

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

**Balanço de água e de nitrogênio em uma microbacia coberta por pastagem no
litoral norte do Estado de São Paulo**

Luiz Felipe Salemi

**Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Ecologia Aplicada**

**Piracicaba
2009**

Luiz Felipe Salemi
Bacharel em Gestão Ambiental

Balanço de água e de nitrogênio em uma microbacia coberta por pastagem no litoral norte do Estado de São Paulo

Orientador:
Prof. Dr. **LUIZ ANTONIO MARTINELLI**

**Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Ecologia Aplicada**

Piracicaba
2009

DEDICATÓRIA

*À minha muito querida família “Gugu” (Luiz Gustavo Salemi),
“Nando” (Luiz Fernando Saife Salemi), “Mamãe” (Suzete Saife
Salemi), “Papai” (Luiz Antônio Salemi) e “Vovó” (Maria de Lourdes
Salemi).*

*À todas as pessoas que interagiram comigo em minha vida
acadêmica e fora dela que muito contribuíram para minha
formação pessoal e profissional.*

AGRADECIMENTOS

Torna-se uma tarefa árdua imprimir em palavras tamanho agradecimento e consideração que tenho por tantas pessoas que contribuíram para que eu pudesse executar e concluir esse trabalho. No entanto, tentando não me esquecer de ninguém, segue aqui uma tentativa. Mas, antes tudo, muito obrigado a todos!!!

Ao professor Dr. Luiz Antonio Martinelli (“Zebu”), pela amizade, pelas risadas, pelo aprendizado e por essa e inúmeras oportunidades proporcionadas que tive o prazer de desfrutar, mas, acima de tudo, por acreditar e confiar em mim.

Ao professor Dr. Jorge Marcos de Moraes (“Gejor”), pela amizade, pelas risadas, pela oportunidade, pelas elucubrações acadêmicas, pelo aprendizado, pelos cartuchos de impressora e por acreditar e confiar em mim.

Aos professores Dr. Reynaldo Luis Victoria, Dr. Walter de Paula Lima e Dra. Maria Victoria Ballester pela amizade, por me intrigarem com os fascínios da ciência ecologia e hidrologia de microbacias por meio de suas prazerosas aulas que culminaram na minha inquietude com relação à ciência.

Ao grande amigo MSc. Juliano Daniel Groppo (“Joba”) por toda a convivência prazerosa que tivemos em Ubatuba, Piracicaba e em vários outros lugares. Por todas as inúmeras risadas, pelo aprendizado, pela companhia, pela paciência, pela compreensão, e por acreditar em mim.

Às amigas Dra. Gabriela Bielefeld Nardoto e Dra. Simone Vieira, pela amizade, pelas risadas, por todas as salutares discussões acadêmicas e por acreditarem em mim.

À Dra. Sandra Furlan Nogueira (“San”) por toda a companhia, carinho, amizade, estímulo, aprendizado acadêmico e pessoal, apoio técnico com seu imprescindível computador velhinho de guerra que muito contribuiu para a execução deste trabalho, e por acreditar em mim.

Ao Rodrigo Trevisan (“Rodrigão”), pela amizade, pelas risadas, pela companhia, pelas discussões acadêmicas, por todo o apoio técnico enquanto eu e Joba morávamos em Ubatuba e por acreditar no “Salemão”.

À Grazielle Bueno (“Grá”) e ao Gustavo Bicci Seghesi (“Gu”), pela amizade, pelas risadas, pela companhia, por todo o esforço de realizar as determinações analíticas que tornaram o presente trabalho possível e por acreditarem em mim.

Ao professor Dr. Boaventura Freire dos Reis e a Sheila Wenzel (“professora”) ambos do laboratório de Química Analítica do CENA/USP pela amizade e por concederem a ajuda para realizar as determinações analíticas do presente trabalho.

Ao Jadson Dezincourt Dias, pela amizade, pelas risadas, pela companhia e por ser no mínimo, usando o neologismo que ele mesmo utiliza uma pessoa “epoclética”.

A todos os membros atuais e não atuais do Laboratório de Ecologia Isotópica do CENA/USP, são eles: Simoni Grilo, Fabiana Fracassi, Carolina Barisson, Leonardo Martinelli, Eráclito Sousa Neto, Jean Pierre Ometto, Plínio Camargo, Marcelo Moreira, Maíra Bezerra, Janaína do Carmo, Vânia Neu, Marcos Scarnelo, José Mauro Moura, Adelaine Michela, Luciana Coleta, Dona Ruth, Tatiana Morgan, Fernando Godoy, Alexandre Pereira, Uwe Herpin (“Monsieur”), Susian Martins, Thiago (“Pexe”), Seu Sebastião (“Bastião”); Luis Felipe, Edmar Mazzi, Maria Antônia (“Tonica”), Geraldo Arruda (“Gera”), Nei Leite, Giovana, Elizabeth Ravagnani, Carlos Beduschi (“Carlão”), Bruno Pereira, Eduardo (“Duzão”) e Sandra Navarro. Agradeço muito a convivência pessoal e acadêmica, a amizade, e as muitas risadas que pude dar ao lado de vocês.

A toda a primeira turma de bacharéis em Gestão Ambiental formados na ESALQ/USP por tornarem a minha graduação muito mais do que uma simples faculdade, por todo o acolhimento em Piracicaba, por crerem que é possível um mundo melhor e por acreditarem em mim.

Aos vários amigos adquiridos em Ubatuba (Carlinhos, Lucas, Josi, Rosinha e Gabi) que tornaram o meu trabalho e do Joba na referida cidade, muito mais agradável e proveitoso.

À minha querida e amada família (Nando, Gugu, Mamãe, Papai e Vovó) que sempre me apoiou e, tenho certeza, sempre me apoiará na minha vida pessoal e científica, por todo o amor, paciência, carinho e compreensão.

À minha querida quase mãe Ana Maria Herling Krüger e seu marido Tasso Leo Krüger, por me tratarem e aconchegarem tão bem durante e depois de minha adaptação em Piracicaba, pelo afeto, pela amizade, pela paciência e compreensão.

A todo o pessoal do Parque Estadual da Serra do Mar (João Paulo Vilani, Wagner, Douglas, Alessandra, Fernanda, Flamínio, Dona Francisca, Paulo, Carlinhos, Wanderley, Valdomiro, Vicente, Antonio, Alex, Klériton, Augustinho) por todo apoio a pesquisa, pela amizade e por lutarem para proteger um local com uma floresta tropical tão maravilhosa. Vale

colocar aqui um agradecimento especial ao Sr. Augustinho e a Dona Maria Teixeira por permitirem que o estudo fosse conduzido em seu sítio.

A todos os amigos do Clube Atlético Monte Líbano pela amizade e pelas risadas.

À Lourdes e a Eliete da seção de convênios do CENA/USP pela amizade e por ajudarem a administrar financeiramente o projeto no qual a pesquisa deste documento está inserida.

Ao Fundo de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (processo 06/54292-9) que com seu financiamento tornou possível a execução deste trabalho.

SUMÁRIO

RESUMO.....	11
ABSTRACT.....	12
1 INTRODUÇÃO.....	13
1.1 Objetivo.....	15
1.2 Hipóteses.....	15
2 DESENVOLVIMENTO.....	16
2.1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	16
2.1.1 Conceito de bacia hidrográfica.....	16
2.1.2 Conceito de microbacia hidrográfica.....	17
2.1.3 Vias hidrológicas que compoem o deflúvio.....	18
2.1.4 Relação entre uso e manejo do solo e as vias hidrológicas.....	21
2.1.5 Alterações no balanço hídrico com as mudanças de uso da terra.....	22
2.1.6 A biogeoquímica das bacias hidrográficas.....	24
2.1.7 Nitrogênio em bacias hidrográficas.....	25
2.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	28
2.2.1 Localização da área.....	28
2.2.2 Caracterização física da microbacia.....	29
2.2.3 Delineamento experimental.....	31
2.2.4 Densidade do solo e condutividade hidráulica do solo em condição de saturação.....	32
2.2.5 Potencial matricial da água no solo.....	33
2.2.6 Coleta de água: do solo, do riacho, do lençol freático, da chuva e do esc. superficial.	33
2.2.6.1 Amostragem da solução do solo.....	33
2.2.6.2 Amostragem de água do rio.....	34
2.2.6.3 Amostragem de água do aquífero freático.....	35
2.2.6.4 Amostragem de água do escoamento superficial.....	35
2.2.7 Chuva: análise de freqüência de intensidade e amostragem de água.....	36
2.2.8 Análise química do conteúdo de nitrogênio.....	37

2.2.9 Análises estatísticas.....	38
2.3 RESULTADOS.....	39
2.3.1 Hidrologia.....	39
2.3.2 Nitrogênio.....	49
2.4 DISCUSSÃO.....	56
2.4.1 Hidrologia.....	56
2.4.2 Nitrogênio.....	63
3 CONCLUSÕES.....	75
REFERÊNCIAS.....	77

RESUMO

Balço de água e de nitrogênio em uma microbacia coberta por pastagem no litoral norte do Estado de São Paulo

A Mata Atlântica é o bioma mais ameaçado do Brasil. Sua degradação substancial ocorreu desde a chegada dos europeus ao país por meio da mudança de uso solo e pela exploração da floresta. No entanto, pouco se sabe a respeito das conseqüências hidrológicas e biogeoquímicas da mudança de uso do solo nos domínios do referido ecossistema. Neste contexto, as microbacias hidrográficas têm sido objeto de muitos estudos devido sua alta sensibilidade aos processos hidrológicos e biogeoquímicos ocorrentes dentro delas. No presente estudo, calculou-se o balanço hídrico anual de uma microbacia coberta por pastagem na região do litoral norte do Estado de São Paulo. Essa bacia originalmente era coberta por floresta ombrófila densa. Em adição, amostrou-se água do escoamento do riacho, escoamento superficial, solução do solo (30, 50 e 90 cm de profundidade), água subterrânea, e precipitação de 05/12/2007 à 04/12/2008 para a análise de nitrogênio inorgânico. O conteúdo de nitrogênio (N-NH_4^+ e N-NO_3^-) foi determinado por análise por injeção em fluxo (FIA). Com o intuito de elucidar os processos hidrológicos que geram escoamento direto, mediu-se a condutividade hidráulica do solo em condição de saturação a 15, 30, 50 e 90 cm com um permeâmetro de carga constante. Como resultados, foi obtido que o sistema hidrográfico possui evapotranspiração, calculada para o período de estudo, de 697 mm (precipitação anual e deflúvio anual, respectivamente, de 1433 mm e 736 mm); por meio da curva de duração de fluxo, o escoamento de base foi inferida como a via hidrológica com maior contribuição ao deflúvio anual. O escoamento superficial é pouco expressivo devido ao fato que 77% dos eventos de chuva se enquadram na classe de intensidade de $0-5 \text{ mm h}^{-1}$ que está abaixo da condutividade hidráulica do solo em condição de saturação a 15 cm de profundidade (22 mm h^{-1}). O baixo coeficiente de escoamento superficial (0,01) obtido em parcelas corrobora essa assertiva. Ademais, como predominam chuvas de baixa intensidade, apesar de haver degradação física do solo, não espera-se diferenças expressivas na produção de escoamento direto. A maioria das amostras tiveram suas concentrações abaixo do limite de detecção ($0,71 \mu\text{M}$ e $0,35 \mu\text{M}$ para N-NH_4^+ e N-NO_3^- respectivamente). Na maioria dos compartimentos e processos hidrológicos o amônio predominou em relação ao nitrato. Para a solução do solo, percebe-se que há pulsos de nitrogênio inorgânico quando o solo se torna menos úmido. Nota-se pelo balanço de nitrogênio inorgânico associado à água que a microbacia possui um ganho líquido ($0,95 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) de nitrogênio já que o influxo foi equivalente a $1,10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e o efluxo foi de $0,15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Em relação aos estudos semelhantes conduzidos em florestas e pastagens, percebe-se que a pastagem é muito mais pobre que as florestas e ainda mais pobre do que muitas pastagens no tocante ao nitrogênio inorgânico o que provavelmente decorre do método de a mudança de uso do solo, da ausência de fertilização, da alta taxa de lotação e da idade da mesma.

