrafas com maiores picos de vazão, apresentando valores de coeficiente de deflúvio (total escoado em mm/ total precipitado em mm) de 0,08, 0,07 e 0,08 respectivamente.

A separação de hidrógrafas, utilizando a metodologia proposta por Chow, Maidment e Mays (1988) mostrou, no período chuvoso, que o escoamento direto correspondeu a aproximadamente 65%, 50% e 35% para as Figuras 26, 27 e 28, e o escoamento de base 35%, 50% e 65%, respectivamente.

As Figuras 29, 30 e 31 apresentam hidrógrafas referentes ao período seco e a eventos de precipitações ocorridos nos dias 04 de junho de 2008, 07 de agosto de 2008 e 27 de setembro de 2008, respectivamente. As hidrógrafas possuem picos de vazão mais suaves, e apresentam valores de coeficiente de deflúvio menores que os das hidrógrafas do período chuvoso, com valores de 0,06, 0,02 e 0,01, respectivamente, sugerindo uma pequena contribuição do escoamento direto no aumento da vazão.

Nesses eventos a separação das hidrógrafas mostrou que o escoamento de base predomina, com valores de 72%, 73% e 79% respectivamente.

O deflúvio médio diário para todo o período foi de 1,35 mm e o deflúvio médio mensal máximo correspondeu ao mês de abril, com uma grandeza de 83 mm, enquanto que o mínimo ocorreu no mês de julho, com 17 mm (Figura 32). Para o período estudado, os valores mais altos ocorrem entre março a maio, sugerindo um atraso na resposta de aproximadamente dois meses em relação aos meses de maior precipitação (Figura 21). Os menores valores de deflúvio ocorreram entre julho a outubro, também com um atraso aproximado de dois meses em relação ao início da diminuição de precipitação. O coeficiente de deflúvio considerando todo o período de estudo na microbacia estudada foi de 0,38.

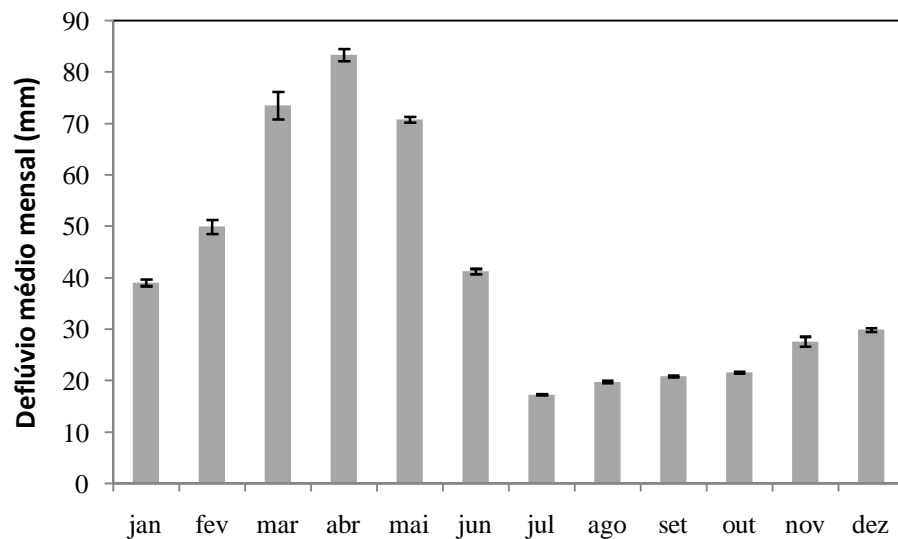


Figura 32. Deflúvio médio mensal (mm) com respectiva amplitude de valores (barra vertical)

O balanço hídrico partiu da premissa de que no ano hídrico, no caso entre períodos úmidos, a variação de armazenamento de água no solo foi desprezível. Essa premissa foi confirmada levando-se em conta que a vazão, a umidade do solo nas parcelas e o nível do lençol freático tiveram valores semelhantes entre o início e o fim do período de estudo.

Através da equação do balanço hídrico simplificada, a diferença entre a precipitação e o deflúvio torna-se uma estimativa razoável da evapotranspiração. De acordo com o monitoramento realizado na microbacia no período de estudo, a precipitação foi de cerca de 1300 mm, e o deflúvio de aproximadamente 500 mm, sendo, portanto, a evapotranspiração de aproximadamente 800 mm.

4.3. Nitrogênio

De um modo geral, as concentrações de nitrogênio inorgânico (N-NO_3^- e N-NH_4^+) foram extremamente baixas em todos os compartimentos monitorados. Este fato pode ser claramente exemplificado pelo grande número de amostras com valores de concentração abaixo do limite de detecção do FIA (Tabela 5).

Tabela 5 - Porcentagem (%) de amostras que apresentaram concentrações abaixo do limite de detecção (LoD).

| Compartimentos | < LoD de N-NO_3^- (%) | < LoD de N-NH_4^+ (%) |
|------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|
| Precipitação | 60 | 55 |
| Transprecipitação | 64 | 75 |
| Rio | 49 | 100 |
| Escoamento pelo tronco | 70 | 80 |
| Escoamento Superficial | 25 | 32 |
| Solução solo (30cm) | 76 | 79 |
| Solução solo (50cm) | 78 | 84 |
| Solução solo (90cm) | 76 | 81 |
| Lençol Freático | 32 | 63 |

Nas amostras de precipitação a mediana da concentração de N-NO_3^- foi igual a 1,9 μM , com variação entre valores situados abaixo do limite de detecção até um máximo de 12,0 μM . A mediana das concentrações de N-NH_4^+ foi próxima ao valor encontrado para o nitrato, sendo igual a 1,2 μM , com amplitude variando entre valores situados abaixo do limite de detecção até aproximadamente 95 μM . Assim, com base nos dados de nitrato e amônio, o aporte pela precipitação foi estimado em 0,4 $\text{kg N. ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ de N-NO_3^- e 2 $\text{kg N. ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ de N-NH_4^+ . Baseado nesses valores, o aporte atmosférico de N- inorgânico ($\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$) foi de aproximadamente 2,4 $\text{kg N. ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$.

Nas amostras de precipitação interna, os valores medianos encontrados para N-NO_3^- e N-NH_4^+ foram, respectivamente, 2,1 μM e 0,7 μM e suas amplitudes variaram entre valores situados abaixo do limite de detecção a 29 μM para N-NO_3^- e de valores situados abaixo do limite de detecção a 185 μM para o N-NH_4^+ . A quantidade calculada de nitrogênio que entrou via precipitação interna na forma de N-NO_3^- foi de 0,3 $\text{kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ e na forma de N-NH_4^+ foi de 0,72 $\text{kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, totalizando uma entrada total de nitrogênio inorgânico ($\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$) de aproximadamente 1 $\text{kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$.

No escoamento pelo tronco as concentrações medianas encontradas de N-NO_3^- foi igual 2,7 μM , com amplitude variando entre valores situados abaixo do limite de detecção e 53,4 μM . Para o N-NH_4^+ , a mediana da concentração foi de 0,71 μM , com amplitude variando entre valores situados abaixo do limite de detecção a 1956 μM . O aporte para a microbacia foi de 0,01 $\text{kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ para N-NO_3^- e 0,02 $\text{kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ para N-NH_4^+ , assim tem-se que a entrada de nitrogênio inorgânico através dessa via hidrológica foi de 0,03 $\text{kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$.

O escoamento superficial nas parcelas apresentou concentrações medianas de N-NO_3^- igual a 15 μM , tendo uma amplitude que variou entre valores situados abaixo do limite de detecção até cerca de 400 μM . Considerando-se N-NH_4^+ , a mediana foi de 36 μM , e a amplitude oscilou entre valores situados abaixo do limite de detecção até 1596 μM .

Em termos da solução do solo, a tabela 06 apresenta a mediana e a amplitude, de N-NO_3^- e N-NH_4^+ nas profundidades de 30, 50 e 90 cm.

Tabela 6- Concentração mediana de N-NO_3^- e N-NH_4^+ (μM) na solução do solo nas três profundidades e suas respectivas amplitudes

| Profundidade | Concentração | |
|--------------|--------------------|--------------------|
| | N-NO_3^- | N-NH_4^+ |
| 30 | 0,35 (0,35 - 5,04) | 0,71 (0,71 - 1,64) |
| 50 | 0,35 (0,35 - 4,64) | 0,71 (0,71 - 9,84) |
| 90 | 0,35 (0,35 - 5,71) | 0,71 (0,71 - 0,71) |

Analisando as concentrações de nitrogênio inorgânico ao longo do tempo na solução do solo nota-se que as maiores concentrações de N-NO_3^- foram encontradas quando o solo apresentava potenciais matriciais mais negativos (solo mais seco), e as maiores concentrações de N-NH_4^+ , quando o solo apresenta potenciais matriciais mais positivos (solo mais úmido). Porém, quando potencial matricial do solo chegou a valores próximos da saturação (próximo de zero), as formas de nitrogênio inorgânica foram detectadas em baixíssimas concentrações.

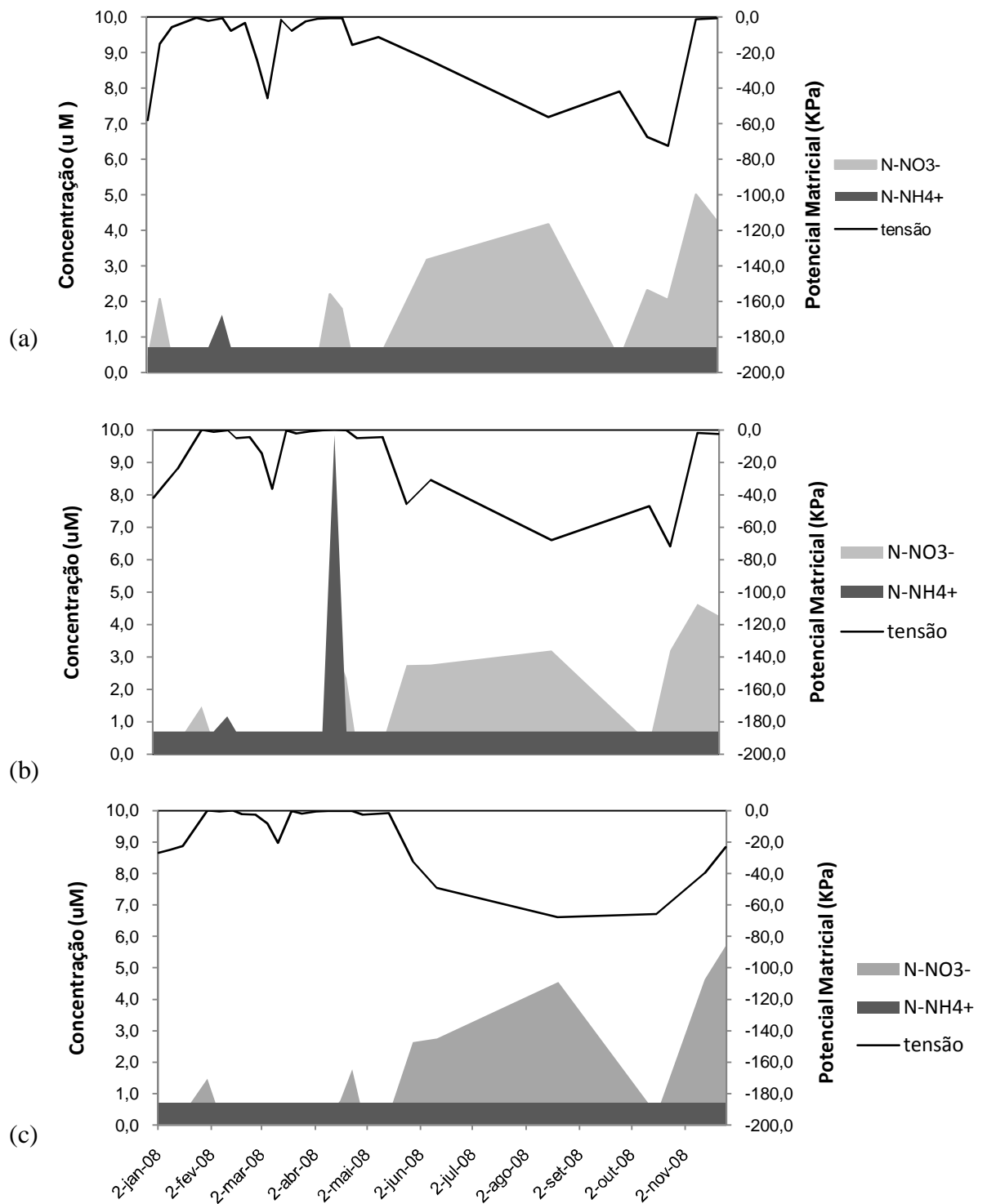


Figura 33. Variação temporal de N-NH_4^+ e N-NO_3^- na solução do solo (a) 30 cm ; (b) 50 cm e (c) 90 cm

Amostras de água do aquífero freático, coletadas no poço mais próximo ao rio (ELF-1) tiveram concentrações de N-NO_3^- variando entre valores abaixo do limite de detecção até

cerca de 15 μM , com mediana igual a 5 μM . Por outro lado, amostras de água coletadas no poço mais distante do riacho (ELF-2) tiveram concentrações de N-NO_3^- que oscilaram entre valores abaixo do limite de detecção a 7,1 μM , com mediana igual a 1,5 μM . Já para o N-NH_4^+ , no poço ELF-1, a concentração variou entre valores abaixo do limite de detecção a 33 μM , com mediana igual a 0,7 μM , e o poço ELF-2, a amplitude oscilou entre valores abaixo do limite de detecção a cerca de 30 μM , com mediana igual a 0,7 μM .