Palavras-chave: Mata Atlântica; Mudança de uso do solo; Pastagem; Microbacia; Água; Nitrogênio

ABSTRACT

Nitrogen and water budget of a small catchment covered by pasture in the north coast of Sao Paulo State, Brazil

The Atlantic forest is the most endangered biome of Brazil. Its significant destruction has taken place since the arrival of European settlers in the country. These Europeans destructed most part of it by changing land use and also due to forest exploitation. In this way, very little information is known about the hydrological and biogeochemical consequences of land use change in the region of this once huge ecosystem. In this context, small catchments have been used to assess these cited consequences of land use change due to their high sensitivity of hydrological and biogeochemical processes that occur within them. In the present study, the annual water budget of a small watershed covered by grass (pasture) located in the north coast of the Sao Paulo State, Brazil has been calculated. Additionally, (1) stream water, (2) surface runoff, (3) soil solution (at 30, 50 and 90 cm depth), (4) groundwater and (5) precipitation were sampled weekly and, afterwards, due to analytical reasons, (2) and (3) were sampled biweekly, to determine the concentration of inorganic nitrogen (N-NH_4^+ and N-NO_3^-) by FIA. Moreover, aiming to clarify the possible hydrological process of stormflow, the soil saturated hydraulic conductivity was measured at various depths (15, 30, 50 and 90 cm). The results obtained are: the evapotranspiration of the watershed vegetation, calculated for the study period, was 697 mm (annual precipitation and annual water yield, respectively, of 1433 mm and 736 mm). By the flow duration curve, the baseflow was inferred as the main hydrological pathway that contributes to the total annual water yield. The surface runoff was not very expressive for the reason that 77% of rain intensity was sited in the class of 0 - 5 mm h⁻¹ that is lower than the median of soil saturated hydraulic conductivity at 15 cm depth (22 mm h⁻¹). The low runoff coefficient (0,01) calculated from the runoff plots assures this result. Although soil physical degradation is present, it is not expected an expressive increment of direct runoff generation for the reason that low intensity rainfall predominates and does not exceed K_{sat} at 15 cm. Little inorganic nitrogen is found in the hydrological processes and pools. The majority of the samples had their inorganic nitrogen concentration below detection limits (0,71 μM and 0,35 μM for N-NH_4^+ and N-NO_3^- respectively). In most pools and hydrological pathways the ammonium predominates against nitrate. For soil solution, it is notable that more inorganic nitrogen was found when the soil gets less wet. The observation of inorganic nitrogen balance dissolved in the water of rain and streamflow exhibits a net gain (0,95 kg N ha⁻¹ year⁻¹) of inorganic nitrogen because the input was 1,10 kg N ha⁻¹ year⁻¹ and the output was 0,15 kg N ha⁻¹ year⁻¹. If the results of nitrogen in the pools are compared to other similar catchment studies with land uses of forest and also pasture in Brazil and elsewhere, it is possible to conclude that the pasture presented here is poorer than forests and even some pastures. This fact may be a consequence of the land use clearing method, the lack of fertilization, the high stocking rates and also due to the pasture age.

Keywords: Atlantic forest; Land use change; Pasture; Small catchment; Water; Nitrogen

1 INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica é o bioma mais ameaçado do Brasil (SCHAEFFER; PROCHNOW, 2002). Este ecossistema é predominantemente composto por fitosionomias florestais como a Floresta Pluvial Atlântica que se estende por quase toda a costa atlântica brasileira e a Floresta Estacional Semidecidual que se estende em direção ao interior do Brasil (MORELLATO; HADDAD, 2000). O primeiro tipo de vegetação também é chamado de Floresta Ombrófila Densa, ou seja, a floresta que possui afinidade com chuva. Esta fisionomia, que cobre toda a Serra do Mar até a planície costeira, é caracterizada por se localizar em regiões com alto índice pluviométrico.

Assim como a maioria dos biomas florestais tropicais, este sistema ecológico sofreu intenso desmatamento (DEAN, 1996). Sua degradação ocorreu desde o descobrimento do país (DEAN, 1996; BUENO, 2006) e a supressão da vegetação, que originalmente cobria cerca de 1.300.000 km², reduziu este sistema natural a uma área descontínua de aproximadamente 98.800 km², isto é, 7,6% da sua extensão original (MORELLATO; HADDAD, 2000). Estas florestas foram cortadas para obtenção de madeira, lenha, carvão vegetal, assim como para ceder espaço para a agricultura, a criação de gado e a construção de centros urbanos (MORELLATO; HADDAD, 2000). Nesse sentido, a paisagem que era dominada por florestas passou a conter um mosaico de ecossistemas, entremeando sistemas naturais e antrópicos.

Apesar desse bioma se situar em locais relativamente próximos dos grandes centros urbanos do Brasil, o que facilita o seu acesso para realização de pesquisas científicas, pouco se sabe a respeito do funcionamento hidrológico e biogeoquímico dos ecossistemas inseridos no mesmo. Nessa direção, as microbacias hidrográficas podem ser a escala de ecossistema ideal para investigar o referido funcionamento devido a sua alta sensibilidade aos processos hidrológicos e biogeoquímicos que ocorrem dentro das mesmas. Na região supramencionada, as poucas publicações que existem usando a microbacia como unidade de estudo se limitam à região de Cunha – SP devido à existência de infra-estrutura e equipamentos para tanto (e.g. FUJIEDA et al., 1997).

Evidenciando a sensibilidade dessas pequenas bacias aos processos que ocorrem dentro delas, Brown et al. (2005), em uma ampla revisão sobre o assunto, mostram que, de uma maneira geral, as microbacias florestadas exibem menor deflúvio anual do que aquelas com cobertura herbácea. Dessa forma, pode-se notar que com as mudanças de uso do solo, há mudanças notáveis na produção de água das microbacias.

As atividades antrópicas que modificam o uso da terra podem alterar também as vias hidrológicas (escoamento superficial, escoamento sub-superficial e escoamento de base) que são responsáveis pela resposta hidrológica da bacia hidrográfica (TUCCI; CLARKE, 1997; ZIMMERMANN et al., 2006; LIMA, 2006). Segundo Dunne (1978), essa resposta é controlada predominantemente pelo regime pluviométrico, topografia, vegetação e propriedades hidráulicas do solo e encontra-se intimamente ligada ao balanço e ao transporte de nutrientes. Assim, bacias de drenagem com intensa mudança de uso do solo (cobertura natural para alguma cultura, por exemplo) mostram diferenças notáveis na água no que se refere à sua composição de carga química dissolvida e particulada quando comparadas às bacias semelhantes, porém, com cobertura natural preservada evidenciando influências das alterações de uso do solo sobre a biogeoquímica e as vias hidrológicas desses sistemas.

Dessa maneira fica patente que, da mesma forma que as pequenas bacias são importantes para o ciclo da água, elas também são fundamentais para o entendimento do fluxo de nutrientes uma vez que o movimento da água pelos compartimentos das bacias hidrográficas atua como agente que transporta espécies químicas inorgânicas e orgânicas. Estudos clássicos como o de Likens (1975), por exemplo, comprovam este fato.

No entanto, estudos em microbacias, principalmente em áreas de Mata Atlântica, ainda são escassos. Como este bioma é um dos mais ameaçados do planeta (*hotspot*) (ROCHA et al., 2003), e já sofreu intensa modificação pelo homem, tornam-se extremamente relevantes estudos que caracterizem o funcionamento dessas bacias florestadas e comparações realizadas em bacias semelhantes, porém com cobertura de pastagem que é o propósito do presente trabalho. Assim, pode-se quantificar as conseqüências que a mudança de uso do solo proporcionam no balanço de hídrico e no balanço de nitrogênio associado à água. Os estudos como o de Fujieda et al. (1997) e Donato et al. (2007) evidenciam já algum conhecimento de microbacias florestais na Mata Atlântica no que concerne à água. Nesse sentido, estudos semelhantes dentro do mesmo bioma, porém com outro tipo de uso do solo podem gerar conhecimentos para entender as conseqüências da mudança de uso no solo nos ciclos não apenas da água como já mencionado, mas também do nitrogênio que é um nutriente regulador da produção primária líquida dos ecossistemas (VITOUSEK e HOWARTH, 1991) e considerado bastante sensível às alterações de uso do solo (DAVIDSON et al., 2007). A região do bioma referido carece de estudos como este o que eleva a

sua relevância na compreensão e comparação do funcionamento dos ecossistemas que se situam dentro da área de abrangência desse outrora grande ecossistema.

Este trabalho visou elucidar o funcionamento hidrológico e a dinâmica do nitrogênio em uma microbacia com cobertura de pastagem no litoral norte do Estado de São Paulo.

1.1 OBJETIVO

O objetivo deste trabalho foi determinar o balanço hídrico e o balanço de nitrogênio associado à água em uma microbacia experimental coberta por pastagem, próxima ao Núcleo Santa Virgínia, situado no município de São Luis do Paraitinga, e pertencente ao Parque Estadual da Serra do Mar.

1.2 HIPÓTESES

O presente estudo visou analisar as seguintes hipóteses:

- Com a mudança de uso do solo de floresta para pastagem, a geração de escoamento direto se torna substancialmente mais expressiva durante eventos pluviais;
- A pastagem presente na bacia hidrográfica possui ciclo do nitrogênio conservativo conferindo baixas perdas ao sistema.

2 DESENVOLVIMENTO

2.1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1.1 Conceito de bacia hidrográfica

A bacia hidrográfica pode ser definida, de uma maneira simples, como uma determinada área que é drenada por um rio, córrego, ribeirão, ou riacho. Todavia, de uma maneira mais completa e enfocando processos que ocorrem nesses espaços geográficos, pode-se conceituar a bacia 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 (confluência ou junção). Nesse sentido, levando em consideração a geomorfologia, o limite superior de uma bacia hidrográfica é o divisor de águas (também chamado de divisor topográfico ou “espigão”), e a delimitação inferior é a saída da bacia (LIMA, 2001). De forma convergente, 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 (MORTATTI; PROBST, 1998).

Este conceito contempla desde grandes áreas como, por exemplo, a bacia do rio Amazonas ou Nilo, até diminutas áreas como nascentes que originam pequenos ribeirões. Dessa maneira, para definir qual a bacia hidrográfica está se tratando, é necessário, antes de tudo, definir qual o corpo d’água em questão.

O sistema bacia hidrográfica é composto das seguintes partes segundo Coimbra e Tibúrcio (1995): (1) interflúvio ou divisor de água ou linha de crista, (2) vertentes que são as laterais dos vales fluviais, desde a margem até o interflúvio, (3) margens ou várzeas, que são as partes laterais que demarcam o leito fluvial, (4) o rio e (5) o vale que se estende de um interflúvio a outro, abrangendo o rio, suas margens, e as vertentes. As vertentes geram sedimentos por fenômenos de erosão e estes são transportados com a água pela rede de drenagem, junto com a carga muitas vezes significativa de sedimentos produzidas nos próprios leitos dos rios (SILVEIRA, 1993).

2.1.2 Conceito de microbacia hidrográfica

De uma maneira geral, o termo microbacia é empregado para designar vários tipos de bacias hidrográficas. Contudo, do ponto de vista científico da hidrologia de florestas e da biogeoquímica, o termo referido é utilizado para definir pequenas bacias hidrográficas que podem ser desde primeira ordem até a terceira (RESCK; SILVA, 1998; VALENTE; GOMES, 2005; CALIJURI; BUBEL, 2006).

A razão pela qual a microbacia é definida como pequenas bacias hidrográficas é, de acordo com Lima e Zakia (2000), devido fato de sua área ser tão pequena que a sensibilidade a chuvas de alta intensidade e às diferenças de uso do solo não é suprimida pelas características da rede de drenagem. Assim, o critério utilizado para tal conceito é o comportamento hidrológico (VALENTE; GOMES, 2005). Portanto, a altíssima sensibilidade hidrológica aos vários tipos de alterações de uso do solo torna a microbacia a escala de estudo adequada para avaliar o comportamento da água e dos nutrientes que ela transporta através das várias vias hidrológicas que compõe o deflúvio de um determinado sistema fluvial.

De maneira complementar, Botelho (1999) expõem que a noção do que é uma microbacia deve levar em consideração a bacia hidrográfica de ordem zero que correspondem aos canais efêmeros ou cabeceiras de drenagem, isto é, canais que funcionam apenas durante os eventos chuvosos de média a alta intensidade.

Como exposto, os estudos de ciclos e balanços biogeoquímicos de nutrientes podem ser feitos de maneira acoplada com os estudos de balanço hídrico nessa escala de estudo (ODUM, 1988; JENKINS; PETERS e RODHE, 1994; BONILLA, 2005). Likens et al. (1977) defenderam a utilização de microbacias como ecossistemas para estudar a ciclagem de nutrientes, comportamento hidrológico, intemperismo das rochas e outros processos naturais. De forma complementar, Moldan e Cerny (1994) observam que as microbacias são as menores unidades da paisagem, porém, são suficientemente grandes para contemplar em seus domínios todos os componentes que afetam a hidrologia e a biogeoquímica como: atmosfera, vegetação, rochas, solos, e um riacho, de maneira a ser uma área apropriada para estudos não apenas hidrológicos, mas também para trabalhos que visem compreender a deposição atmosférica, a geologia, o intemperismo, os processos erosivos, os solos, a ecologia, o manejo florestal, os balanços de elementos entre outros. Em adição, embora cada microbacia tenha suas peculiaridades, o que as tornam diferentes, usar tamanha heterogeneidade desses sistemas naturais como objeto de estudo

e tentar extrapolar seus resultados para escalas maiores se torna um desafio difícil, mas desejável para entender o funcionamento dos ecossistemas (LIKENS, 1998).

Além destas aplicações do ponto de vista científico, a geração de estudos em microbacias é uma maneira eficiente de gerar tecnologia regionalizada, difundir práticas de manejo do solo e culturas, conservar os recursos naturais e contribuir para o desenvolvimento municipal e regional (SILVA et al., 2003). Assim, estas unidades geomorfológicas da paisagem são adequadas para elucidar as relações entre componentes físicos e biológicos dos pequenos sistemas fluviais, garantindo assim, a sustentabilidade dos recursos hídricos (CALIJURI; BUBEL, 2006).

2.1.3 Vias hidrológicas que compõe o deflúvio

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 riacho (DUNNE, 1978). Geralmente, estes caminhos se subdividem em três componentes, que em maior ou menor intensidade, são os responsáveis pela vazão do riacho. 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 próximos da superfície e são geradas pela interação água-solo.

O escoamento superficial também pode ser denominado enxurrada, escoamento superficial, deflúvio superficial ou escoamento rápido. Este componente do deflúvio do riacho é responsável pela forte elevação das vazões em curto espaço de tempo (SILVEIRA, 1993). Ademais, este componente a é principal responsável pela erosão hídrica carreando sedimentos para os canais fluviais. Para que esse escoamento ocorra, é necessário que a intensidade da chuva exceda a taxa de infiltração básica do solo, gerando assim um excesso de água que começa a escorrer sobre a superfície do solo. Nesta situação, o escoamento superficial é denominado escoamento superficial hortoniano em homenagem a Robert Horton, hidrólogo que propôs esse modelo teórico de geração de enxurrada.

Entretanto, há ainda outra situação na qual ocorre a formação de escoamento superficial. Nas bacias de drenagem, há áreas de solo que naturalmente se encontram saturadas ou que tendem a saturação rapidamente após o início do evento de precipitação. Estas áreas por se encontrarem encharcadas atuam também como fontes de escoamento superficial. Segundo Zakia et al. (2006) essas áreas são: (a) zonas saturadas que margeiam os cursos d'água e suas

cabeceiras; (b) concavidades do terreno para as quais convergem as linhas de fluxo (bacias de ordem zero ou de canais efêmeros), e (c) áreas de solos rasos, com baixa capacidade de infiltração e armazenamento como, por exemplo, os Neossolos Litólicos e alguns tipos de Cambissolos e Neossolos Regolíticos relativamente rasos. Tais áreas são denominadas por Lima e Zakia (2000) e Zakia et al. (2006) como zonas ripárias, e o escoamento superficial provindo delas é chamada de escoamento superficial de áreas saturadas. Hewlett e Hibbert (1965) analisando o caráter de expansão e contração que essas áreas têm ao longo dos eventos de precipitação, denominaram-nas como “áreas variáveis de afluência”. Essa área de contribuição é variável, pois depende da quantidade de chuva e da umidade do solo antes do evento de precipitação (CHORLEY, 1978). Agnews et al. (2006) estudando a sensibilidade dessas áreas em relação ao transporte de contaminantes por meio da enxurrada denominaram-nas como “áreas hidrológicamente sensíveis”.

O escoamento sub-superficial, também chamado de escoamento hipodérmico (MORTATTI; PROBST, 1998), ocorre quando há um decréscimo na condutividade hidráulica do solo em condição de saturação nas camadas sub-superficiais do solo em relação à superfície e, ao mesmo tempo, as intensidades das chuvas excedem esse referido atributo hidráulico da camada profunda de tal sorte que começa a acumular água na sub-superfície e, além disso, esta passa a fluir em direção a declividade do terreno. O decréscimo na condutividade hidráulica saturada em sub-superfície, também chamada de anisotropia do solo, ocorre geralmente em solos com horizontes menos permeáveis a água (camadas de impedimento) como os Plintossolos, Argissolos, Planossolos ou mesmo outros tipos de solos que apresentam compactação sub-superficial (“pé de grade” ou “pé de arado”) ou com presença de horizontes fragipan e duripan (SILVA, 1999; SILVEIRA, 2001; ELSENBEER, 2001; MORAES et al., 2006; ZIMMERMANN et al., 2006; GBUREK; NEEDELMAN; SRINIVASAN, 2006). Atkinson (1978) observa que há dois tipos de escoamento sub-superficial: o *pipeflow* e o fluxo matricial. O primeiro é caracterizado por um fluxo lateral concentrado em *pipes* (macroporos ou dutos que se assemelham a túneis ou canos, porém de origem natural) e tem um fluxo hidráulico turbulento. A origem desses grandes poros horizontais é atribuída à ação da biota (túneis de raízes decompostas ou mesmo de animais fossoriais), a eluviação de material mineral para horizontes mais profundos do perfil do solo e por expansão e contração de argilominerais do tipo 2:1. Estes dutos servem de passagem para a água podendo gerar e favorecer a instalação de processos erosivos (OLIVEIRA,

1999). Por sua vez, o fluxo matricial é caracterizado por ter um fluxo disperso laminar bem distribuído no terreno.

De outra forma, em períodos chuvosos, a infiltração é alta, e as camadas superficiais do solo tendem à saturação. Nestas condições, à medida que a frente de molhamento estende-se em direção às camadas mais profundas do solo, em geral de menor permeabilidade, a direção do fluxo da água na camada superficial do solo tende a se desviar na direção da declividade do terreno, resultando no já referido escoamento sub-superficial ou interfluxo (WHIPKEY; KIRKBY, 1978; DUNNE, 1978; LIMA, 2001).

Muitas vezes, durante o escoamento sub-superficial pode ocorrer o afloramento da camada de impedimento fazendo com que o fluxo hipodérmico aflore tornando-se assim escoamento superficial através de fluxo de retorno (DUNNE, 1978; ELSENBEEER; VERTESSY, 2000). Estas áreas onde ocorre o fluxo de retorno também farão parte da área de contribuição variável (WHIPKEY; KIRKBY, 1978). Dunne (1978) ainda expõe outra modalidade de escoamento superficial. Nela, durante eventos de chuva, a rápida ascensão do lençol freático, sem que haja afloramento de água, em áreas próximas ao canal fluvial, geram um aumento da vazão devido ao processo de recarga do aquífero freático que ocorre de modo mais rápido nos solos com zona não saturada mais delgada. Geralmente estes solos se situam em locais próximos ao riacho.

Por fim, mas não menos importante, a última via hidrológica que compõe o deflúvio de uma microbacia é o escoamento ou fluxo de base, isto é, a parte do escoamento cuja origem provém do aquífero freático, também chamado de aquífero não confinado ou livre. Essa contribuição é de extrema importância, pois, é ela que alimenta o ribeirão durante os períodos de seca. Assim, no período sem chuvas, a contribuição desta componente se torna significativa tornando-se menos importante, do ponto de vista da quantificação das componentes da vazão, à medida que se inicia a estação chuvosa.

Assim, em síntese, essas são as vias hidrológicas que compõem o deflúvio. O escoamento superficial juntamente do escoamento sub-superficial e a precipitação direta no canal fluvial são as vias responsáveis pela resposta hidrológica do riacho durante um evento pluvial (CHORLEY, 1978; LIMA, 2001). Fica patente que os eventos de precipitação ativam as vias hidrológicas que, por sua vez, produzem a hidrógrafa do escoamento direto no riacho (ELSENBEEER, 2001).

2.1.4 Relações entre o uso e manejo do solo e as vias hidrológicas

Existe uma inter-relação delicada entre o uso da terra, o solo e a água (LIMA, 2001). As mudanças do uso da terra podem proporcionar alterações nos atributos físicos do solo, que por sua vez, alteram os processos hidrológicos que ocorrem no mesmo. Nesse sentido, a compactação superficial do solo ocasiona a formação de escoamento superficial Hortoniano em detrimento das outras vias hidrológicas e, como colocado por Reichardt e Timm (2004), o atributo densidade do solo pode servir como um índice de compactação do mesmo. Cabe ainda observar que, os processos hidrológicos não são apenas influenciados pelo uso do solo, mas também pelo clima, geologia, fisiografia, características dos solos e vegetação (DUNNE, 1978).

Zimmermann et al. (2006) retrataram as conseqüências hidrológicas da alteração do uso da terra nos atributos hidráulicos do solo sob diferentes usos na Amazônia. Estes autores compararam as propriedades hidrológicas como a infiltração e a condutividade hidráulica do solo em condição de saturação (Ksat) em solos sob diferentes usos como: floresta nativa, plantação de banana, capoeira e plantação de teca. Para a infiltração, as maiores taxas estiveram na seguinte forma, em ordem decrescente: floresta, seguido por banana, capoeira, teca, seguido por pastagem. Já a 12,5 cm de profundidade, as maiores condutividades foram também em ordem decrescente: floresta, banana, capoeira, seguido por teca e, por fim, seguida por pastagem. Tais diferenças dos valores de infiltração e Ksat são explicadas pelos autores devido aos usos prévios que as áreas tiveram ao longo de sua história estando o solo, portanto, herdando um efeito produzido destes usos ocorridos anteriormente. Neste contexto, a modificação da densidade do solo, porosidade total, macro e microporosidade, as quais influenciam a distribuição dos poros e, por conseqüência, a permeabilidade do solo afetam os atributos hidráulicos do solo como a condutividade hidráulica do solo em condição de saturação (MESQUITA; MORAES, 2004).