No canal principal da microbacia, a mediana das concentrações de N-NO_3^- foi de 2,1 μM , das concentrações de N-NH_4^+ foi de 0,7 μM . Com isso a exportação de nitrogênio inorgânico via fluvial foi de 0,1 $\text{kg. ha}^{-1}. \text{ano}^{-1}$. Nota-se que houve uma variação temporal acentuada, porém errática na concentração de N-NO_3^- (Figura 34a), mas o mesmo não foi observado para as concentrações de N-NH_4^+ (Figura 34b).

Comparando-se a entrada anual de nitrogênio inorgânico via precipitação (2,4 kg.ha^{-1}), e a saída anual via deflúvio (0,1 kg.ha^{-1}), estima-se um acúmulo anual de 2,3 kg.ha^{-1} de nitrogênio.

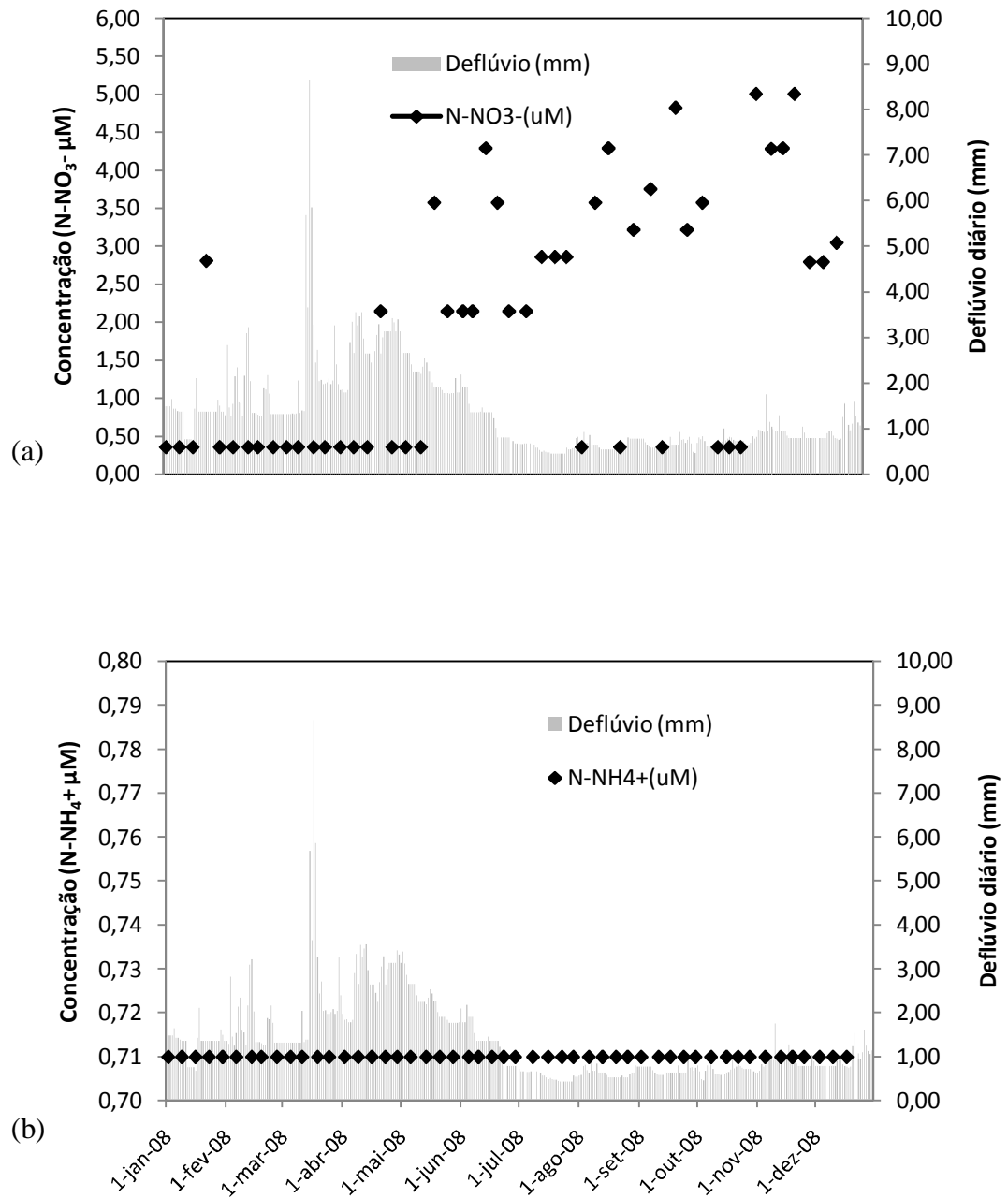


Figura 34. Variação temporal do N-NO₃⁻ (a) e do N-NH₄⁺ (b) na água do rio

5. DISCUSSÃO

5.1. Hidrologia

A precipitação da microbacia teve a predominância de eventos de baixa intensidade com aproximadamente 70% dos eventos variando de 0 a 5 mm.h⁻¹ (Figura 22). Em áreas próximas ao do presente estudo, resultados similares nessa faixa de intensidade, foram observados por Groppo (2008), em uma área de floresta Ombrófila Densa situada no Núcleo Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar, com a ocorrência de 87 % dos eventos de baixa intensidade, e por Salemi (2009), em uma área de pastagem, situada a cerca de 30 km da área do presente estudo, com a ocorrência de 77% dos eventos de baixa intensidade.

Em termos da interceptação, o valor obtido de 14% encontra-se próximo aos valores de interceptação encontrados na literatura para áreas cobertas com eucaliptos em nosso país (LIMA, 1976; ALMEIDA; SOARES, 2003). Em comparação a florestas Ombrófilas Densas (Mata Atlântica) situadas em altitudes semelhantes à altitude deste estudo e situadas também na costa norte do litoral paulista, o valor encontrado neste estudo foi menor que os valores obtidos por vários autores em estudos realizados no Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo de Cunha (ARCOVA; CICCIO; ROCHA, 2003; FUJEDA et al., 1997; ANIDO, 2002; FORTI et al., 2005) e bem inferior ao encontrado no Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo de Santa Virgínia (GROPPO, 2008), onde foi obtida uma interceptação de 35%. Esses baixos valores de interceptação encontrados em florestas de eucalipto quando comparada com a Mata Atlântica, pode ser explicado pelo menor índice de área foliar que o eucalipto possui em relação à das outras espécies de floresta (ASTON, 1979).

O escoamento pelo tronco apresentou um valor de 5%, próximo à maioria dos estudos realizados em florestas de eucalipto em nosso país (LIMA, 1976, BALIEIRO et al., 2007). Variações entre valores de escoamento pelo tronco podem ser explicadas pela posição e ângulo dos ramos, ou seja, ramos para cima produzem altos valores, enquanto árvores com ramos apontados para baixo ou horizontal, produzem baixo escoamento pelo tronco, sendo assim, essa via hidrológica pode diferenciar muito entre árvores de mesma espécie. A rugosidade do ramo, acúmulo de líquens e fungos, intensidade de precipitação, quantidade de fluxo e grau de umidade no ramo, também podem influenciar na geração do escoamento pelo tronco (NÁVAR; BRYAN, 1990). Assim, comparações entre espécies distintas, tornam-se difícil já que essa via hidrológica é influenciada por diversos fatores. Levando-se estes fatores em conta, Levia Junior e Frost (2003) mediante uma extensa revisão da literatura encontraram valores para escoamento pelo tronco em torno de 2% para coberturas vegetais com floresta tropical, valores superiores aos encontrados por Arcova, Cicco e Rocha (2003), que para a região de Cunha, na Mata Atlântica, encontraram um valor de apenas 0,2%. Alguns estudos relatam que, o escoamento pelo tronco, tende a ser pequeno quando se considera os períodos secos, pois o tempo e a quantidade de água necessária para umedecer os galhos são maiores, e conseqüentemente o escoamento pelo tronco é menor

A condutividade hidráulica do solo saturado (K_{sat}) na área do presente estudo apresentou uma grande variabilidade, fato explicado pela heterogeneidade espacial no perfil, do solo da microbacia. Essa variabilidade já foi observada por outros autores em estudos similares (ELSENBEER; CASSEL; CASTRO, 1992; ELSENBEER et al., 1999; MORAES et al., 2003). Os altos valores encontrados de K_{sat} próximo a superfície do solo, podem ser atribuídos a alteração da distribuição dos poros devido à penetração das raízes e a presença de uma camada de serapilheira, que atenua o impacto das gotas de chuva sobre o solo, evitando a compactação, depositando matéria orgânica na superfície e criando assim, condições

favoráveis ao desenvolvimento da macro e micro fauna. A influência dos fatores acima diminui com o aumento da profundidade, o que justifica em parte o decréscimo dos valores de K_{sat} nas camadas mais profundas do solo. Adicionalmente, corroborando com esse decréscimo, existe um aumento no teor de argila com a profundidade como observado na Figura 18.

Em termos da densidade do solo, diferenças significativas foram encontradas entre os diferentes usos do solo (Figura 20). No que se refere à floresta, os valores de densidade desta são menores próximo a superfície, principalmente nas profundidades 15cm e 30cm, devido a presença de serapilheira na superfície do solo, maior densidade de raízes e atividade biótica. Comparando esse atributo do solo a pastagem, ambas as áreas apresentam valores similares de K_{sat} na superfície, provavelmente decorrentes da compactação do solo devido ao impacto das gotas de chuva e pisoteio do gado na pastagem, e as atividades de plantio e manejo no caso do eucalipto. Há que se considerar também, que o uso do solo antes do plantio do eucalipto também era pastagem. Nas profundidades de 30 e 50 cm, a densidade do eucalipto é menor, provavelmente devido à maior densidade de raízes. Em relação à floresta, os valores são nitidamente diferentes nas camadas mais superficiais, onde a floresta apresenta valores expressivamente maiores, fato explicado, por nesse ecossistema haver agentes que atuam aumentando a porosidade do mesmo, assim como as diferenças no sistema radicular entre as espécies.

A anisotropia do perfil do solo encontrado tem conseqüências importantes nos processos hidrológicos, podendo gerar escoamento superficial em regiões saturadas e ainda o surgimento de um lençol freático suspenso e escoamento subsuperficial, decorrentes principalmente de uma camada de impedimento na profundidade de 50 cm, mostrado pelo decréscimo acentuado de K_{sat} . Contudo, as chuvas de baixa intensidade, que predominam na microbacia, não excedem os valores de K_{sat} próximo a superfície do solo, fazendo com que a

maior parte da água da precipitação infiltre. Essa constatação justifica os valores reduzidos do coeficiente médio de escoamento superficial nas parcelas (0,019), do coeficiente de deflúvio da microbacia (0,38) e também o atraso na resposta da maior vazão mensal com relação aos meses de maior precipitação de aproximadamente dois meses. A existência de lençol suspenso e escoamento superficial não foram medidos no presente estudo, entretanto Salemi (2009) instalou poços rasos em uma bacia de pastagem próxima e sob regime pluviométrico e solos com propriedades físicas a 50 e 90 cm similares, e não verificou a ocorrência dos mesmos. O autor justifica as possíveis causas como sendo: (a) a intensidade da precipitação não excede os valores de K_{sat} na camada superficial do solo; (b) pouca duração do lençol não detectável em monitoramento semanal e (c) a camada de impedimento pode não ser contínua, fazendo com que o lençol só exista em determinados locais da bacia.

A umidade do solo, como mostrado indiretamente na Figura 23 através do potencial matricial, permanece entre novembro e maio com valores entre 0 e -15 kPa, ou seja, bastante úmido, e é quando ocorre a recarga do lençol freático. Esse fato pode também ser comprovado pela presença de água no poço-ELF-2 (mais distante do canal) e pelo aumento do nível do poço ELF-1.

Comportamento similar foi encontrado na época úmida por Groppo (2008) e Salemi (2009), em trabalhos desenvolvidos, em floresta Ombrofila Densa e em pastagem, respectivamente. Esse comportamento mostra que o uso do solo, não apresenta grande influência sobre a umidade do solo em períodos de excedente hídrico. No período mais seco, entre junho e outubro, as tensões permanecem principalmente na faixa de -75 a -90 kPa, e observa-se que os potenciais matriciais do presente estudo, são mais altos (negativos), que os encontrados por Groppo (2008) e Salemi (2009). É necessário colocar aqui, que a precipitação efetiva (precipitação total menos a interceptação) no período de seca, dessa bacia, e na de Groppo (2008) foram de aproximadamente 196 e 242 mm, respectivamente. Esses resultados

mostram que a retirada de água pelas raízes do eucalipto foi maior que a da floresta já que possuem a mesma ordem de grandeza de precipitação efetiva.