Ações do homem como desflorestamento, conversão de um uso do solo em outro, o uso de fogo como ferramenta de manejo, deslizamentos e eventos vulcânicos podem ter efeitos pronunciados nas características físicas, químicas e biológicas das microbacias que, por sua vez, afetarão a hidrologia e a biogeoquímica das mesmas (PETERS, 1994).

No que se refere à conversão de áreas com outros usos do solo para plantações florestais como de *Eucalyptus* e *Pinus*, Lima (2006) observa que as práticas de manejo florestal que influenciam negativamente os atributos físicos do solo e, portanto, sua hidrologia, devem ser reformuladas de forma a perturbar ao mínimo tais qualidades. Assim, o funcionamento

hidrológico da microbacia está intimamente relacionado com o funcionamento hidrológico dos solos contidos nela.

Moraes et al. (2006), comparando a hidrologia de dois canais efêmeros na Amazônia, um sob o uso de pastagem e o outro sob floresta, notaram que o primeiro mostrava maiores picos de vazão do que o segundo, sendo tal diferença atribuída ao fato que na pastagem, 40% do escoamento direto era devido a escoamento superficial hortoniano. Na floresta, 60% deste era causado por escoamento superficial de áreas saturadas.

É imprescindível mencionar que o volume de água dos aquíferos freáticos é muito influenciado pelo uso do solo que favorece ou não o movimento de infiltração da água no solo com posterior percolação profunda e, finalmente, alimentando a água subterrânea. Dessa maneira, o uso e manejo do solo devem ser planejados de tal forma a manter altas taxas de infiltração (CASTRO; LOPES, 2001; LIMA, 2001; VALENTE; GOMES, 2005). Adicionalmente, a recarga do aquífero não confinado, em um solo seco (baixa umidade), ocorre apenas após os poros capilares do solo serem preenchidos ao longo de todo o perfil do mesmo (HURSH; FLETCHER, 1942) sendo assim muito influenciado pelas diferentes coberturas do solo e suas respectivas taxas de evapotranspiração.

2.1.5 Alterações no balanço hídrico com a mudança de uso da terra

A forma como o solo é usado e manejado tem um efeito bem definido no que se refere à qualidade e a quantidade de água dos riachos (WHELAN, 1957). No passado, embora tenha havido muita discussão e controvérsia sobre a relação entre florestas e água (ANDRÉASSIAN, 2004), uma série de trabalhos mostraram que, de maneira geral, as microbacias florestadas exibem menor deflúvio anual do que aquelas com cobertura vegetal de menor porte (HIBBERT, 1965; BOSCH; HEWLETT, 1982; HORNBECK et al., 1993; SAHIN; HALL, 1996; TUCCI; CLARKE, 1997; BROWN et al., 2005). Dessa forma, fica evidente que com as mudanças de uso do solo, há também mudanças notáveis na produção de água das microbacias.

Neste contexto, vários efeitos além dos hidrológicos vem sendo atribuídos às plantações comerciais para a produção de madeira, notadamente as de *Eucalyptus* e *Pinus* (LIMA, 1996; JACKSON et al., 2005). Scott (2005), por exemplo, observa que a taxa de crescimento destes povoamentos florestais é o fator que os diferencia das florestas naturais. Para o autor, a alta produtividade destas florestas plantadas custa água e esta escolha envolvendo biomassa e água é

inseparável. Além disso, como afirma Zhang et al. (2001), as florestas consomem mais água do que as vegetações herbáceas, mas, de acordo com Calder (1979), essa já não é mais a questão a ser discutida, mas sim o quanto a mais estes ecossistemas com predomínio de vegetação arbórea consomem de água em relação às outras coberturas do solo. De forma a tornar o assunto ainda mais complexo, florestas compostas por espécies distintas têm consumo de água também distintos (SWANK; DOUGLASS, 1974).

Cavelier e Vargas (2002) relatam que o aumento na produção de água em bacias desflorestadas pode ser explicado em função do efeito que o dossel da floresta tem sobre os componentes do balanço hídrico. A água que na floresta se perde para a atmosfera por interceptação, nas pastagens (que possuem menor índice de área foliar, menor sistema radicular e menores perdas por evapotranspiração) passa, praticamente, diretamente ao solo para recarregar a seus poros e o deflúvio. Os mesmos autores ainda concluem que a observação que os regimes hídricos dos rios vêm sendo deteriorados pelo desflorestamento não é na realidade um resultado do desmatamento propriamente dito, mas sim, reflexo de uma mudança nos atributos do solo os quais afetam, diretamente, a velocidade e a direção do fluxo de água (vias hidrológicas). Dessa maneira, as florestas além de terem a interceptação pela copa como um importante componente do consumo de água também podem ter a interceptação pela serapilheira que pode reter água em sua camada sobre o solo e permitir que ocorra a evaporação sem que haja adição de umidade sobre o horizonte mineral do solo subjacente (CHORLEY, 1978).

É válido ainda mencionar que em áreas montanhosas um outro processo além da chuva pode atuar como elemento importante para o aporte de água no balanço hídrico local. Tal elemento é conhecido como precipitação oculta. De fato, como expõem Lima (1996), a presença de florestas em áreas sujeitas à formação de neblina, tais como áreas montanhosas e ao longo da costa, pode resultar num processo de captação de gotículas de água, as quais, acumulando-se na copa da floresta, podem respingar no solo, contribuindo dessa forma para aumentar a precipitação sobre a superfície. Essa entrada adicional de água pode fazer com que as microbacias situadas nessas regiões disponham de condições para atingir a máximo rendimento hídrico anual (BRUIJNZEEL, 1986). Ao contrário, se essas florestas forem cortadas, haverá uma redução do deflúvio anual uma vez que haverá também menor interação entre dossel florestal e a neblina (BRUIJNZEEL, 1986).

2.1.6 A biogeoquímica das bacias hidrográficas

Segundo Odum (1988), os elementos químicos, inclusive todos os elementos essenciais à vida, tendem a circular na biosfera em vias características, do ambiente físico (rochas e solos) aos organismos e destes, novamente, ao ambiente. Estas vias mais ou menos circulares são chamadas ciclos biogeoquímicos. Ainda segundo o autor, o movimento desses elementos e compostos inorgânicos que são essenciais para a vida pode ser adequadamente denominado ciclagem de nutrientes.

A bacia hidrográfica, do ponto de vista biogeoquímico, pode ser a 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; MORTATTI; PROBST, 1998).

Como ficou patente até o momento, os corpos de água não são sistemas fechados, mas ao contrário, pertencem a um contexto maior da paisagem denominado bacia hidrográfica. De acordo com Odum (1988), estudos em bacias de drenagem experimentais avançaram consideravelmente o entendimento dos processos biogeoquímicos básicos que ocorrem nesses sistemas geomorfológicos.

Em condições tropicais, Markewitz et al. (2001) estudando uma bacia na Amazônia encontraram resultados cujos padrões são contrários àqueles observados em ecossistemas temperados. Nesses últimos, a composição química da água subterrânea e dos riachos é determinada primeiramente pelo intemperismo do material parental. Ainda, estes ecossistemas geralmente possuem solos relativamente jovens nos quais a dissolução de minerais primários através do ataque do ácido carbônico é a reação de intemperismo predominante que libera cálcio, magnésio e potássio e gera alcalinidade nos corpos d'água. Já no contexto da região tropical em que há solos antigos, altamente intemperizados e que perderam suas reservas de minerais primários a inter-relação água e solo era pouco compreendida. Markewitz et al. (2001) 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. Por fim, o aumento da respiração radicular e dos microrganismos durante a estação úmida gera CO_2 que favorece a lixiviação de cátions e bicarbonato resultando em um processo de troca iônica mediado biologicamente, que por sua vez, atua controlando os aportes de cátions e de alcalinidade dos solos altamente intemperizados para a água dos riachos.

2.1.7 Nitrogênio em microbacias hidrográficas

O nitrogênio é um dos nutrientes que mais limita a produtividade primária líquida nos ecossistemas terrestres e aquáticos (SCHLENSINGER, 1997). A ação antrópica através da adição de fertilizantes, produzidos por meio do processo Haber-Bosch, fez com que o aporte deste elemento nos sistemas naturais dobrasse em termos quantitativos tendo assim muitas conseqüência para a estrutura e funcionamentos dos sistemas ecológicos (GALLOWAY, 1998).

Estudos envolvendo o nitrogênio em microbacias hidrográfica não são tão abundantes já que este elemento, por ter espécies química no estado gasoso, tem seu ciclo e seu balanço em bacias ocorrendo de uma forma muito mais complexa de estudar se comparado aos demais nutrientes que tem origem essencialmente geológica (BORMANN; LIKENS, 1967).

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 conseqüência 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.

Peterson et al. (2006), estudando 12 riachos distribuídos nos vários biomas dentro dos Estados Unidos, mostraram que os pequenos riachos fornecem água e nutrientes para os sistemas fluviais de maior porte e, embora os primeiros tenham tamanho reduzido, eles desempenham um papel muito importante nas nos processos do ciclo do nitrogênio ao longo dos cursos d'água. Em riachos de cabeceira a assimilação ocorre principalmente sobre os sedimentos e biofilmes que cobrem as superfícies submersas do canal. Segundo os autores, o amônio foi removido da água

dos riachos por meio de organismos autotróficos (algas unicelulares, algas filamentosas, e briófitas) e heterotróficos (bactérias e fungos) e, secundariamente, pelo processo de nitrificação. No que concerne a este último processo do ciclo do nitrogênio, esta variou bastante, sendo alto em um riacho da região de floresta tropical (60% do amônio era usado neste processo) e baixo (3% do amônio era usado neste processo) na região temperada com floresta decídua. Comparado ao amônio, o nitrato percorre distâncias dez vezes maiores ao longo do riacho. Outro processo bastante relevante para o nitrogênio inorgânico dissolvido foi a regeneração no fundo do canal, isto é, a liberação de amônio e nitrato adsorvido nos sedimentos e presentes na matéria orgânica para a coluna de água. As pequenas diferenças na variação de nitrato e amônio ao longo dos canais sugerem que estas espécies químicas de nitrogênio estão em um equilíbrio dinâmico entre assimilação e regeneração, ao contrário do que se estudos anteriores sugeriam, ou seja, que os riachos são apenas transportadores de elementos.

Udawatta et al. (2006), em um estudo envolvendo geração de escoamento superficial e o transporte de nitrogênio em microbacias com agricultura (soja e milho) com solos com horizontes sub-superficiais muito argilosos, mostraram que os grandes eventos pluviais conseguem transportar mais nitrogênio total e nitrato do que os eventos menores. Comparando a importância desses grandes eventos no transporte do elemento mencionado, os autores notaram que em todos os grandes eventos de escoamento superficial (eventos iguais ou maiores que $1000 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) houveram perdas médias de 17,6 e 13,1 kg ha^{-1} respectivamente. Nos menores eventos (eventos entre 0 - $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), as perdas médias foram 0,88 e 0,63 kg ha^{-1} respectivamente, uma diferença significativa. Ainda, os autores mostraram que nos anos onde há a aplicação de fertilizante nitrogenado há, necessariamente, grandes perdas por meio do escoamento superficial.