Lima (1996) relata que no período de pouca chuva, o eucalipto tende a secar o solo mais rapidamente, retirando água da camada superior do solo, apresentando uma absorção hídrica geralmente mais vigorosa que uma vegetação natural, já que possui um sistema radicular abundante, bem distribuído lateralmente e que se concentra na camada superficial do solo, fato também evidenciado por Talsma e Gardner (1986). Essa extração intensa de água do solo, pode ser explicada pela alta taxa de produtividade primária que o mesmo apresenta, implicando na utilização da água disponível do solo (SCOTT, 2005). Por outro lado, Almeida e Soares (2003) relatam que no período de pouca chuva, geralmente a quantidade de água no solo, em florestas de eucalipto, tendem a ser menores que em florestas de Mata Atlântica, devido às raízes das árvores de mata natural atingirem profundidades de até 5 m, enquanto as raízes de eucalipto não ultrapassam 2,5m. Segundo esses autores, a Mata Atlântica utiliza água mais profunda do que o eucalipto, acarretando um menor ressecamento do solo superficial. É importante salientar, que em momento algum, o solo do presente estudo atingiu o ponto de murcha permanente (1500 kPa), indicando que mesmo nos períodos de pouca chuva, o eucalipto possuiu água para as suas necessidades fisiológicas.

Os valores do coeficiente de escoamento superficial encontrados no período de estudo (média de 0,019), são da mesma ordem de grandeza daqueles encontrados por Lima et al. (1996), que foi de 0,024, para uma microbacia de 68,2 ha reflorestada com *Eucalyptus saligna*, na cidade de Itatinga estado de São Paulo. Lima (1988) avaliou em um estudo desenvolvido no município de São Simão-SP, em uma área com cobertura florestal de *Eucalyptus grandis*, e uma área com solo exposto, o escoamento superficial durante quatro anos, do início do plantio do eucalipto até o quarto ano. Este autor encontrou na área plantada com eucalipto uma maior proporção de escoamento superficial no primeiro ano (0,03) e

menores no último ano (0,01). Por outro lado, na área que apresentava solo exposto, o mesmo autor encontrou valores de escoamento superficial semelhante aqueles encontrados no eucalipto no primeiro ano de plantio. Por fim, Martins et al. (2003) em um estudo realizado na cidade de Aracruz (ES), onde foram avaliadas áreas com cobertura florestal de eucalipto, áreas de floresta nativa e áreas que apresentavam solo exposto, encontraram valores de coeficiente de escoamento superficial de 0,02, 0,01 e 0,05, respectivamente, sendo que o coeficiente para o eucalipto, foi próximo ao encontrado no presente estudo. Os mesmos autores relataram que o menor valor encontrado para a floresta nativa, pode ser explicado pelos seguintes aspectos: (a) interceptação das gotas pelo dossel da mata, que possui um extrato vertical muito diversificado, resultando em maior proteção do solo; (b) existência de uma rica camada de folhas (serapilheira); (c) maiores teores de matéria orgânica, condicionando agregados de maior estabilidade e, por consequência, melhor estruturação e maior permeabilidade.

Na análise das vazões, diversos aspectos interessantes corroboram com as análises realizadas acima. Em termos de separação das hidrógrafas para todo o período pode-se verificar a baixa contribuição do escoamento direto (12 %), mostrando que grande parte da precipitação infiltra e alimenta o lençol freático, fazendo com que o escoamento de base predomine nessa microbacia. Esse fato é corroborado pela predominância de chuvas com baixa intensidade e o alto valor de K_{sat} próximo a superfície do solo, discutido acima.

Já a análise de algumas hidrógrafas separadamente, do período chuvoso e do período seco, mostra que aquelas referentes ao período chuvoso apresentam eventos com intensidades que ultrapassam os valores de K_{sat} próximo a superfície (38 mm.h^{-1}) e considerando que a umidade do solo no período é alta, a capacidade de infiltração tende a se aproximar desse valor. Esse fato evidencia a ocorrência de escoamento superficial hortoniano na microbacia, ainda que o período desse tipo de escoamento durante o ano tenha sido curto. As hidrógrafas

referentes ao período seco, também apresentam em alguns eventos, intensidade de chuva maior que o valor de K_{sat} próximo a superfície do solo, porém estas ocorreram em uma época onde o solo estava seco, e, portanto, com maiores valores de capacidade de infiltração, o que dificulta a geração do escoamento superficial hortoniano

Existe uma ampla discussão na literatura sobre os efeitos da mudança do uso da terra na geração de vazão (BRUIJNZEEL, 1990, BOSCH; HEWLETT, 1982). Muitas vezes, estudos apresentam resultados antagônicos, mas em geral, indicam que a substituição da cobertura florestal natural aumenta o escoamento quando atividade pastoril é o novo uso do solo e diminui com a substituição por florestas manejadas (reflorestamento). O coeficiente de deflúvio encontrado por Groppo (2008), no mesmo período do presente estudo e em uma área de Mata Atlântica localizada no Núcleo Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar, próxima a microbacia do presente estudo, foi também de 0,38, mostrando que no presente estágio de crescimento da floresta de eucalipto não existem diferenças significativas na geração de vazão. Já Salemi (2009), também no mesmo período de estudo, porém investigando uma área de pastagem situada próxima a área deste estudo, encontrou o valor de deflúvio igual a 0,51, indicando que a substituição da floresta nativa por pastagens acarreta em um aumento do deflúvio. De fato, o coeficiente de deflúvio mostra que as árvores das florestas consomem muito mais água do que as gramíneas das pastagens (BROWN et al., 2005). Contudo, além do consumo, deve-se levar em consideração toda a proteção do solo que ocorre sobre floresta, o que, geralmente, não ocorre em condições de pastagem.

Por outro lado, Fujieda et al. (1997), Donato et al. (2008) e Cicco et al. (2007) encontraram um coeficiente de deflúvio maior, em torno de 0,6 a 0,7 em uma microbacia coberta por Mata Atlântica, situada no município de Cunha (SP), na mesma região do Estado em que foi conduzido este estudo. O valor de deflúvio encontrado por estes autores comparado ao encontrado neste estudo e ao de Groppo (2008) é significativamente mais

elevado e maior que a grande maioria dos valores encontrados em estudos conduzidos em microbacias pareadas (ZHANG; DAWES; WALKER, 2001).

Em termos de evapotranspiração anual calculado pelo balanço de massa, nota-se uma acentuada variabilidade entre o valor obtido no presente estudo com os obtidos em outros estudos, realizados tanto em plantações de eucalipto como em regiões com cobertura florestal natural e pastagens (Tabela 7). Como sabemos, o principal fator condicionante da evapotranspiração é a radiação solar e, secundariamente, o tipo de cobertura vegetal. Portanto, os resultados apresentados na Tabela 7 são úteis para ilustrar a enorme variabilidade entre valores de evapotranspiração dentre áreas com o mesmo tipo de vegetação, mas, por outro lado, sem informações mais precisas sobre a irradiação solar em cada uma das áreas, não se pode tecer maiores comentários sobre os valores observados.

Tabela 7 – Valores de evapotranspiração encontrados em microbacias.

| Cobertura florestal | Evapotranspiração anual (mm) |
|-------------------------------|-------------------------------------|
| Eucalipto ⁽¹⁾ | 800 |
| Eucalipto ⁽²⁾ | 1514 |
| Pastagem ⁽²⁾ | 1276 |
| Eucalipto ⁽³⁾ | 569 |
| Eucalipto ⁽³⁾ | 1060 |
| Mata Atlântica ⁽⁴⁾ | 553 |
| Mata Atlântica ⁽⁵⁾ | 1092 |
| Pastagem ⁽⁶⁾ | 1433 |

⁽¹⁾ Presente Estudo

⁽²⁾ Mosca (2003)

⁽³⁾ Ranzini e Lima (2002)

⁽⁴⁾ Anido (2002)

⁽⁵⁾ Groppo (2008)

⁽⁶⁾ Salemi (2009)

5.2. Nitrogênio

A precipitação é um dos mais importantes meios de entrada de nutrientes nos ecossistemas (HAAG, 1985; ARCOVA; CICCIO; SHIMOMICHI, 1993). Com relação aos trabalhos realizados em localidades próximas às do presente estudo, as concentrações encontradas de N-NO_3^- e de N-NH_4^+ na água da chuva, foram bem inferiores (Tabela 8), com exceção aos encontrados por Groppo (2008) e Salemi (2009).

Tabela 8 – Concentrações de N-NO_3^- e N-NH_4^+ na água da chuva para regiões próximas ao do presente estudo.

| Local | μM | | Fonte |
|---------------------------------------|-------------------|-------------------|----------------------------|
| | N-NO_3^- | N-NH_4^+ | |
| Santa Branca * | 21 | 44 | Ranzini e Lima (2002) |
| Cunha –(PESM) ^{1*} | 38 | - | Arcova;Cicco e Lima (1985) |
| Intervales – (PESM) ^{1*} | 11 | 5 | Silva (2006) |
| Cunha –(PESM) ^{1**} | 8 | 38 | Forti et al. (2005) |
| Santa Virginia –(PESM) ^{1**} | 0,35 | 0,71 | Groppo (2008) |
| Natividade da Serra** | 0,35 | 0,71 | Salemi (2009) |
| São Luis do Paraitinga** | 1,9 | 1,2 | Presente Estudo |

* Valores médios

** Valores medianos

⁽¹⁾ Parque Estadual da Serra do Mar (PESM)

Esse resultado pode ser explicado pelo fato da região do presente estudo, assim como às de Groppo (2008) e Salemi (2009), não estarem próximas de nenhuma região industrial. Forti et al. (2005), realizou um estudo em Cunha, também em região de Mata Atlântica, e obteve altas concentrações. Os valores mais elevados observados em Cunha sugere a

influência da região industrial de Taubaté, entretanto, para comprovar tal hipótese estudos da circulação atmosférica local teriam que ser realizadas. Baixos aportes atmosféricos de nitrogênio são esperados em locais com pouca ou nenhuma influência antrópica e a queima de combustíveis fósseis que produzem gases nitrogenados (BERNER; BERNER, 1987; SCHINDLER et al., 2006).

Em alguns estudos realizados em locais distantes de grandes centros urbanos (Tabela 9), foram encontradas concentrações de nitrogênio inorgânico mais próximas às do presente estudo, reforçando assim a hipótese de que a região não sofre a influencia de atividades humanas que levam à um aumento na concentração das formas inorgânicas de nitrogênio.

Tabela 9- Concentrações médias ponderadas pelo volume (μM) de chuvas de várias áreas remotas do mundo.

| Área | N-NO ₃ ⁻ | N-NH ₄ ⁺ |
|--|--------------------------------|--------------------------------|
| Reserva Ducke ¹ | 1,2 | 8,9 |
| Banizoumbou ² | 2,7 | 9,9 |
| Katherine Research Station ³ | 0,9 | 1,5 |
| Bermuda Biological Station ³ | 1,2 | 2,9 |
| Parque Nacional do Itatiaia ⁴ | 1,2 | 5,5 |
| Parque Nacional do Itatiaia ⁴ | 2,3 | 8,7 |
| Presente estudo | 1,9 | 1,2 |

¹ Amazônia, Brasil (ANDREAE et al., 1988)

² Savana semi-árida de Sahelian, Nigéria (GALY-LACAUX, 1998)

³ Katherine, Austrália (GALLOWAY et al., 1982)

⁴ Parque Nacional do Itatiaia –Planalto, Brasil (ALMEIDA,2001)

⁴ Parque Nacional do Itatiaia –Sede do parque, Brasil (ALMEIDA,2001)

Em termos da taxa de deposição, a entrada de nitrogênio é bem próxima à encontrada por Oliveira (2007), que realizou um estudo no Parque Estadual da Serra do Mar, no Núcleo de Santa Virginia e obteve um aporte de aproximadamente 2 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ e inferior ao encontrado por Vital et al. (1999) que estudaram a ciclagem de nutrientes em uma microbacia

no Vale do Paraíba, para avaliar o efeito do corte do *Eucalyptus saligna Smith.*, e encontraram um aporte de quase $10 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ de N, e por Forti et al. (2005), no Parque Estadual da Serra do Mar, que encontraram o valor de deposição atmosférica de N-inorgânico ($\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$) de $22 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$. Almeida (2001) que realizou um estudo no Parque Estadual do Itatiaia (RJ), também encontrou taxas de deposição mais altas, para dois locais do Parque (sede e região de planalto), sendo de aproximadamente de $6 \text{ kg N ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ para a sede e $4 \text{ kg N ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ para a região de Planalto. Por outro lado, a taxa de entrada de nitrogênio encontrado nesse estudo é maior que a obtida por Salemi (2009) em uma área de pastagem próxima, que obteve um aporte de aproximadamente de $1 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$. Fato a adicionar, é que o estudo realizado por Salemi (2009) mostra também um maior aporte da forma amoniacal.

Se compararmos as concentrações medianas encontradas na precipitação interna com as encontradas na precipitação, constata-se um maior valor de N-NO_3^- e um menor valor de N-NH_4^+ . Essa mudança da concentração de N-NO_3^- entre a precipitação e a precipitação interna pode ser o resultado da dissolução e lavagem dos aerossóis e partículas depositadas nas folhas (LINDEBERG; LOVETT, 1985). Por outro lado, uma explicação plausível para o decréscimo de N-NH_4^+ , seria a ocorrência de absorção foliar direta desse composto, corroborando com o fato do eucalipto preferir a forma amoniacal (SILVA et al., 2000).

Laclau et al. (2003a) em um estudo realizado no Congo, encontrou na precipitação interna para uma área de eucalipto valores médios de $9 \mu\text{M}$ de N-NO_3^- e de $10 \mu\text{M}$ de N-NH_4^+ para o período chuvoso e $339 \mu\text{M}$ de N-NO_3^- e $83 \mu\text{M}$ de N-NH_4^+ para o período seco, mostrando que ocorre uma diluição dos elementos no período chuvoso, e a lavagem da folhas, arrastando a deposição seca no período seco. Esses autores também observaram que a concentração de N-NO_3^- diminui durante a passagem da água pelo dossel, tanto no período seco quanto no chuvoso, e o N-NH_4^+ aumentou no período chuvoso e diminuiu no período

seco. Desta forma, nota-se uma diferença entre o presente estudo e o realizado por Laclau et al. (2003a), sendo que o eucalipto do presente estudo apresentou uma absorção foliar apenas da forma amoniacal. Balieiro et al. (2007) em um estudo realizado com *Eucalyptus grandis* na cidade de Seropédica – RJ, em um período chuvoso (janeiro a junho), também encontrou um enriquecimento na água que passa pelo dossel, da forma amoniacal.

No que tange o escoamento pelo tronco, comparando as medianas com a precipitação e a precipitação interna, pode-se dizer que em amostras de água dessa via hidrológica apresentaram maiores concentrações de N-NO_3^- . Já as concentrações de N-NH_4^+ , apresentaram o mesmo valor que a precipitação interna e valores menores que a precipitação, mostrando um enriquecimento apenas para o nitrato.

Essa via hidrológica também foi estudada por Laclau et al. (2003a) no Congo em uma área de eucalipto. Esses autores encontraram valores médios de N-NO_3^- e de N-NH_4^+ para o período chuvoso igual a aproximadamente $2 \mu\text{M}$ e $10 \mu\text{M}$ respectivamente, e para o período seco de aproximadamente de $8 \mu\text{M}$ de N-NO_3^- e $38 \mu\text{M}$ de N-NH_4^+ .

Em termos quantitativos, comparando as entradas de nitrogênio inorgânico via precipitação, precipitação interna e escoamento pelo tronco, nota-se que o aporte de N foi menor através do escoamento pelo tronco, fato esperado, já que hidrológicamente essa via tem pouca representatividade (5%). Esse baixo aporte de nitrogênio inorgânico, encontrado no escoamento pelo tronco, também foi observado por Balieiro et al (2007).

Assim, do total de nitrogênio que entrou no sistema, o escoamento pelo tronco representa 1%, a precipitação interna 30% e a precipitação em torno de 69%, sendo esta última, portanto, a via hidrológica mais representativa para a entrada de nitrogênio. Características similares foram observadas por Crockford, Richardson e Sageman (1996), em um estudo desenvolvido na Austrália, em uma microbacia com cobertura de eucalipto, onde

os aportes hidrológicos de nitrogênio obtidos foram 5% para o escoamento pelo tronco, 21% para a precipitação interna e 74% para a precipitação.

Observando os valores de nitrogênio inorgânico encontrados no escoamento superficial nas parcelas, nota-se que essa via hidrológica foi a que apresentou as maiores concentrações medianas para o nitrogênio inorgânico, fato este explicado pelo contato direto da água com a serapilheira (DANTAS; PHILLIPSON, 1989; POGGIANI; MONTEIRO, 1990; DIAS et al., 2002; SILVA et al., 2005). Um fato relevante, e que poderia explicar a maior quantidade da forma amoniacal presente no escoamento superficial, é que na maior parte do período estudado, o solo da microbacia encontrou-se úmido, comprometendo assim a aeração, e conseqüentemente a produção de nitrato. Por outro lado, esse comportamento favorece a amonificação, já que este é um processo menos sensível ao stress hídrico (SILVA, 2000).

Adicionalmente, o maior transporte de nitrogênio na forma amoniacal encontrado no escoamento superficial deve-se ao fato do nitrato ter cargas negativas, sendo por isso repellido pelas partículas do solo e por esse motivo tornando-se muito móvel e susceptível a lixiviação (VAN RAIJ, 1991). Desta forma, além desse composto ser mais susceptível a lixiviação, há uma diluição da concentração do mesmo com o acréscimo da água escoada. Por outro lado, o íon amônio, por ser um cátion e permanecer trocável, ainda que absorvido pelas cargas negativas do solo é facilmente carregado pelo escoamento superficial (JOANNON et al., 2001).

Apesar do escoamento superficial apresentar as maiores concentrações de nitrogênio inorgânico, o seu transporte para o canal principal da microbacia não é representativo, fato explicado pela baixa ocorrência dessa via hidrológica dentro da microbacia.

No que se refere à solução do solo, as concentrações de $N-NO_3^-$ e $N-NH_4^+$ foram menores que as concentrações observadas em estudos desenvolvidos em outras áreas cobertas

com florestas e pastagem (MIRANDA et al., 1996; NEILL et al., 2001; NEU, 2005). Esse fato pode ser atribuído a propensão que o eucalipto tem, de absorver a forma amoniacal da solução do solo (SILVA et al., 2000), disponibilizando pouco desse composto para o processo de nitrificação. Em comparação aos estudos desenvolvidos em plantações de eucalipto como os apresentados por Laclau et al. (2003b) e Attiwill et al. (1996), as concentrações encontradas neste estudo também foram inferiores. Um fator que pode contribuir para as baixas concentrações de nitrogênio na solução do solo seria a alta relação C:N das folhas de eucalipto (GAMA RODRIGUES; BARROS; MENDONÇA, 1999; GARAY et al., 2003). A velocidade de decomposição das folhas é regulada por diversos fatores, dentre eles a propensão que o material tem para ser decomposto, que por sua vez é significativamente influenciado pela relação C:N do material (SWIFT; HEAL; ANDERSON, 1979). Valores elevados de C:N limitam a velocidade de decomposição devido à falta de nitrogênio, levando a biomassa microbiana a imobilizar este elemento.

A baixa qualidade da serapilheira encontrada em florestas plantadas, como as de eucalipto, decorre da alta concentração de lignina, que é a substância mais resistente à decomposição e conseqüentemente, à liberação de nutrientes (LISANERWORK; MICHELSEN, 1994; NDAW, 2003; FROUFE, 2003). Quanto melhor a qualidade nutricional e orgânica do material, mais eficiente é a biomassa microbiana na mineralização dos nutrientes, principalmente do nitrogênio (N). Além disso, a grande eficiência na ciclagem interna de nutrientes que leva ao rápido crescimento do eucalipto proporciona menor liberação de nutrientes para o solo (LISANERWORK; MICHELSEN, 1994).

É importante salientar que os nutrientes encontrados na solução do solo são aqueles disponíveis, e em ecossistemas onde a presença do nitrogênio é pequena, como no caso do presente estudo, a maior parte desse composto é utilizada no ciclo biogeoquímico, resultando em pequenas quantidades livres nesse compartimento. Corroborando com essa idéia, as

concentrações de N-NO_3^- e N-NH_4^+ encontradas nessa via hidrológica foram menores se comparadas com as encontradas na precipitação e precipitação interna, sugerindo a absorção desse elemento pelas raízes e a pequena taxa de mineralização na serapilheira e na matéria orgânica do solo.

Analisando temporalmente os dados de solução do solo, percebe-se que as maiores concentrações foram observadas quando o solo apresentava potenciais matriciais mais negativos, isto é, quando o solo está mais seco, apresentando maior aeração favorecendo o processo de mineralização e de nitrificação com a consequente liberação de N-NH_4^+ e N-NO_3^- para a solução do solo. Nesse sentido, Cantarella (2007) relata que a mineralização tende a decrescer à medida que a umidade do solo se aproxima da saturação. Assim, as taxas de mineralização se tornam mais baixas do que as observadas em condições de boa oxigenação.

As concentrações de nitrogênio inorgânico encontradas no aquífero freático também são muito baixas se comparadas a valores encontrados na literatura (MAÎTRE et al., 2003; BAKER; VERVIER, 2004). Por exemplo, Moster (2007) em um estudo realizado na estação experimental de Itatinga, para a água subterrânea em uma microbacia com plantação de eucalipto, encontrou uma concentração média de amônio em torno de $6 \mu\text{M}$, e uma concentração média de nitrato em torno de $2 \mu\text{M}$, mostrando que no presente estudo a concentração de nitrogênio inorgânico, é ínfima. Os baixos valores de concentração de amônio podem ser explicados pela alta assimilação por parte da biota, ou também pela baixa mobilidade desse composto nitrogenado se comparado ao nitrato.

Com relação às concentrações de nitrogênio inorgânico presentes no canal principal da microbacia ($2,1 \mu\text{M}$ para N-NO_3^- e $0,71 \mu\text{M}$ para N-NH_4^+), nota-se que a forma nítrica é predominante, fato também observado em outros estudos (CAMPBELL et al., 2000; SILVA, 2005; SILVA et al., 2007; ANDRADE, 2008). Segundo Peterson et al. (2001) a causa

principal para esta predominância é a rápida remoção do amônio em curso d'água pelos microorganismos presente no mesmo.

Oliveira (1989) em um estudo realizado no município de Agudos (SP), em duas microbacias com cobertura florestal de eucalipto, encontrou a concentrações de N-NO_3^- na água do canal, similares a encontradas neste estudo. Ranzini e Lima (2002) em um estudo realizado no Vale do Paraíba, em uma área com cobertura florestal de *Eucalyptus saligna*, encontraram para duas microbacias, concentrações de N-NO_3^- variando de 1 a 2 μM , e de N-NH_4^+ torno de 2 μM . Fato também observado por Arcova, Cicco e Lima (1985) que em estudo desenvolvido em uma área de Mata Atlântica, encontraram uma concentração média igual a 5 μM de N-NO_3^- . Já Andrade (2008), em um estudo realizado no município de Ubatuba-SP, em rios que drenavam em sua grande maioria, regiões de Mata Atlântica, encontrou concentrações superiores para ambas as espécies de nitrogênio inorgânico, sendo a concentração média de N-NH_3^- igual a 12,3 μM de e de N-NH_4^+ igual a 2,1 μM

Como a relação superfície/volume do rio principal da microbacia, é em geral alta, tendo uma razão média em torno de cinco, pode-se considerá-lo um local apropriado para ocorrer expressiva assimilação de nitrogênio inorgânico, como relatado por Peterson et al., 2001 e por Pinay, Clement e Naiman (2002), ajudando explicar os valores baixos encontrados para o nitrogênio inorgânico.

No tocante a variação temporal da concentração de N-NO_3^- na água do rio, nota-se que o período em que as concentrações foram mais elevadas, coincidiu com o período em que a microbacia apresentava os menores deflúvios diários (período de seca), ainda que a variação durante este período tenha sido errática (Figura 34a). A mesma tendência foi observada por Arcova, Cicco e Lima (1985). Nesse período, baseando-se no estudo das hidrógrafas (Figuras 29, 30 e 31), conclui-se que o escoamento de base é o principal contribuinte para o deflúvio. Deve-se levar em consideração também, que no período onde os valores de deflúvio são

maiores, pode haver uma diluição desse composto, sendo o mesmo, portanto, somente detectável no período de seca.

Essas baixas concentrações de nitrato encontradas na água do rio foram similares as baixas concentrações encontradas por Perakis e Hedin (2002), que investigaram vários rios que drenavam florestas do Chile. Os autores mostraram que em locais onde há deposição de nitrogênio é baixa há um predomínio de formas orgânicas de nitrogênio na água dos riachos. Outro fato, é a alta relação C:N da serapilheira do eucalipto, que pode explicar as baixas concentrações de nitrogênio inorgânico nos rios, pois segundo Lovett, Weathers e Arthur (2002), a relação C:N da matéria orgânica do solo é um dos fatores preponderantes que determinam a exportação de N em microbacias, sendo que a concentração média do nitrogênio inorgânico nos rios é inversamente relacionada com a relação C:N da matéria orgânica do solo.