Bonilla (2005), em um estudo de microbacias pareadas envolvendo uma bacia com pastagem e outra com floresta natural na Amazônia, mostrou que no riacho da floresta a espécie química de nitrogênio que predominava era o nitrato. Ao contrário, na pastagem, o amônio prevalecia devido a menores taxas de nitrificação como consequência da invasão do canal por gramíneas, aumentando as taxas respiratórias e favorecendo o processo de desnitrificação. Além disso, o nitrogênio orgânico dissolvido compreendia 93% do nitrogênio total dissolvido na pastagem. Esse valor foi bem maior do que na floresta e pôde ser explicado, pois a pastagem apresentava menores taxas de mineralização.

Apesar de haver alguns trabalhos na literatura científica que relatam o transporte de nitrogênio, ainda é necessário que a ciência hidrologia ajude a entender e a melhorar a compreensão do transporte deste elemento e seu destino (SCHLESINGER et al., 2006). Schlesinger et al. (2006) observam que com o aumento dos impactos de origem antrópica nos ciclos biogeoquímicos, a hidrologia precisará reunir muitos esforços de pesquisa para alcançar o manejo adequado das águas continentais e, assim, ajudar a humanidade a alcançar um futuro sustentável.

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 Localização da área

A microbacia aqui estudada (Figura 1) situa-se no bairro Vargem Grande, município de Natividade da Serra, Estado de São Paulo e que possui 47000 m² (4,7 ha). As coordenadas e altitude da bacia são, respectivamente, latitude 23°24'53,9" S, longitude 45°15'04,0" W, altitude média de 810 m. O referido sistema hidrográfico constitui uma sub-bacia do rio Paraibuna e, de acordo com os critérios estabelecidos por Strahler (1958), o canal fluvial é classificado como de segunda ordem. O desnível do canal fluvial ao topo do divisor de águas é de aproximadamente 75 metros.

O sítio em que a microbacia está inserida localiza-se em área adjacente ao Parque Estadual da Serra do Mar, núcleo Santa Virgínia, o que tornou o presente trabalho passível de ser comparado ao de Groppo (2008) que está realizando estudo semelhante, porém em uma microbacia coberta por floresta ombrófila densa.

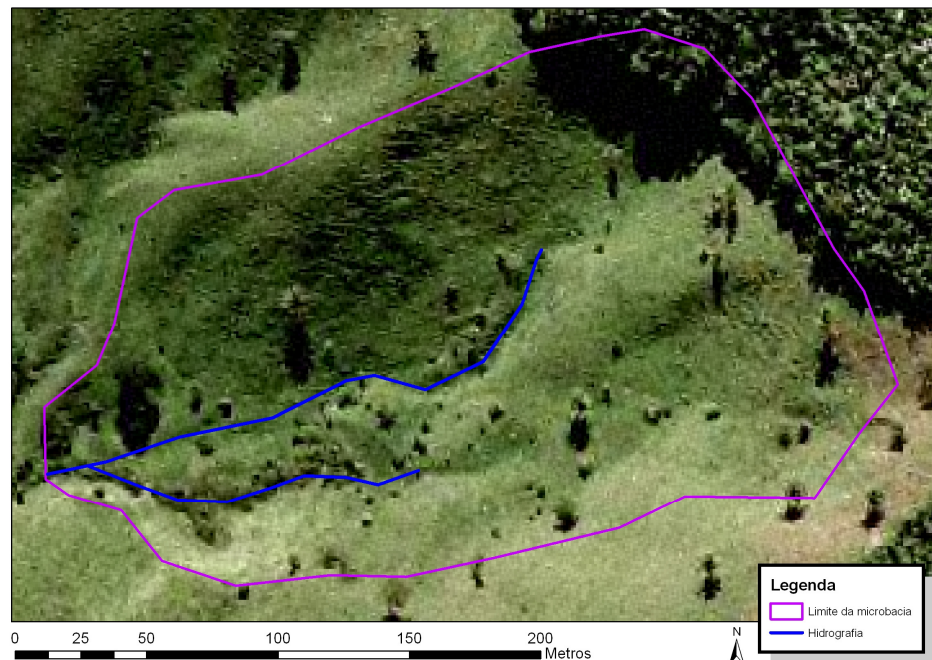


Figura 1 – Ortofoto 1:10000 da microbacia de estudo. O divisor de águas é evidenciado pela linha de cor roxa e a hidrografia pela linha de cor azul

A pluviosidade anual média de Natividade da Serra, distante cerca de 60 km da área de estudo, é de 1800 mm (FOLHES; RENÓ; FISCH, 2007) podendo haver zonas com menor precipitação (1300 a 1500 mm). Em relação à temperatura, esta possui média mínima e máxima de, respectivamente, 3 e 26 °C com média de 17 °C. De acordo com o sistema Köppen, o clima da região é subtropical (Cfa) com verões quentes e chuvas bem distribuídas durante o ano todo.

O histórico do uso da terra foi obtido desde 1963, por meio da entrevista com os atuais proprietários e moradores locais. No ano aludido, houve a conversão do uso do solo de floresta para a plantação de milho entre outras culturas e ao cultivo de espécies frutíferas (laranja e limão). Durante este período, não houve preparo do solo com máquinas e implementos sendo feito apenas trabalhos manuais com enxada. A conversão do uso do solo ocorreu por meio do corte e da queima da floresta, seguindo o padrão relatado no trabalho de Dean (1996) em seu estudo sobre a região da Mata Atlântica. De 1968 aos dias atuais, o uso do solo foi convertido para pastagem havendo apenas poucas árvores frutíferas remanescentes do antigo uso da terra. Portanto, há 41 anos a microbacia permanece sob o uso de pastagem com plantel variando de cerca de 10 a 15 cabeças de gado (2,5 a 3,7 cabeças por hectare). A espécie de gramínea (Poaceae) predominante no sistema de pastagem é *Brachiaria decumbens* Stapf. Contudo, em áreas onde o relevo é mais íngreme, há a notável presença de plantas invasoras (herbáceas e arbóreas) de várias espécies tais como: *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn, *Schinus terebinthifolia* Raddi, *Psidium guajava* L., *Psidium cattleianum* Sabine, *Casearia sylvestris* Sw., *Tibouchina mutabilis* Cogn. entre muitas outras.

2.2.2 Caracterização física da microbacia

O material parental dos solos nesta microbacia são batólitos (*stocks*) de ortognaisses cujos constituintes minerais predominantes são: biotita ($K(Mg,Fe)_3(AlSi_3O_{10})(OH)_2$), feldspatos potássico ($KAlSi_3O_8$), e, em menor proporção, o quartzo (SiO_2). É possível também notar a presença de fragmentos de gnaisses e quartzitos depositados ao longo do curso d'água e em vertentes, o que indica a presença também de intrusões quartzíticas. A presença destes fragmentos de rochas é provável devido ao processo de fraturamento e conseqüente desprendimento e rolamento destas porções rochosas.

O gnaïsse supramencionado é rico em biotita e feldspatos o que, por meio de sua alteração, gera minerais (goethita e caulinita) (MELFI et al., 1983) que se enquadram dentro da fração argila na granulometria de solos. A goethita é o mineral que confere a cor amarelada aos solos da região.

Sob as condições climáticas previamente mencionadas o gnaïsse é intemperizado gerando solos com horizonte B pouco desenvolvido (incipiente). Estes solos são classificados como CAMBISSOLOS HÁPLICOS DISTRÓFICOS. Esta descrição está de acordo com o levantamento de solos do Estado de São Paulo realizado por Prado (2005). Em menor proporção, há também solos ainda mais jovens denominados NEOSSOLOS LITÓLICOS, cuja característica principal é ausência de horizonte B, ou seja, o perfil possui seqüência A-C-R ou A-R. A predominância desses solos jovens em uma região úmida pode ser justificada devido ao acentuado declive do relevo que intensifica o processo de erosão em detrimento ao processo de formação do solo. Dessa maneira, o processo erosivo age carregando o material intemperizado, favorecendo o rejuvenescimento do perfil.

Por fim, as regiões adjacentes ao canal fluvial possuem solos que, como se verá mais adiante, se desenvolvem em condições anaeróbias. Nesta situação, o solo exibe características hidromórficas sendo, por esse motivo, caracterizado como GLEISSOLO.

Com o intuito de facilitar a compreensão dos processos hidrológicos que ocorrem dentro da bacia hidrográfica estudada, foi feita a descrição das vertentes por meio de análise visual usando os critérios de descrição adotados por Hewlett (1982). Pode-se observar que predominam na microbacia dois tipos de vertentes (sentido canal de escoamento até o divisor topográfico): (1) côncavo-convexa e (2) convexo-côncava. Esses formatos de vertente possuem grande influência no comportamento da água assim como na profundidade do solo (relação entre gênese e perda de solo). Ademais, essas encostas (vertentes) apresentam sinais de intensa degradação hidrológica já que apresentam elevado número de trilhas, que segundo Castro e Lopes (2001) se assemelham a uma “arquibancada”. O pisoteio constante de animais nessas trilhas provoca alto grau de compactação do solo o que dificulta a infiltração da água nesses locais. Ainda, algumas dessas trilhas desembocam diretamente no canal fluvial o que adiciona um componente hortoniano ao escoamento direto durante os eventos de chuva. Situação similar a essa já foi descrita na Amazônia em uma vertente cujo uso do solo era também de pasto (BIGGS, DUNNE e MURAOKA, 2006).

Em relação ao nitrogênio, a pastagem que cobre as vertentes exibem degradação semelhante à descrita por Boddey et al. (2004). Esses autores destacam que há um declínio na produtividade de pastagens não adubadas devido à ausência de fertilização a base de nitrogênio e à superlotação da pastagem. Ainda de acordo com os autores, o indicativo deste fato é evidenciado pela geração áreas de solo exposto, invasão de espécies daninhas não palatáveis ao gado, e redução na capacidade de sustentar o gado (capacidade de suporte ou de lotação).

2.2.3 Delineamento experimental

O delineamento do experimento é ilustrado na Figura 2. Nota-se que há três coletores de precipitação e nove parcelas de escoamento superficial, sendo que estas foram dispostas de forma que três foram instaladas na porção mais baixa da vertente, três na porção central e três na parte superior. Da mesma maneira, nestas três porções da encosta foram instalados tensiômetros a 15, 30, 50 e 90 cm de profundidade e extratores de solução do solo (também chamados de “lisímetros de tensão”) a 30, 50 e 90 cm de profundidade. Estes extratores foram instalados em três réplicas por região (superior, mediana e inferior) da vertente de forma que cada uma possui 9 extratores instalados. Para monitorar o lençol freático, dois poços foram instalados, um em área adjacente ao riacho e o outro a cerca de 15 metros de distância do mesmo.

Por último, no que tange a vazão, esta foi monitorada por meio de um sensor eletrônico de nível de água (*Water Level Sensor*, Trutrack) que registra a altura da lâmina (H) de água da calha H a cada 5 minutos. Esta calha consistia de uma ponta de fibra de vidro com formato em “V” acoplada a um canal de aproximação construído de alvenaria. A escolha deste tipo de calha com ponta no referido formato consiste no fato desta possuir boa sensibilidade para monitorar pequenas e médias vazões e também por não provocar represamento. Deste modo, a descarga foi calculada aplicando a altura da água medida em metros na equação que segue (Equação 1) (GWINN; PARSONS, 1976; GWINN; PARSONS, 1977):

$$\log Q = 0,0228 + 2,5473 \times \log H + 0,2540 \times (\log H)^2 \quad (\text{Eq. 1})$$

Assim, a vazão é obtida em $L s^{-1}$. Para verificar a acurácia e a precisão do valor de descarga obtido da Equação 1, esta foi testada semanalmente através do método volumétrico com

o auxílio de um balde de volume conhecido e de um cronômetro, obtendo-se resultados satisfatórios.