No que se refere à variação temporal do N-NH_4^+ , nota-se que em nenhum período a concentração desta espécie esteve acima do limite de detecção, sendo um indício de que além a assimilação existente pela biota dentro do canal, esse composto apresenta uma baixa mobilidade dentro do ecossistema, e que é assimilado pelas árvores de eucalipto.

A carga de nitrogênio inorgânico via fluvial, observada neste estudo ($0,1 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$), é mais baixa em relação a vários outros estudos realizados em áreas cultivadas com eucaliptos (VITAL et al., 1999; RANZINI; LIMA, 2002), cujos valores variam de $0,8 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ a $2,4 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ e a outros trabalhos em diversas coberturas florestais (LIKENS et al., 1977; ARCOVA; CICCO, 1997; OLIVEIRA, 1989; AROVA; CICCO; SHIMOMICHI, 1993; SALEMI, 2009) cujos valores variaram de $0,15 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ a $16 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$.

Estudos do balanço de nitrogênio inorgânico associado à água, realizados no Brasil, mostram uma grande variação na entrada de nutrientes, principalmente nitrogênio, via precipitação e saída via deflúvio (Tabela 10).

Tabela 10 - Entrada, saída e balanço de nitrogênio inorgânico em $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ para diversas microbacias, com diferentes coberturas vegetais.

| Vegetação | Nitrogênio | | |
|--|--------------|----------|---------|
| | Precipitação | Deflúvio | Balanço |
| Mata Atlântica ⁽¹⁾ | 11,0 | 15,8 | -4,8 |
| <i>Eucalyptus Saligna</i> ⁽²⁾ | 9,7 | 0,8 | 8,9 |
| <i>Eucalyptus Saligna</i> ⁽²⁾ | 9,7 | 1,5 | 8,2 |
| <i>Eucalyptus Saligna</i> ⁽³⁾ | 22 | 1,3 | 21,1 |
| <i>Eucalyptus Saligna</i> ⁽³⁾ | 22,4 | 2,4 | 20,0 |
| <i>Pinus Taeda</i> ⁽⁴⁾ | 3,8 | 0,09 | 3,7 |
| <i>Pinus Taeda</i> ⁽⁴⁾ | 3,8 | 0,1 | 3,7 |
| Presente estudo | 2,35 | 0,14 | 2,2 |

Nota: Arcova; Cicco e Shimomichi (1993)⁽¹⁾; Vital et al. (1999)⁽²⁾; Ranzini e Lima (2002)⁽³⁾; Oki (2002)⁽⁴⁾.

Balanços positivos geralmente são encontrados em bacias hidrográficas em áreas com cobertura florestal de eucalipto (Tabela 10). Contudo, o balanço no presente trabalho apresentou-se menor que nos estudos apresentados na Tabela 10, o que mostra que o fluxo desse nutriente, na microbacia em estudo, é bem modesto. Um fato que contribui para a diferença entre os saldos dos balanços são as diferenças entre a entrada e saída desse nutriente entre os estudos. Outro fato relevante, é que o funcionamento de uma microbacia é muito complexo, sendo que esse balanço é uma representação superficial do fluxo desse nutriente, uma vez que a demanda entre as vegetações podem variar, e a contribuição de nitrogênio via precipitação é altamente influenciada pelas fontes de poluição, como já mencionado acima.

6. CONCLUSÕES

Os resultados do balanço hidrológico e da dinâmica do nitrogênio inorgânico (N-NO_3^- e N-NH_4^+) nos diferentes compartimentos da microbacia com cobertura de florestal de eucalipto demonstram que em termos hidrológicos, a capacidade de infiltração do solo, quase sempre superior a intensidade de chuva predominante na microbacia (normalmente $< 5\text{mm.h}^{-1}$), favorece a infiltração da água no solo, tendo como consequência, a pouca geração do escoamento superficial e a predominância do escoamento de base (88% da contribuição total) na geração do deflúvio. Essa água infiltrada é em grande parte absorvida pela vegetação, principalmente no período seco, embora em momento algum o potencial matricial atinja valores inferiores a -1500 kPa .

Levando-se em conta as entradas e saídas hidrológicas de nitrogênio inorgânico, pode-se afirmar que a microbacia apresenta um ciclo conservativo para o elemento. As baixas perdas fluviais de N (especialmente de N-NH_4^+) são o resultado da absorção pela vegetação do N aportado via precipitação, fertilização e daquele estocado no solo da microbacia, e desta forma, acredita-se que a sustentabilidade do plantio possa ser comprometida se as exportações de N via colheita de madeira exceda as entradas.

REFERENCIAS

- ABER, J. D.; NADELHOFFER, K. J.; STEUDLER, P.; MELLILO, J.M. Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. **BioScience**, Washington, v. 39, p. 378-386, 1989.
- ABER, J. D.; GOODALE, C. L.; OLLINGER, S. V.; SMITH, M. L.; MAGILL, A. H.; MARTIN, M. E.; HALLETT, R. A.; STODDARD, J. L. Is nitrogen deposition altering the nitrogen status of northeastern forests? **BioScience**, Washington, v. 53, n. 4, p. 375-389, 2003.
- AGROTECA TANABI. **Eucalipto**. Tanabi, 2008. Disponível em: <http://www.agrotecatanabi.com.br/vendasmudas_eucalipto.html>. Acesso em: 16 jul. 2008.
- ALFENAS, A. C.; ZAUZA, E. A. V.; MAFIA, R. G.; ASSIS, T. F. **Clonagem e doenças do eucalipto**. Viçosa: UFV, 2004. 442 p.
- ALMEIDA, M. D. **Identificação dos principais fatores de controle do aporte atmosférico de substâncias inorgânicas no maciço do Itatiaia-RJ**. 2001. 168 p. Dissertação (Mestrado em Geoquímica Ambiental) - Universidade Federal Fluminense, Rio de Janeiro, 2001.
- ALMEIDA, A. C.; SOARES, J. V. Comparação entre uso de água em plantações de *Eucalyptus grandis* e floresta ombrófila densa (Mata Atlântica) na costa Leste do Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 27, n. 2, p. 159-170, 2003.
- ALMEIDA, V. P. S. **Acidez orgânica da precipitação e uso do solo nas regiões dos Parques Estaduais de Intervales e Morro do Diabo (Estado de São Paulo)**. 2006. 97 p. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.
- ALTMAN, D. G.; BLAND, J. M. Quartiles, quintiles, centiles and other quantiles. **British Medical Journal**, London, v. 309, n. 6960, p. 996, 1994.
- AMOOZEGAR, A. Compact constant head permeameter: A convenient device for measuring hydraulic conductivity. In: TOPP, C. G. (Ed.). **Advances in measurement of soil physical properties: bringing theory into practice**. Madison: SSSA, 1992. p. 31-42. (Section Publication, 30).
- ANDRADE, T. M. B. **Dinâmica das formas dissolvidas de nitrogênio e carbono em microbacias da Mata Atlântica no município de Ubatuba – SP**. 2008. 100 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.
- ANDREAE, M. O.; TALBOT, R. W.; ANDREAE, T. W. HARRIS, R. C. Formic and acetic acid over the central Amazon region, Brazil 1. Dry season. **Journal of Geophysical Research**, New York, v. 93, p. 1616-1624, 1988.
- ANDRÉASSIAN, V. Waters and forests: from historical controversy to scientific debate. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v.2 91, p. 1-27, 2004.

ANIDO, N. M. R. **Caracterização hidrológica de uma microbacia experimental visando identificar indicadores de monitoramento ambiental**. 2002. 69 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

ARCOVA, F. C. S. **Balço hídrico, características do deflúvio e calibragem de duas microbacias hidrográficas na Serra do Mar. Piracicaba**. 1996. 130 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1996.

ARCOVA, F. C. S.; CICCIO, V.; LIMA, W. P. Balço dos nutrientes Ca⁺², Mg⁺², Na⁺¹, K⁺¹ e NO₃ em bacia hidrográfica experimental com vegetação natural do parque estadual da serra do mar- Núcleo Cunha-SP. **IPEF**, Piracicaba, n. 31, p. 61-67, 1985.

ARCOVA, F. C. S.; CICCIO, V.; SHIMOMICHI, P. Y. Qualidade da água e dinâmica dos nutrientes em bacias hidrográficas recobertas por floresta de Mata Atlântica. **Revista do Instituto Florestal de São Paulo**, São Paulo, v. 5, n. 1, p. 1-20, 1993.

ARCOVA, F. C. S.; CICCIO, V. Características do deflúvio de duas microbacias hidrográficas no Laboratório de Hidrologia Florestal Walter Emmerich, Cunha - SP. **Revista Instituto Florestal de São Paulo**, São Paulo, v. 9, n. 2, p. 153-170, 1997.

ARCOVA, F. C. S.; LIMA, W. P.; CICCIO, V. Balço hídrico de duas microbacias hidrográficas no laboratório de hidrologia florestal Walter Emmerich, São Paulo. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 10, n. 1, p. 39-51, 1998.

ARCOVA, F. C. S.; CICCIO, V.; ROCHA, P. A. B. Precipitação efetiva e interceptação das chuvas por floresta de Mata Atlântica em uma microbacia experimental em Cunha, São Paulo. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 27, n. 2, p. 257-262, 2003.

ASTON, A. R. Rainfall interception by eight small trees. **Journal Hydrology**, Amsterdam, v. 42, p. 383-396, 1979.

ATTIWILL, P. M.; POLGLASE, P. J.; WESTON, C. J.; ADAMS, M. A. Nutrient cycling in forests of south-eastern Australia. In: ATTIWILL, P. M.; ADAMS, M. A. (Ed.). **Nutrition of eucalyptus**. Canberra: CSIRO, 1996. p. 191-224.

BABALOLA, O.; SAMIE, A. G. The use of a neutron technique in studying soil moisture profiles under forest vegetation in the northern Guinea zone of Nigeria. **Tropical Science**, London, v. 14, n. 2, p. 159-68, 1972.

BAKER, M. A.; VERVIER, P. Hydrological variability, organic matter supply and denitrification in the Garonne River ecosystem. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 49, p. 181-190, 2004.

BALIEIRO, F. C.; CUNHA, C. F.; FRANCO, A. A. Coletor de água para avaliação do escoamento em tronco de espécies arbóreas. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 25, n. 2, p. 167-173, 2001.

BALIEIRO, F. C.; FRANCO, A. A.; FONTES, R. L. F.; DIAS, L. D.; CAMPELLO, E. F. C.; FARIA, S. M. Evaluation of the throughfall and stemflow nutrient contents in mixed and pure plantations of *Acacia mangium*, *Pseudosamanea guachapele* and *Eucalyptus grandis*. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 31, n. 2, p. 339-346, 2007.

BARROS, N. F.; NEVES, J. C. L.; NOVAIS, R. F. Recomendação de fertilizantes minerais em plantios de eucalipto. In: GONÇALVES, J. L. M.; BENEDETTI, V. **Nutrição e fertilização florestal**. Piracicaba: IPEF, 2000. p. 270-286.

BARROS, N. F.; NOVAIS, R. F. **Relação solo-eucalipto**. Viçosa: Editora Folha de Viçosa, 1990. 330 p.

BERNER, R.; BERNER, E. K. **The global water cycle: geochemistry and environment**. New Jersey: Prentice Hall, 1987. 387 p.

BIGGS, T. W.; DUNNE, T.; MARTINELLI, L. A. Natural controls and human impacts on stream nutrients concentrations in a deforested region of the Brazilian Amazon basin. **Biogeochemistry**, Amsterdam, v. 68, n. 2, p. 227-257, 2004.

BIGGS, T. W.; DUNNE, T.; DOMINGUES, T. F.; MARTINELLI, L. A. Relative influence of natural watershed properties and human disturbance on stream solute concentrations in the southwestern Brazilian Amazon basin. **Water Resources Research**, Washington, v. 38, n. 8, p. 11-50, 2002.

BONILLA, A. L. C. **Balço de nitrogênio em microbacias pareadas (floresta vs. pastagem) no estado de Rondônia**. 2005. 69 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

BOTELHO, R. G. M. Planejamento ambiental em microbacia hidrográfica. In: GUERRA, A. J. T.; SILVA, A. S.; BOTELHO, R. G. M. (Org.). **Erosão e conservação dos solos: conceitos, temas e aplicações**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1999. p. 269-300.

BORMANN, F. H.; LIKENS, G. E. Nutrient cycling. **Science**, Washington, v. 155, p. 424-429, 1967.

BOSCH, J. M.; HEWLETT, J. D. A review of catchment experiments to determine the effects of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 55, p. 3-23, 1982.

BRITO, L. F. **Erosão hídrica de Latossolo Vermelho distrófico típico em áreas de pós-plantio de eucalipto na região de Guanhões (MG)**. 2004. 78 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2004.

BROWN, A. E.; ZHANG, L.; McMAHON, T. A.; WESTERN, A. W.; VERTESSY, R. A. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alteration in vegetation. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 310, p. 28-61, 2005.