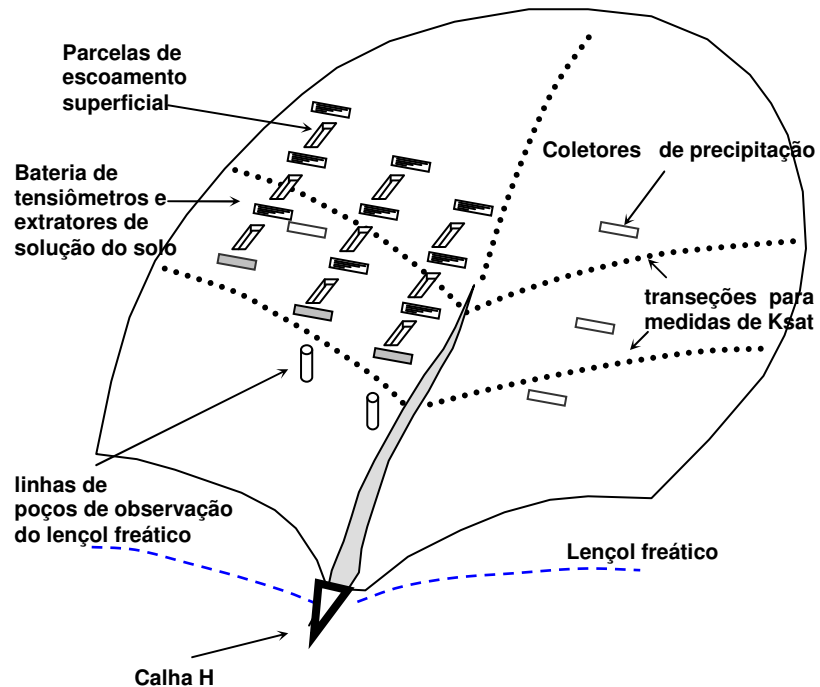
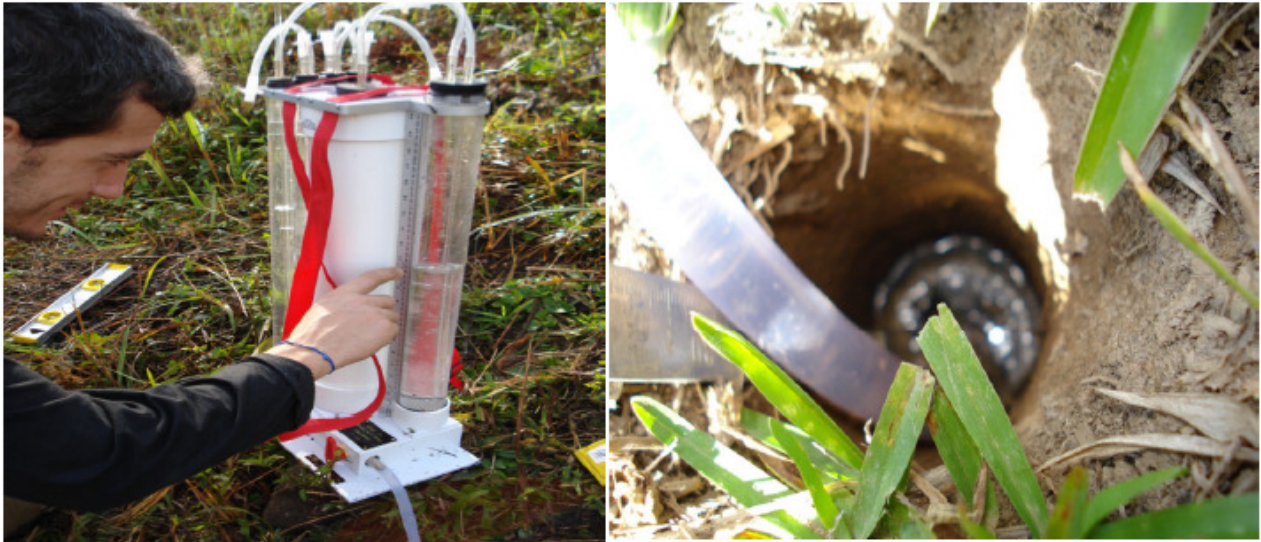


Figura 2 - Desenho esquemático do delineamento do experimento

2.2.4 Densidade do solo e condutividade hidráulica do solo em condição de saturação

A condutividade hidráulica do solo em condição de saturação (K_{sat}) foi medida com o auxílio de um permeâmetro de carga constante (Figura 3). As profundidades de medição foram 15, 30, 50 e 90 cm, sendo que a 15 cm foi utilizada a carga de 12 cm de água e nas demais profundidades a carga de água usada foi de 18 cm. Ao final da medição totalizou-se 25 pontos de medição de K_{sat} em cada profundidade. Com essas medições, espera-se obter valores a 15 cm de profundidade que correspondam aos valores de taxa básica de infiltração da água no solo. A 30, 50 e 90 cm de profundidade espera-se conseguir valores que representem as taxas de percolação da água em cada uma dessas porções do perfil do solo.



(A)

(B)

Figura 3 - (A) Permeâmetro de carga constante (“Amoozometer”) para mensurar a condutividade hidráulica do solo em condição de saturação em campo (K_{sat}); (B) Orifício cavado com auxílio de trado para medir a condutividade hidráulica do solo saturado

A densidade do solo foi obtida por meio da coleta de amostras não deformadas ($n = 3$ para cada profundidade) nas mesmas profundidades que foram realizadas as medidas de K_{sat} .

2.2.5 Potencial matricial da água no solo

O potencial matricial da água do solo foi medido semanalmente por meio de um manômetro digital (*Digital Pressure Gauge*, Bringer) acoplado aos tensiômetros já referidos no item 2.2.3.

2.2.6 Coleta solução do solo e água do riacho, do aquífero freático, da chuva e do escoamento superficial

2.2.6.1 Amostragem de solução do solo

Estas coletas foram realizadas semanalmente de 05/12/2007 a 17/04/2008. A partir de 24/04/2008 a 04/12/2008, a amostragem passou a ser quinzenal e com amostras compostas. Dessa forma, por exemplo, cada um dos três extratores de solução do solo (Figura 4) instalados a 30 cm de profundidade na mesma porção da vertente, fornecia uma alíquota para compor a amostra composta representativa daquela porção das encostas. Com o objetivo de induzir a entrada da

solução do solo nos extratores de água, foi usada uma bomba de vácuo manual. Posteriormente, a solução era retirada do extrator com o auxílio de uma mangueira, previamente limpa, acoplada a uma seringa.



Figura 4 - Extratores de solução do solo. De baixo para cima na foto são os extratores de 90, 50 e 30 cm de profundidade

2.2.6.2 Amostragem de água do riacho

Estas coletas foram realizadas semanalmente de 05/12/2007 a 04/12/2008. A amostragem foi efetuada inserindo-se manualmente o recipiente que armazena a água dentro da água do curso d' água, em um local situado antes da calha H (Figura 5).



Figura 5 - Calha H instalada para a medição da vazão

2.2.6.3 Amostragem de água do aquífero freático

Estas coletas foram realizadas semanalmente de 05/12/2007 a 04/12/2008. Nesse período, a coleta foi feita sem realizar a prévia purga dos poços. A amostragem no poço situado em área contígua ao riacho, por ser um poço muito raso, foi efetuada inserindo-se uma mangueira acoplada a uma seringa. No poço localizado na região mais alta, por ter profundidade de 4,40 m, a amostragem foi realizada com o auxílio do amostrador Bailer. Dessa maneira, obtiam-se alíquotas de água que eram armazenadas em recipientes apropriados.



Figura 6 - Poço de observação e coleta de água do aquífero freático situado na porção adjacente ao rio

2.2.6.4 Amostragem de água do escoamento superficial

Estas coletas foram realizadas semanalmente de 05/12/2007 a 17/04/2008. Assim como a solução do solo a partir de 24/04/2008 a 04/12/2008, a amostragem passou a ser quinzenal e com amostras compostas. Dessa forma, por exemplo, cada uma das três parcelas de escoamento superficial localizadas na mesma porção da vertente fornecia uma alíquota para compor a amostra composta representativa daquela porção da encosta.

As parcelas consistem de um tubo de PVC medindo 1,5 m de comprimento com uma abertura transversal no nível da superfície do solo (Figura 7). Uma placa de poliestireno foi introduzida entre o solo e o coletor para a captação integral do escoamento superficial. Para não

sofrer influência direta da precipitação o coletor foi coberto por uma lona de plástico. O PVC medindo 10 cm de diâmetro é fechado com uma tampa de PVC (“cap”) em uma das extremidades, enquanto na outra extremidade possui um cotovelo com ângulo de 90° com um funil de garrafa plástica acoplado, conectado a uma mangueira que conduz a água até um galão plástico com capacidade 20 litros. Ademais, as parcelas foram delimitadas por meio da inserção de tábuas madeiras de 1,5 m de comprimento e 30 cm de largura no solo.



Figura 7 - Parcela de escoamento superficial não coberta por lona plástica (2,25 m²)

2.2.7 Chuva: análise das frequências de intensidade e amostragem

A análise da frequência de intensidade de chuva foi realizada através da instalação de um pluviógrafo do tipo “tipping-bucket” (*Rain Wise*) que registra o volume de chuva (mm) a cada 5 minutos (Figura 8).

No que concerne as coletas para a análise de nitrogênio, estas foram realizadas semanalmente de 05/12/2007 a 17/04/2008. Durante estas amostragens, cada coletor tinha uma amostra que o representava. No entanto, a partir de 24/04/2008 a 04/12/2008, a amostragem passou a ser com amostras compostas. Dessa forma, cada um dos três coletores de água pluvial

fornecia uma alíquota para compor a amostra composta representativa da chuva da semana de coleta.

Os coletores de precipitação (Figura 7) consistem de um tubo de PVC, com 2 metros de comprimento, 10 centímetros de diâmetro, com uma abertura transversal de área equivalente a $0,15 \text{ m}^2$, fechado com uma tampa de PVC (“cap”) em uma das extremidades, enquanto na outra extremidade possui um cotovelo com ângulo de 90° com um funil de garrafa plástica acoplado e conectada a uma mangueira que conduz a amostra até um recipiente coletor (capacidade 20 litros). Foram construídos cavaletes de madeira a fim de posicionar os coletores a aproximadamente 1,5 metros acima da superfície do solo.



Figura 8 - Pluviógrafo *Rain Wise* (canto inferior à esquerda) e o coletor de precipitação para a posterir análise de nitrogênio

2.2.8 Análise química do conteúdo de nitrogênio

Após a coleta, todas as amostras receberam, para fins de preservação, 1% v/v de ácido sulfúrico (95-97%). As concentrações de N-NH_4^+ e $\text{N-NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ foram analisadas usando um sistema automático de injeção de fluxo contínuo (FIA - *Flow Injection Analysis*) (RUZICKA; HANSEN, 1981). O N-NH_4^+ foi medido por condutivimetria, pelo método de Solórzano (1969). O $\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$ foi determinado por espectrofotometria na forma de N-NO_2^- , após redução com o catalisador cádmio e reação com sulfanilamida e N-naftil (GINÉ-ROSIAS, 1979). Desse modo, o nitrato aqui apresentado representa a carga de nitrato e de nitrito ($\text{N-NO}_3^- + \text{N-NO}_2^-$).