BRUIJNZEEL, L. A. Nutrient input-output budgets of tropical forest ecosystems: a review. **Journal of Tropical Ecology**, London, v. 7, p. 1-24, 1992.

_____. **Hydrology of moist tropical forests and the effects of conversion: a state of knowledge review.** Paris: Faculty of Earth Sciences Free University, Amsterdam, 1990. 224 p. (Humid Tropics Programme of IHP-UNESCO).

CALDER, J. R. Water use of eucalypts- a review with special reference to South India. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 11, p. 333-342, 1986.

CAMARA, C. D. **Efeitos do corte raso do eucalipto sobre o balanço hídrico e a ciclagem de nutrientes em uma microbacia experimental.** 1999. 77 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1999.

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

CAMARGO, A. P.; CAMARGO, M. B. P. Uma revisão analítica sobre evapotranspiração potencial. **Bragantia**, Campinas, v. 2, n. 59, p. 125-137, 2000.

CAMPBELL, J. L.; HORNBECK, J. W.; MCDOWELL, W. H.; BUSO, B. C.; SHANLEY, J. B.; LIKENS, G. E. Dissolved organic nitrogen budgets for upland, forested ecosystems in New England. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 49, n. 2, p. 123-142, 2000.

CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V., V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (Ed.). **Fertilidade do solo.** Viçosa: SBCS, 2007. p. 375-470.

CHAPMAN, P. J.; EDWARDS, A. C.; CRESSER, M. S. The nitrogen composition of streams in upland Scotland: some regional and seasonal differences. **The Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 265, p. 265-283, 2001.

CHEN, G. X.; YU, K. W.; LIAO, L. P.; XU, G. S. Effect of human activities on forest ecosystems: N cycle and soil fertility. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 57, n. 1, p. 47-54, 2000.

CHOW, V. T.; MAIDMENT, D. R.; MAYS, L. W. **Applied hydrology.** New York: McGraw-Hill Book Company, 1988. 572 p.

CICCO, V.; ARCOVA, F. C. S.; RANZINI, M.; SANTOS, J. B. A.; FORTI, M. C. Recursos hídricos na Mata Atlântica: estudo de caso do Laboratório de Hidrologia Florestal Walter Emmerich, Cunha – SP. In: SEMINÁRIO DE RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO PARAÍBA DO SUL: O EUCALIPTO E O CICLO HIDROLÓGICO, 1., 2007, Taubaté. **Anais...** Taubaté: IPABHi, 2007. p. 25-33.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. **Normalização Técnica L4001.** São Paulo, 1978.

COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS - CPRM. **Programa Geologia do Brasil:** integração, atualização e difusão de dados da geologia do Brasil. São Paulo, 2006. 1 CD-ROM.

CROCKFORD, R. H.; RICHARDSON, D. P.; SAGEMAN, R. Chemistry of rainfall, throughfall and stemflow in a eucalypt forest and a pine plantation in south-eastern Australia.3. Stemflow and total inputs. **Hydrology Processes**, Bristol, v. 10, p. 25-42, 1996.

DANTAS, M.; PHILLIPSON, J. Litterfall and litter nutrient content in primary and secondary Amazonian "Terra Firme" forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 5, n. 1, p. 27-36, 1989.

DAVIES, B. R.; WALKER, K. F. River systems as ecological units. An introduction to the Ecology of River Systems. In: _____. **Ecology of river systems**. Dordrecht: Dr. W. Junk Publishers, 1986. p. 1-8.

DIAS, H. C. T.; FIGUEIRA, M. D.; SILVEIRA, V.; FONTES, M. A. L.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; SCOFORA JUNIOR S. Variação temporal de nutrientes na serapilheira de um fragmento de florestal estacional semidecidual Montana em Lavras, MG. **CERNE**, Lavras, v. 8, n. 2, p. 1-17, 2002.

DUNNE, T. Field studies of hillslope flow processes. In: KIRKBY, M. J. (Ed.). **Hillslope hydrology**. Chichester: John Wiley & Sons, 1978. p. 227-293.

DUNNE, T.; LEOPOLD, L. B. **Water in the environmental planning**. São Francisco: W.H. Freeman and Company, 1978. 818 p.

DODDS, W. K.; EVANS-WHITE, M. A.; GERLANC, N. M.; GRAY, L.; GUDDER, D. A.; KEMP, M. J.; LOPEZ, A. L.; STAGLIANO, D.; STRAUSS, E. A.; TANK, J. L.; WHILES, M. R.; WOLLHEIM, W. M. Quantification of nitrogen cycle in Prairie streams. **Ecosystems**, New York, v. 3, p. 574-589, 2000.

DONATO, C. F.; RANZINI, M.; CICCIO, V.; ARCOVA, F. C. S.; SOUZA, L. F. S. Balanço de massa em microbacia experimental com mata atlântica, na serra do mar, cunha, SP. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 20, n. 1, p. 1-11, 2008.

ELSENBEER, H.; CASSEL, K.; CASTRO, J. Spatial analysis of soil hydraulic conductivity in a tropical rain forest catchment. **Water Research Resources**, Washington, v. 28, p. 3201-3214, 1992.

ELSENBEER, H.; NEWTON, B. E.; DUNNE, T.; MORAES, J. M. Soil hydraulic conductivities of latosols under forest, pasture and teak in Rondônia, Brazil. **Hydrological Processes**, Bristol, v. 13, p. 1417-1422, 1999.

FARIA, L. C. **Determinação condutimétrica de nitrato, nitrito, amônio e uréia em análise por injeção em fluxo e construção de um analisador automático**. 1992. 104 p. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Química, Universidade de Campinas, Campinas, 1992.

FELLER, M. C. Water balances in *Eucalyptus regnans*, *E. obliqua* and *P. radiata* forests in Victoria. **Australian Forestry**, Melbourne, v.44, p.153-161, 1981.

FENN, M. E.; POTH, M. A.; ABER, J. D.; BARON, J. S.; BORMANN, B. T.; JOHNSON, D. W.; LEMLY, A. D.; MCNULTY, S. G.; RYAN, D. F.; STOTTLEMYER, R. Nitrogen

excess in North American Ecosystems: predisposing factors, ecosystem responses and management strategies. **Ecological Applications**, Washington, v. 8, n. 3, p. 706-733, 1998.

FIEBIGER, G. Watershed management. In: PENSEL, L. (Ed.). **Tropical forestry handbook**. Berlim: Springer-Verlag, 1993. cap. 14, p. 849-903.

FILL, H. D. Informações hidrológicas. In: BARTH, F. T.; POMPEU, C. T.; FILL, H. D.; TUCCI, C. E. M.; KELMAN, J. BRAGA JUNIOR, B. P. F. **Modelos para gerenciamento de recursos hídricos**. São Paulo: ABRH, 1987. cap. 2, p. 95-210.

FOELKEL, C. Minerais e nutrientes das árvores dos eucaliptos: Aspectos ambientais, fisiológicos, silviculturais e industriais acerca dos elementos inorgânicos presentes nas árvores. **Eucalyptus Online Book & Newsletter**, 2005. Disponível em: http://www.eucalyptus.com.br/capitulos/capitulo_minerais.pdf. Acesso em: 10 out. 2007.

FORTI, M. C.; BICUDO, D. C.; BOUROTTE, C.; CICCIO, V.; ARCOVA, F. C. S. Rainfall and throughfall chemistry in the atlantic Forest: a comparison between urban and natural areas (São Paulo State, Brazil). **Hydrology and Earth System Sciences**, Northeim, v. 9, n. 6, p. 570-585, 2005.

FROUFE, L. C. M. **Decomposição de folhas de plantios de eucalipto e pupunha e em um fragmento da mata atlântica, no Norte Fluminense**. 2003. 142 p. Tese (Doutorado em Produção Vegetal) – Universidade Estadual do Norte Fluminense, Rio de Janeiro, 2003.

FUJIEDA, M.; KUDOH, T.; CICCIO, V.; CARVALHO, J. L. Hydrological processes at two subtropical forest catchments: the Serra do Mar, São Paulo, Brazil. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 196, p. 26-46, 1997.

GALLOWAY, J. N.; LIKENS, G. E.; KEENE, W. C.; MILLER, J. M. The composition of precipitation in remote areas of the world. **Journal Geophysical Research**, Washington, v. 87, p. 8771-8786, 1982.

GALLOWAY, J. N. The global nitrogen cycle: changes and consequences. **Environmental Pollution**, London, v. 102, p. 15-24, 1998.

GALLOWAY, J. N.; ABER, J. D.; ERSIMAN, J. W.; SEITZINGER, S. P.; HOWARTH, R. W.; COWLING, E. B.; COSBY, J. The nitrogen cascade. **BioScience**, Washington, v. 53, n. 4, p. 341-356. 2003.

GALLOWAY, J. N.; DENTENER, F. J.; CAPONE, D. G.; BOYER, E. W.; HOWARTH, R. W.; SEITZINGER, S. P.; ASNER, G. P.; CLEVELAND, C.; GREEN, P.; HOLLAND, E.; KARL, D. M.; MICHAELIS, A. F.; PORTER, J. H.; TOWNSEND, A.; VORÖSMARTY, C. Nitrogen cycles: past and future. **Biogeochemistry**, Amsterdam, v. 70, p. 153-226, 2004.

GALY-LACAUX, C. G.; MODI, I. A. Precipitation chemistry in the Sahelian savanna of Niger, Africa. **Journal of Atmospheric Chemistry**, Dordrecht, v. 30, p. 319-343, 1998.

GAMA-RODRIGUES, A. C.; BARROS, N. F.; MENDONÇA, E. S. Alterações edáficas sob plantios puros e misto de espécies florestais nativas do sudeste da Bahia, Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, p. 581-592, 1999.

GAMA-RODRIGUES, A.; BARROS, N. F. Ciclagem de nutrientes em floresta natural e em plantios de eucalipto e de dandá no sudeste da Bahia, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 26, n. 2, p. 193-207, 2002.

GASH, J. H. C.; NOBRE, C. A.; ROBERTS, J. M.; VICTORIA, R. L. An overview of Abracos. In: _____. **Amazonian deforestation and climate**. Chichester: Wiley, 1996. p. 1-14.

GARAY, I.; KINDEL, A.; CARNEIRO, R.; FRANCO, A. A.; BARROS, E.; ABBADIE, L. Comparação da matéria orgânica e de outros atributos do solo entre plantações de *Acacia mangium* e *Eucalyptus grandis*. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 705-712, 2003.

GINÉ-ROSIAS, M. F. G. **Determinação espectrofotométrica simultânea de nitrato e nitrito em águas e solos por injeção em fluxo contínuo**. 1979. 70 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1979.

GODSEY, S.; ELSENBEER, H. The soil hydrologic response to forest regrowth: a case study from southwestern Amazonia. **Hydrological Processes**, Bristol, v. 16, p. 1519-1522, 2002.

GROPPO, J. D. **Caracterização hidrológica e dinâmica do nitrogênio em uma microbacia coberta por floresta ombrófila densa**. 2008. 30 p. Qualificação (Doutorado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

HALL, R. L.; CALDER, J. R.; ROSIER, P. T. W.; SWAMINATH, M. H.; MUMTAZ, J. Measurements and modeling of interception loss from a eucalyptus plantation in Southern India. In: CALDER, J. R.; HALL, R. L.; ADLARD, P. G. (Ed.). **Growth and water use of forest plantations**. Chichester: Wiley, 1992. p. 270-289.

HAAG, H. P. **Ciclagem de nutrientes em florestas tropicais**. Campinas: Fundação CARGIL, 1985. 144 p.

HEDIN, L. O.; ARMESTO, J. J.; JOHNSON, A. H. Patterns of nutrient loss from unpolluted, old growth temperate forests: evaluation of biogeochemical theory. **Ecology**, Brooklyn, v. 76, p. 493-509, 1995.

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

HIBBERT, A. R. Forest treatment effects on water yield. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM OF FOREST HYDROLOGY, 1., 1967, New York. Oxford: Pergamon Press, 1967. p. 527-543.

HODNETT, M.G.; PIMENTEL DE SILVA, L.; DA ROCHA, H.R.; CRUZ SENNA, R. Seasonal soil water storage changes beneath central Amazonian rainforest and pasture. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 170, p. 233-254, 1995.

HORNBECK, J. W.; ADAMS, M. B.; CORBETT, E. S.; VERRY, E. S.; LYNCH, J. A. Long term impacts of forest treatments on water yield: a summary for Northeastern USA. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 150, p. 323-344, 1993.

JACKSON, R. B.; JOBBÁGY, E. G.; AVISSAR, R.; ROY, S. B.; BARRET, D. J.; COOK, C. W.; FARLEY, K. A.; MAITRE, D. C.; MCCART, B. A.; MURRAY, B. C. Trading water for carbon with biological carbon sequestration, **Science**, Washington, v. 30, p. 1944-1947, 2005.

JIPP, P.H.; NEPSTAD, D.C.; CASSEL, D.K.; REIS DE CARVALHO, C. Deep soil moisture storage and transpiration in forests and pastures of seasonally-dry Amazonia. **Climatic Change**, Cambridge, v. 39, p. 395-412, 1998.