Para garantir a precisão e a acurácia das determinações analíticas, foram utilizadas amostras certificadas. Para o N-NH_4^+ e o N-NO_3^- ($\text{N-NO}_3^- + \text{N-NO}_2^-$) utilizou-se, respectivamente, as amostras Rain - 97 e Hamilton - 20 (AES - Acid Rain Water - National Research Council Canada) que possuem, seguindo a ordem, $0,18 \pm 0,028 \text{ mg L}^{-1}$ e $2,45 \pm 0,22 \text{ mg L}^{-1}$. Durante a execução das análises obteve-se resultados satisfatórios dessas amostras nas curvas-padrão utilizadas ($0,18 \pm 0,025 \text{ mg L}^{-1}$ e $2,45 \pm 0,21 \text{ mg L}^{-1}$ para, respectivamente, N-NH_4^+ e N-NO_3^-).

2.2.9 Análises estatísticas

Usando o teste de normalidade Kolmogorov-Smirnov ($p < 0,01$) presente no pacote estatístico STATISTICA 6.0 (StatSoft), observou-se que os dados obtidos relativos ao nitrogênio não apresentaram distribuição normal (ALTMAN; BLAND, 1995). Desta forma, utilizou-se a mediana como a medida de maior representatividade das amostras (ALTMAN; BLAND, 1994; HEDIN, ARMESTO; JOHNSON, 1995). No caso de obter amostras com valores de concentração abaixo do limite de detecção, os valores obtidos nesta faixa de concentração foram substituídos por metade do valor deste limite (NEWMAN et al., 1989). Os referidos limites foram $0,01$ e $0,02 \text{ mg L}^{-1}$ para N-NO_3^- e N-NH_4^+ , respectivamente.

2.3 RESULTADOS

2.3.1 Hidrologia

O total precipitado durante o período de estudo foi de aproximadamente 1433 mm. Desse valor, nota-se que 77% foram consideradas de baixa intensidade, ou seja, variando de 0 a 5 mm h⁻¹. Esta classe de intensidade contribui em termos totais com cerca de 48% da precipitação total (Figura 9). Se considerarmos o intervalo de 0 a 15 mm.h⁻¹, a contribuição aumenta para 70%. Por outro lado, eventos com intensidades altas ocorrem com baixa frequência, sendo, em relação aos eventos de baixa intensidade, muito menos representativos.

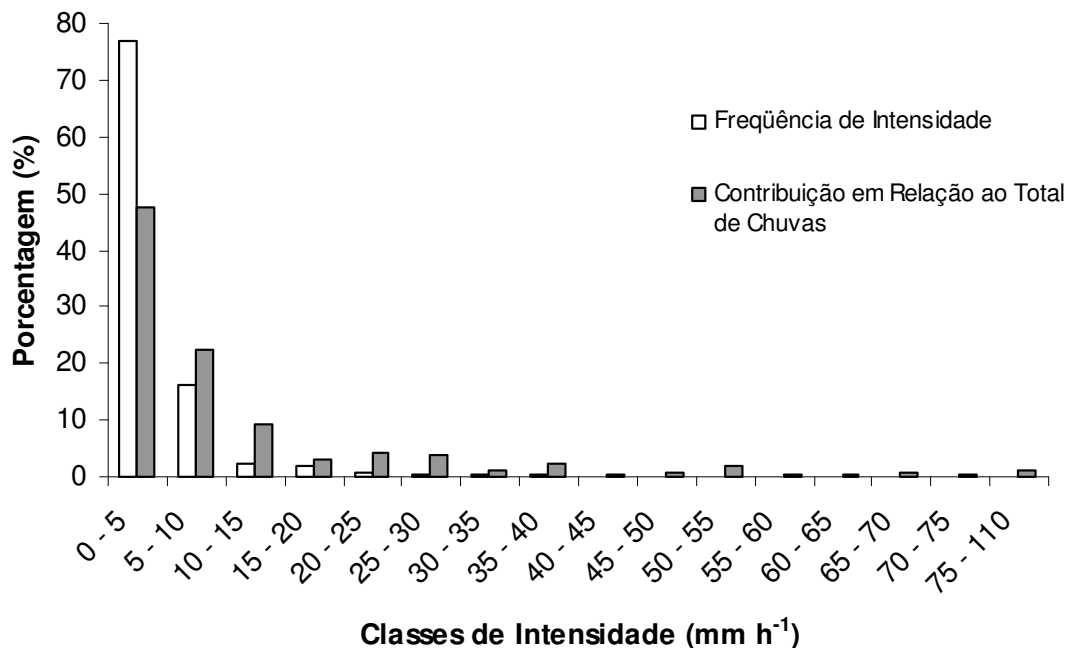


Figura 9 - Distribuição de precipitação em classes de intensidade e sua contribuição para o total de chuvas

A densidade do solo do presente estudo variou de 1,33 a 1,58 Mg m⁻³ não havendo uma relação clara entre profundidade e densidade (Figura 10). Com o intuito de elucidar as diferenças que o uso da terra ocasionam na densidade e na condutividade hidráulica do solo sob condições de saturação (Ksat), esses dois atributos foram obtidos do já referido estudo de uma microbacia coberta por floresta ombrófila densa estudada por Groppo (2008). A densidade do solo do presente estudo é claramente maior se comparado às da floresta, exceto a 90 cm onde essa divergência de valores se torna menos conspícua (Figura 10).

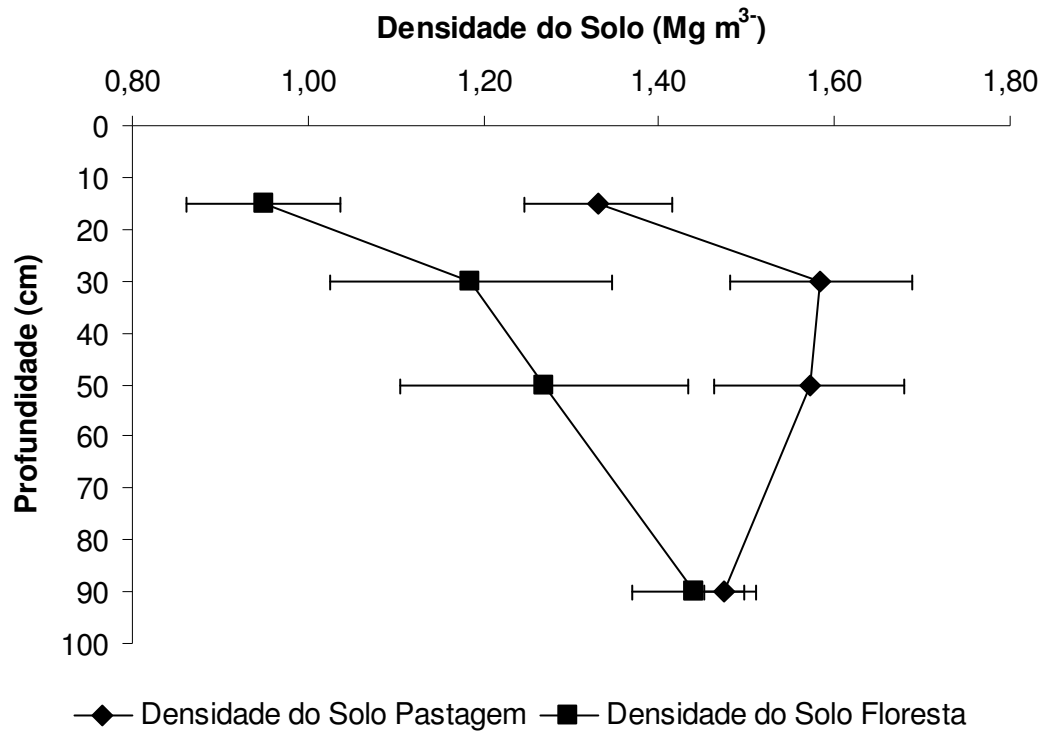


Figura 10 - Densidade do solo a 15, 30, 50 e 90 cm de profundidade na pastagem e floresta

No que tange as medidas de K_{sat} , esta teve mediana de 22, 6, 0,4 e 0,2 mm h^{-1} respectivamente em 15, 30, 50 e 90 cm de profundidade (Figura 11).

No que concerne à intensidade da chuva, nota-se que o referido predomínio de chuvas de intensidade baixa ($0 - 5 \text{ mm h}^{-1}$) (Figura 9) tem implicações para a previsão da geração de escoamento direto nas microbacias estudadas. Pode-se evidenciar esta assertiva observando o efeito de uma chuva de 5 mm h^{-1} sobre os solos da microbacia (linha pontilhada da Figura 11). Percebe-se que a mediana de K_{sat} próxima a superfície (15 cm de profundidade) excede a intensidade de chuva predominante. Assim, a água pluvial se infiltra no solo ao invés de escoar em superfície. Os solos da bacia mostram a possibilidade da formação de um lençol suspenso a 50 cm de profundidade (mediana de $K_{sat} <$ intensidade de chuva predominante) podendo em alguns momentos a saturação atingir a superfície, provocando escoamento superficial devido à saturação dos solos.

De modo a verificar a existência da geração de escoamento superficial devido à uma camada de impedimento, foi instalado um poço raso (50 cm de profundidade) para a observação do lençol suspenso. Entretanto, não foi observada a presença de água no mesmo.

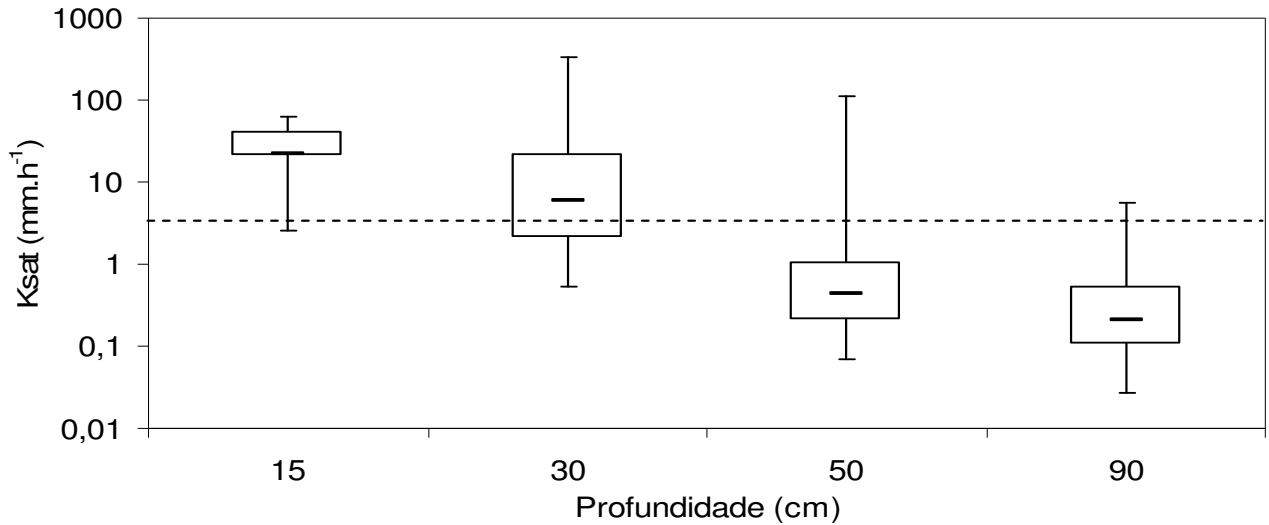


Figura 11 - Diagrama de caixas exibindo a condutividade hidráulica do solo em condição de saturação (K_{sat}) na profundidade de 15, 30, 50 e 90 cm na pastagem ($n = 25$ para cada profundidade). A linha horizontal dentro das caixas representa a mediana, as linhas horizontais das caixas representam o primeiro e o terceiro quartil e as barras verticais os valores máximos e mínimos. A linha pontilhada na horizontal representa a intensidade de chuva de 5 mm h^{-1} que é a mais representativa da região de estudo

O potencial matricial da água do solo medido nas profundidades de 15, 30, 50 e 90 cm em três locais da vertente (topo, meio e sopé) teve amplitude de 0 a -87 kPa. No entanto, de maneira geral, percebe-se que a maior parte do ano o solo, em todas as porções da encosta, permanece em estados de alto grau de umidade, isto é, com potencial matricial variando de 0 a -8 kPa (Figura 12). Esses valores altos deste potencial encontram-se em consonância com as intensidades de chuvas que predominantes, que são as chuvas leves de 0 a 5 mm.h^{-1} (Figura 9). Dessa maneira, a água da chuva se infiltra no solo já que a intensidade não excede a K_{sat} próximo a superfície (Figura 11). Após se infiltrar, há a redistribuição da água no perfil permitindo que o potencial matricial se torne menos expressivo ao longo do mesmo.