JOANNON, G.; POSS, R.; KORPRADITSKUL, R.; BRUNET, D.; BOONSOOK, P. Water and soil pollution in vineyards of central Thailand. **Water Science Technology**, London, v. 44, p. 113-121, 2001.

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

KARSCHON, R.; HETH, D. The water balance of plantation of *Eucaçyptus camaldulensis*. **Contribution on Eucalyptus in Israel**, Ilanot, v. 3, p. 7-34, 1967.

LACLAU, J. P.; RANGER, J.; BOUILLETA, J. P.; DIEU NZILAC, J.; DELEPORTE, P. Nutrient cycling in a clonal stand of Eucalyptus and adjacent savanna ecosystem in Congo. 1 Chemical composition rainfall, throughfall and stemflow solutions. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 176, p. 105-119, 2003a.

LACLAU, J. P.; RANGER, J.; DIEU NZILAC, J.; BOUILLETA, J. P.; DELEPORTE, P. Nutrient cycling in a clonal stand of Eucalyptus and adjacent savanna ecosystem in Congo. 2 Chemical composition of soil solutions. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 180, p. 527-544, 2003b.

LEITE, F. **Validação em análise química**. Campinas: Editora Átomo, 1998. 224 p.

LEVIA JUNIOR, D. F.; FORST, E. E. A review and evaluation of stemflow literature in the hydrologic and biogeochemical cycles of forested and agricultural ecosystems. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 274, p. 1-29, 2003.

LIMA, W. P. Interceptação da chuva por povoamentos de eucalipto e de pinheiro. **IPEF**, Piracicaba, n. 13, p. 75-90, 1976.

_____. Escoamento superficial, perdas de solo e de nutriente em microparcelas reflorestadas com eucalipto em solos arenosos no município de São Simão, SP. **IPEF**, Piracicaba, n. 38, p. 5-16, 1988.

_____. Overland flow and soil and nutrient losses from eucalyptus plantations. **IPEF International**, Piracicaba, n. 1, p. 35-44, 1990.

_____. Impactos da cultura de eucalipto. **Sivilcultura**, São Paulo, v. 64, p. 32-38, 1995.

_____. **Impacto ambiental do eucalipto**. 2. ed. São Paulo: EDUSP, 1996. 302 p.

_____. O eucalipto seca o solo?. **IPEF**, Piracicaba, v. 29, n. 1, 2004. Disponível em: <http://www.ipef.br/hidrologia/eucalipto-seca-o-solo.asp>. Acesso em: 04 jul. 2008.

_____. Floresta natural protege e estabiliza recursos hídricos. **Visão Agrícola**, Piracicaba, v. 4, p. 30-33, 2005.

LIMA, W. P.; REICHARDT, K. **Regime da água do solo sob florestas homogêneas de eucalipto e de pinheiro**. Piracicaba: CENA/USP, 1977. 31 p. (Boletim Científico, 043.31).

LIMA, W. P.; MOREIRA, R. M.; SCARDUA, F. P.; MASETTO, A.V. Hidrologia de uma microbacia com cobertura de floresta de eucalipto com 50 anos de idade na estação experimental de Itatinga, estado de São Paulo. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 50, p. 11-19, 1996.

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

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

_____. **As florestas plantadas e a água: implementando o conceito da microbacia como unidade de planejamento**. São Carlos: RIMA, 2006. 226 p.

LINDBERG, S. E.; LOVETT, G. M. Field measurements of particle dry deposition rates to foliage and inert surfaces in forest canopy. **Environmental Science Technology**. Washington, v. 19, n.3, p. 238-244, 1985.

LISANERWORK, N.; MICHELSEN, A. Litterfall and nutrient release by decomposition in three plantations compared with a natural forest in the Ethiopian highland. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 65, p. 149-164, 1994.

LIKENS, G.E.; BORMANN, F.H.; JOHNSON, N.M.; PIERCE, R.S. the calcium, magnesium, potassium and sodium budgets for small forested ecosystem. Durhan. **Ecology**, Washington, v. 48, n.5, p. 722-785, 1967.

LIKENS, G. E.; BORMANN, F. H.; JOHNSON, N. M. Nitrification: Importance to Nutrient Losses from a Cutover Forested Ecosystem. **Science**, Washington, v. 163, p. 1205-1206, 1969.

LIKENS, G. E.; BORMAN, F. H.; JOHNSON, N. M.; FISHER, D. W.; PIERCE, R. S. Effects of forest cutting and herbicide treatment on nutrient budgets in the Hubbard Brook watershed-ecosystem. **Ecological Monographs**, Ithaca, v. 40, p. 23-47, 1970.

LIKENS, G. E.; BORMANN, F. H.; PIERCE, R. S.; EATON, J. S.; JOHNSON, N. M. **Biochemistry of a forest ecosystem**. New York: Springer-Verlag, 1977. 146 p.

LOVETT, G. M.; WEATHERS, K. C.; ARTHUR, M. A. Control of nitrogen loss from forested watersheds by soil carbon:nitrogen ratio and trees species composition. **Ecosystems**, Amsterdam, v. 5, p. 712-718, 2002.

MAÎTRE, V.; COSANDEY, A.; DESAGHER, E.; PARRIAUX, A. Effectiveness of groundwater nitrate removal in a river riparian area: the importance of hydrogeological conditions. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 278, p. 76-93, 2003.

MARTINS, S. G.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; FERREIRA, M. M.; FONSECA, S.; MARQUES, J. J. G. S. M. Perdas de solo e água por erosão hídrica em sistemas florestais na região de Aracruz, Estado de Espírito Santo – Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 3, p. 395-403, 2003.

MARKEWITZ, D.; DAVIDSON, E. A.; FIGUEIREDO, R. O.; VICTORIA, R. L.; KRUSCHE, A. V. Control of Cation Concentrations in Stream Waters by Surface Soil Processes in an Amazonian Watershed. **Nature**, London, v. 410, p. 802-805, 2001.

MCDOWELL, W. H.; ASBURY, C. E. Export of Carbon, Nitrogen, and major ions from three tropical montane watersheds. **Limnology and Oceanography**, Grafton, v. 39, n. 1, p. 111-125, 1994.

McCULLOCH, J. S.; ROBINSON, M. History of forest hydrology. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 150, n. 2/4, p. 189-216, 1993.

MELLO, F. de A. F.; BRASIL SOBRINHO, M. de O. C.; ARZOLLA, S.; SILVEIRA, R. I.; COBRA NETTO, A.; KIEHL, J. de C. **Fertilidade do solo**. São Paulo: Nobel, 1989. 400 p.

MILER, J. C.; MILER, J. N. **Statistics for analytical chemistry**. Chichester: Ellis Horwood Limited, 1993. 232 p.

MIRANDA, J.; COSTA, L. M.; RUIZ, H. A.; MENDONÇA, E. M. Caracterização química de soluções extraídas de um latossolo vermelho-amarelo sob diferentes coberturas vegetais. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 46, p. 139-146, 1996.

MOLDAN, B.; CERNY, J. **Biogeochemistry of small catchments: a tool for environmental research**. New York: John-Wiley, 1994. 419 p.

MORAIS, E. J.; BARROS, N. F.; NOVAIS, R. F.; BRANDI, B. M. Biomassa e eficiência nutricional de espécies de eucalipto em duas regiões bioclimáticas de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciências de Solo**, Viçosa, v. 14, p. 353-362, 1990.

MORAES, J. M.; SCHULER, A. E.; GUANDIQUE, M. E. G.; MILDE, L. C.; GROppo, J. D.; MARTINELLI, L. A.; VICTORIA, R. L. Propriedades físicas dos solos na parametrização de modelos hidrológicos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 8, n. 1, p. 61-70, 2003.

MORAES, J. M.; SCHULER, A. E.; DUNNE, T.; FIGUEIREDO, R. O.; VICTORIA, R. L. Water storage and runoff processes in plinthic soils under forest and pasture in Eastern Amazonia. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 20, p. 2509-2526, 2006.

MOSCA, A. A. O. **Caracterização hidrológica de duas microbacias visando a identificação de indicadores hidrológicos para o monitoramento ambiental do manejo de florestas plantadas**. 2003. 88 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

MOSTER, C. **Avaliação hidrológica da zona ripária através da análise da água subterrânea ao longo das vertentes de uma microbacia experimental**. 2007. 82 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

MOSTER, C.; LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B.; CÂMARA, C. D. Determinação do ano hidrológico visando a quantificação do balanço hídrico em microbacias experimentais. **Circula Técnica IPEF**, Piracicaba, n. 197, p. 1-6, 2003.

MORTATTI, J.; PROBST, J. L. **Hidrogeoquímica de bacias de drenagem**. Piracicaba: CENA/USP, 1998. 232 p.

MUCHOVEJ, R. M. C.; REHCIGL, J. E. Impact of nitrogen fertilization of pastures and turfgrass on water quality. In: LAW, R.; STEWART, B. A. (Ed.). **Soil processes and water quality**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1994. p. 91-135.

NADELHOFFER, K. J.; FRY, B. Controls on natural Nitrogen-15 and Carbon-13 abundance in forest soil organic matter. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 52, p. 1633-1640, 1988.

NÁVAR, J.; BRYAN, R. Interception loss and rainfall redistribution by three semi-arid growing shrubs in northeastern Mexico. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 115, p. 51-63, 1990.

NDAW, S. M. **Diversidade, biomassa e atividade microbiana como indicadores da qualidade de solo e da serrapilheira em sítios sob diferentes coberturas vegetais na região Norte Fluminense**. 2003. 98 p. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) – Universidade Estadual do Norte Fluminense - UENF, Campos do Goytacazes, Rio de Janeiro, 2003.

NEILL, C.; DEEGAN, L. D.; CERRI, C. C.; THOMAZ, S. Deforestation for pasture alter nitrogen and phosphorus in small Amazonian streams. **Ecological Applications**, Washington, v. 11, n. 6, p. 1817-1828, 2001.

NEU, V. **Influência da cobertura vegetal na ciclagem de nutrientes via solução do solo na região de Manaus – AM**. 2005. 93 p. Dissertação (Mestrado e Ecologia de Agroecossistema) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

NEWMAN, M. C.; DIXON, P. M.; LOONEY, B. B.; PINDER, J. E. Estimating mean and variance for environmental samples with below detection limit observation. **Water Resources**, New York, v. 26, n. 4, p. 905-916, 1989.

NORTCLIFF, S.; ROSS, S. M.; THORNES, J. B. Soil moisture, runoff and Sediment yield from differentially cleared tropical rainforest plots. In THORNES, J. B. **Vegetation and erosion**. Chichester: John Wiley & Sons, 1990. p. 419–436.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Editora Guanabara, 1988. 434 p.

OLERIANO, E. S.; DIAS, H. C. T. A dinâmica da água em microbacias hidrográficas reflorestadas com eucalipto. In: SEMINÁRIO DE RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO PARAIBA DO SUL: O EUCALIPTO E O CICLO HIDROLÓGICO, 1. 2007, Taubaté. **Anais...** Taubaté: IPABHi, 2007. p. 215-222.

OKI, V. K. **Impactos da colheita de *Pinus taeda* sobre o balanço hídrico, a qualidade da água e a ciclagem de nutrientes em microbacias**. 2002. 87 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

OLIVEIRA, F. A. **Produção e qualidade da água e bacias hidrográficas contendo diferentes coberturas vegetais na região de agudos São Paulo**. 1989. 82 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1989.

OLIVEIRA, L. R. R. **Deposição atmosférica de elementos-chave, através da chuva, em floresta ombrófila densa no Parque Estadual da Serra do Mar**. 2007. 57 p. Dissertação (Mestrado) – Química na Agricultura e no Ambiente). – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

O'LOUGHLIN, E. M. Water pathways trough catcmnts and their relation to nutrient losses. In: IUFRO WORKSHOP ON WATER AND NUTRIENT SIMULATION MODELS, 1981, Mirmensdorf. **Proceedings...** Mirmensdorf: IUFRO, 1981. p. 123-134.

PERAKIS, S. S.; HEDIN, L. O. Nitrogen loss from unpolluted south American forests mainly via dissolved organic compounds. **Nature**, London, v. 415, p. 416-419, 2002.

PEREIRA, A. R. **Biomassa e ciclagem de nutrientes minerais em povoamentos jovens de *Eucalyptus grandis* e *Eucalyptus urophylla*, em região de cerrado**. 1990. 167 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1990.

PEREIRA, A. R.; VILA NOVA, N. A.; SEDYAMA, G. C. **Evapo(transpi)ração**. Piracicaba: ESALQ, 1997. 183 p.

PERRY, D. A.; MAGHEMBE, J. Ecosystem concepts and current trends in forest management: time for reappraisal. **Forest Ecology and Management**, Oxford, v. 26, p. 123-140, 1989.

PETERJOHN, W. T.; ADAMS, M. B.; GILLIAM, F. S. Symptoms of nitrogen saturation in two central Appalachian hardwood forest ecosystems. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 35, p. 507-522, 1996.

PETERSON, J. P.; WOLLHEIM, W. M.; MULHOLLAND, P. J.; WEBSTER, J. R.; MEYER, J. L.; TANK, J. L.; MARTÍ, E.; BOWDEN, W. B.; VALETT, H. M.; HERSHEY,

A. E.; MCDOWELL, W. H.; DODDS, W. K.; HAMILTON, S. K.; GREGORY, S.; MORRALL, D. D. Control of nitrogen export from watersheds by headwater streams. **Science**, Washington, v. 292, p. 86-90, 2001.

PINAY, G.; CLÉMENT, J. C.; NAIMAN, R. J. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes on nitrogen cycling in fluvial systems. **Environmental Management**, New York, v. 30, p. 481-491, 2002.

PINTO, N. L. de S.; HOLTZ, A. C. T.; MARTINS, J. A.; GOMIDE, F. L. S. **Hidrologia básica**. 1. ed. São Paulo: Edgard Blücher, 1976. 279 p.

PIRES, L. S.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; LEITE, F. P.; BRITO, L. F. Erosão hídrica pós plantio em florestas de eucalipto na região Centro-Leste de Minas gerais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, n. 4, p. 687-695, 2006.

POGGIANI, F. Ciclagem de nutrientes e manutenção da produtividade da floresta plantada. In: PENEDO, W. R. (Ed.). **Gaseificação da madeira e carvão vegetal**. Belo Horizonte: Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais /CETEC, 1981. 1 v. (Série de Publicações Técnicas, 4).

_____. **Ciclagem de nutrientes em ecossistemas de plantações florestais de eucalyptus e Pinus**. Implicações silviculturais. 1985. 210 p. Tese (Livre-Docência) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1985.

_____. Aspectos ambientais da exploração de florestas naturais e de plantações de eucaliptos. **Silvicultura**, São Paulo, v. 16, n. 62, p. 5-10, 1995.

_____. **Produção de biomassa e balanço nutricional em plantações de eucaliptos e pinheiros**. Implicações silviculturais. Piracicaba: ESALQ, DCF, 1986. 20 p.

POGGIANI, F.; MONTEIRO JUNIOR, E. S. Deposição de folhedo e retorno de nutrientes ao solo numa floresta estacional semidecídua em Piracicaba (Estado de SP). In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6., 1990, Campos do Jordão. **Anais...** São Paulo: Sociedade Brasileira de Silvicultura, 1990. p. 596-602.

PORTO, R. L.; FILHO, K. Z.; SILVA, R. M. **Medição de vazão e curva chave**. São Paulo: Escola Politécnica/USP, 2003. 49 p.

POORE, M. E. D.; FRIES, C. **The ecological effects of eucalyptus**. Rome: FAO, 1985. 87 p. (Forestry Paper, 59).

PRITCHETT, W. L. **Properties and management of Forest soil**. New York: John Wiley & Sons, 1987. 500 p.

POZZEBON, E. J. **Simulação de escoamento em microbacia hidrográfica utilizando sistemas de informações geográficas e de modelagem hidrológica**. 2000. 234 p. Tese (Doutorado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2000.

RAMAKRISHMA, K.; DAVIDSON, E. A. Intergovernmental negotiations on criteria and indicators for the management, conservation, and sustainable development of forests: what role for forest soil scientists? In: ADAMS, M. B.; RAMAKRISHNA, K.; DAVIDSON, E. A. **The contribution of soil science to the development of and implementation of criteria and indicators of sustainable forests management**. Madison: SSSA, 1998. p. 1-15.

RANZINI, M.; LIMA, W. P. Comportamento hidrológico, balanço de nutrientes e perdas de solo em duas microbacias reflorestadas com *Eucalyptus*, no Vale do Paraíba, SP. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 61, p. 144-159, 2002.

REICHARDT, K.; TIMM, L. C. **Solo, planta e atmosfera: conceitos, processos e aplicações**. São Paulo: Manole, 2004. 478 p.

REIS, M. G. F.; BARROS, N. F. Ciclagem de nutrientes em plantios de eucalipto. In: BARROS, N. F.; NOVAIS, R. F. (Ed.). **Relação solo-eucalipto**. Viçosa: Folha de Viçosa, 1990. p. 265-302.

REYNOLDS, E. R. C.; SINGHAL, R. M.; PANT, S. P. Investigating the water-table under eucalyptus hybrid by resistivity method. **Indian Forester**, Dehradun, v. 114, p. 320-328, 1988.

ROSS, S. M.; THORNES, J. B.; NORTCLIFF, S. Soil hydrology, nutrient and erosional response to the clearance of Terra Firme forest, Maracá Island, Roraima, Northern Brazil. **The Geographical Journal**, London, v. 156, p. 267-282, 1990.

RUZICKA, J.; HANSEN, E. H. **Flow injection analysis**. New York: Wiley Interscience, 1981. 395 p.

SAHIN, V.; HALL, M. J. The effects of afforestation and deforestation on water yields. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 178, p. 293-309, 1996.

SALAS, W. A.; DUCEY, M. J.; RIGNOT, E.; SKOLE, D. Assessment of JERS-1 SAR for monitoring secondary vegetation in Amazonia: I. Spatial and temporal variability in backscatter across a chrono-sequence of secondary vegetation stands in Rondônia. **International Journal of Remote Sensing**, London, v. 23, n. 7, p. 1357-1379, 2002.

SALEMI, L. F. **Balanço de água e de nitrogênio em uma microbacia coberta por pastagem no litoral norte do Estado de São Paulo**. 2009. 93 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

SANTANA, R. C.; BARROS, N. F.; NEVES, J. C. L. Biomassa e conteúdo de procedências de *Eucalyptus grandis* e *Eucalyptus saligna* em alguns sítios florestais do estado de São Paulo. **Scientia Forestalis**, n. 56, p. 155-169, 1999.

SCHINDLER, D. W.; DILLON, P. J.; SCHREIER, H. A review of anthropogenic sources of nitrogen and their effects on Canadian aquatic ecosystems. **Biogeochemistry**, Amsterdam, v. 79, p. 25-44, 2006.

SCHLESINGER, W. H. **Biogeochemistry**: an analysis of global change. 2. ed. New York: Academic Press, 1997. 443 p.

SCHULER, A. E. **Fluxos hidrológicos com floresta e pastagem na Amazônia Oriental, Paragominas, Pará**. 2003. 118 p. Tese (Doutorado em Ciências) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

SCARDUA, F. P. **Caracterização hidrológica de uma microbacia hidrográfica da Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga**. 1994. 94 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1994.

SCOTT, D. F. On the hydrology of industrial timber plantation. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 19, n. 20, p. 4203-4206, 2005.

SILVEIRA, A. L. L. Ciclo hidrológico e bacia hidrográfica. In: TUCCI, C. E. M. (Org.). **Hidrologia**: ciência e aplicação. Porto Alegre: Ed. da Universidade; ABRH, 1993. p. 35-51.

SILVA, D. M. L. **Dinâmica de nitrogênio em microbacias no estado de São Paulo**. 2005. 124 p. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

SILVA, D. M. L.; OMETTO, J. P. H. B.; LOBO, G. A.; LIMA, W. P.; SCARANELLO, M. A.; MAZZI, E.; ROCHA, H. R. Can land use changes alter carbon, nitrogen and major ion transport in subtropical Brazilian Streams? **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 64, n. 4, p. 317-324, 2007.

SILVA, W.; SILVA, A. S.; SEDIYAMA, T.; FREITAS, R. S. Absorção de nutrientes por mudas de duas espécies de eucalipto em resposta a diferentes teores de água no solo e competição com plantas de *Brachiaria brizantha*. **Ciencia Agrotécnica**, Lavras, v. 24, n. 1, p. 147-159, 2000.

SMITH, M. K. Throughfall, stemflow and interception in pine and eucalypt forest. **Australian Forestry**, Yarralumla, v. 36, p. 190-197, 1974.

SOARES, J. V.; ALMEIDA, A. C. Modelling the water balance and soil water fluxes in a fast growing *eucalypt* plantation in Brazil. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 253, p. 130-147, 2001.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE SILVICULTURA. **Fatos e números do Brasil florestal**. São Paulo: SBS, 2007. 109 p.

SOLÓRZANO, L. Determination of ammonia in natural water by the phenol-hypochlorite method. **Limnology and Oceanography**, Grafton, v. 14, p. 799-801, 1969.

STEVENS, C. J.; DISE, N. B.; OWEN MOUNTFORD, J.; GOWING, D. J. Impact of Nitrogen Deposition on the Species Richness of Grasslands. **Science**, Washington, v. 303, p. 1876-1879, 2003.

STEDNICK, J. D. Monitoring effects of timber harvest on annual water yield. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 176, p. 79-95, 1996.

STRAHLER, A. N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Transactions of the American Geophysical Union**, São Francisco, v. 38, p. 913-920, 1957.

SWIFT, M. J.; HEAL, O. W.; ANDERSON, J. M. **Decomposition in terrestrial ecosystems**. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1979. 372 p.

TALSMA, T.; GARDNER, E. A. Soil water extraction by a mixed Eucalypt Forest during a drought period. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 24, p. 25-32, 1986.

THOMAS, S. M.; NEILL, C.; DEEGAN, L. A.; KRUSCHE, A.; BALLESTER, M. V. R.; VICTORIA, R. L. Influences of land use and stream size on particulate and dissolved materials in a small Amazonian stream network. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 68, p. 135-151, 2004.

THORNTHWAITE, C. W. An approach toward a rational classification of climate. **Geographical Review**, Baton Rouge, v. 38, p. 55-94, 1948.

THORNTHWAITE, C. W.; MATHER, J. R. **The water balance**. New Jersey: Drexel Institute of Technology, 1955. 104 p. (Publications in Climatology).

TILMAN, D. Biodiversity: population versus ecosystem stability. **Ecology**, Brooklyn, v. 77, p. 350-363, 1996.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: Ciência e aplicação**. 2. ed. Porto Alegre:UFRGS, 1997. 952 p.

TUCCI, C. E. M.; CLARKE, R. T. Impacto das mudanças da cobertura vegetal no escoamento: revisão. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Rio de Janeiro, v. 2, n. 1, p. 135-152, 1997.

VALENTE, O. F.; GOMES, M. A. **Conservação de nascentes: hidrologia e manejo de bacias hidrográficas de cabeceiras**. Viçosa: Aprenda Fácil, 2005. 182 p.

VAN RAIJ, B. **Fertilidade do solo e adubação**. Piracicaba: Potafos, 1991. 343 p.

VICTORIA, R. L.; PICCOLO, M. C.; VARGAS, A. A. T. O ciclo do nitrogênio. In: CARDOSO, E. J.; TSAI, S. M.; NEVES, M. C. P. N. (Coord.). **Microbiologia do solo**. Campinas: SBCS, 1992. p. 105-119.

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

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**, Piracicaba, n. 55, p. 17-28, 1999.

VITAL, M. H. F. Impacto ambiental de florestas de eucalipto. **Revista do BNDES**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 28, p. 235-276, 2007.

VITOUSEK, P. M.; ABER, J. D.; HOWARTH, R. W.; LIKENS, G. E.; MATSON, P. A.; SCHINDLER, D. W.; SCHLESINGER, W. H.; TILMAN, D. G. Human alteration of Global nitrogen cycle: sources and consequences. **Ecological Applications**, Washington, v. 7, n. 3, p. 737-750, 1997.

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

WARING, R. H.; SCHLESINGER, W. H. **Forest ecosystem, concepts and management**. Orlando: Academic Press, 1985. 340 p.

WATERLOO, M. J. **Water and nutrient dynamics of *Pinus caribacea* plantation forest on former grassland soil in Southwest Viti Levu, Fiji**. Amsterdam: Vrije Universiteit, 1994. 476 p.

WHITEHEAD, D.; BEADLF, C. Physiological regulation of productivity and water use in Eucalyptus: a review. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 193, p. 113-140, 2004.

WILLIARD, K. W. J.; DEVALLE, D. R.; EDWARDS, P. J.; SCHNABEL, R. R. Indicators of nitrate export from forested watersheds of the mid- Appalachians, United States of America. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 11, p. 649-656, 1997.

WRIGHT, I. R.; GASH, J. H. C.; DA ROCHA, H. R.; ROBERTS, J. M. Modelling surface conductance for Amazonian pasture and forest. In: GASH, J. H. C.; NOBRE, C. A.; ROBERTS, J. M.; VICTORIS, R. L. **Amazonian deforestation and climate**. Chichester: Wiley, 1996. p. 437-458.

ZHANG, L.; DAWES, W. R.; WALKER, G. R. The response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at the catchment scale. **Water Resources Research**, Washington, v. 37, p. 701-708, 2001.

ZIMMERMANN, B.; ELSENBEER, H.; MORAES, J. M. The influence of land-use changes on soil hydraulic properties: implications for runoff generation. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 222, p. 29-38, 2006.