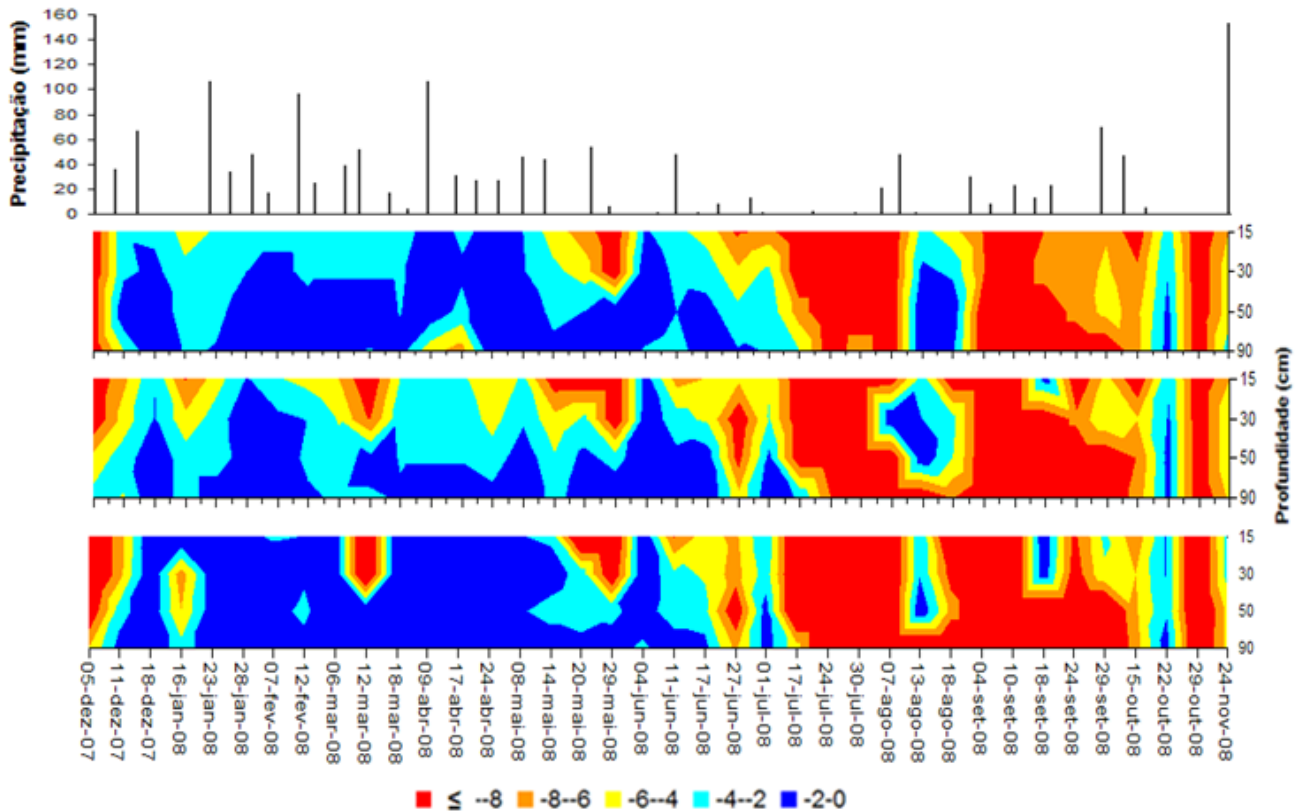


Figura 12 - Precipitação semanal e classes de potencial matricial da água no solo (kPa) da vertente (Superior – sopé; intermediário – meio da vertente ; e inferior – porção mais alta da vertente)

Como mencionado anteriormente, o poço situado na porção ao lado do canal localiza-se em uma área de solo praticamente ao lado do riacho, ou seja, bem no fundo do vale. Situação semelhante foi encontrada por Buytaert, Iñiguez e De Bièvre (2007) também em uma microbacia cujo embasamento era de rochas cristalinas. O poço é bastante raso e os solos nessa região permanecem praticamente com o perfil saturado a maior parte do ano (Figura 13). Este fato sugere que o solo nessa região adjacente ao canal esteja propenso à geração de escoamento superficial devido à saturação do solo em eventos de chuva de forte intensidade e escoamento subsuperficial durante eventos de chuva de intensidade baixa.

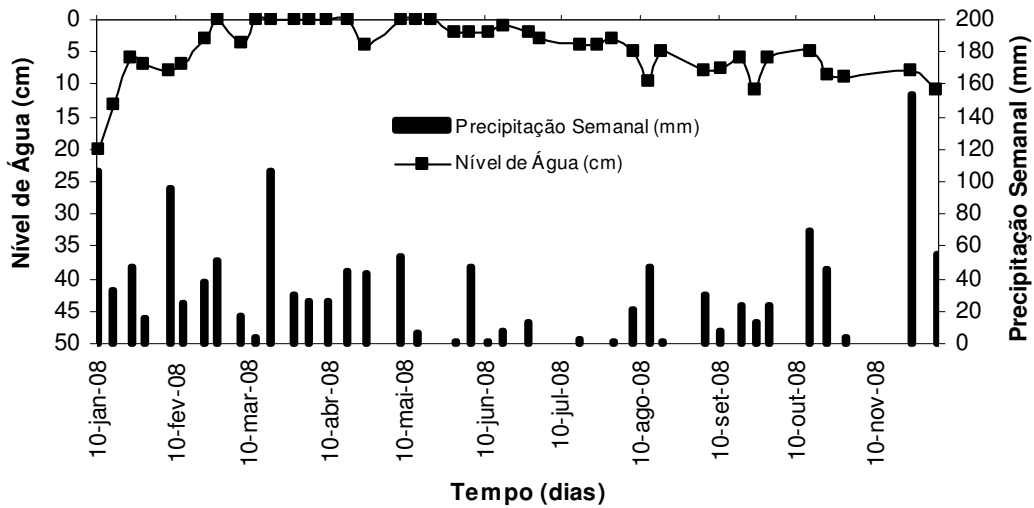


Figura 13 - Precipitação semanal e o nível de água do aquífero freático

Além da visível proximidade do nível de água em relação à superfície do solo (Figura 13), a recarga do aquífero livre tornou-se evidente, pois o poço situado em uma região mais alta na vertente, que inicialmente não tinha sido encontrado água, apenas rocha, a partir do dia 02/04/2008 passou a conter água (Figura 14). Entretanto, a partir de 17/07/2008 a 04/12/2009, o poço voltou a secar.

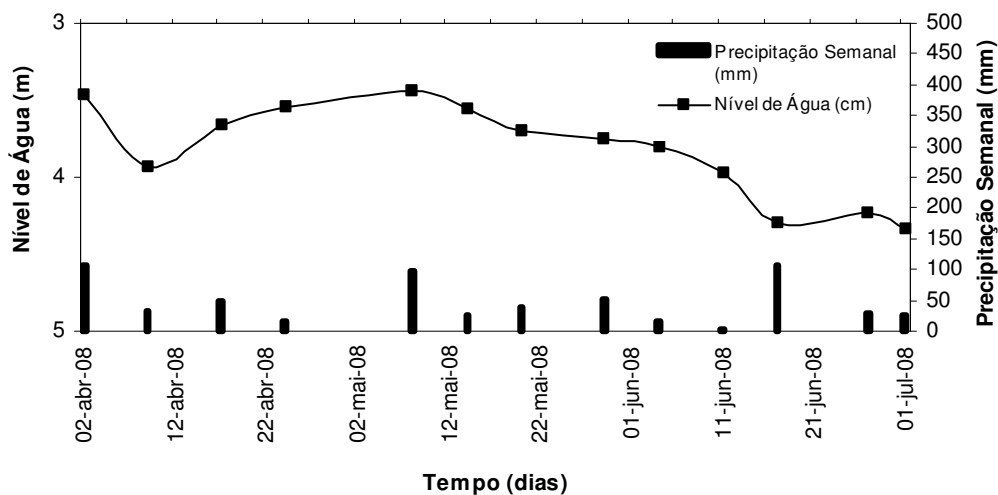
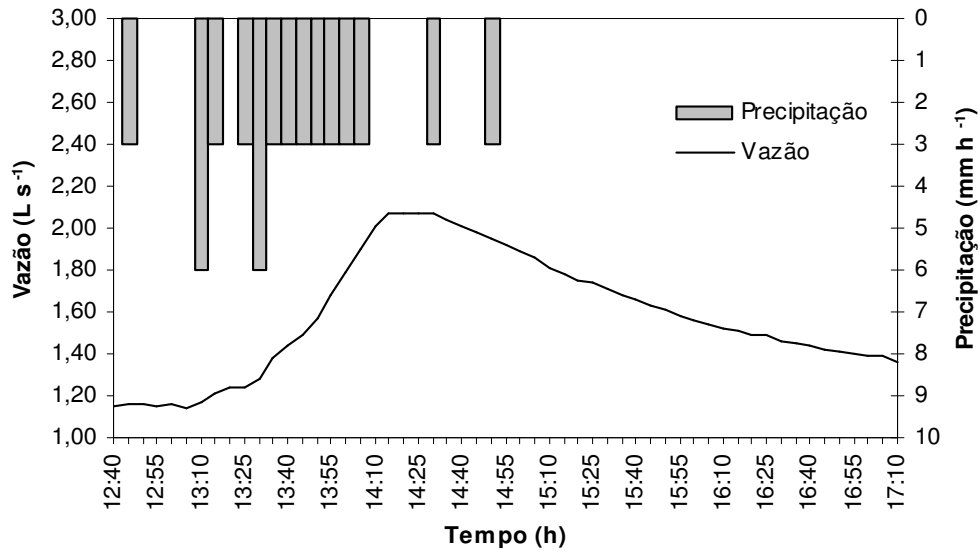


Figura 14 - Oscilação do nível de água no poço situado mais acima na vertente

Para elucidar o conjunto de processos hidrológicos de superfície que ocorrem durante eventos de chuva, foram selecionados dois eventos extremos (Figura 15a e 15b). O primeiro representa a geração de escoamento direto em condições chuvas de baixa intensidade que são típicas da região (0 a 5 mm h⁻¹). O segundo evento, bem menos freqüente, possui pico de intensidade de chuva que se enquadra, de acordo com Hewlett (1982), na classe de chuvas fortes ou pesadas (35 a 40 mm h⁻¹).

A)



B)

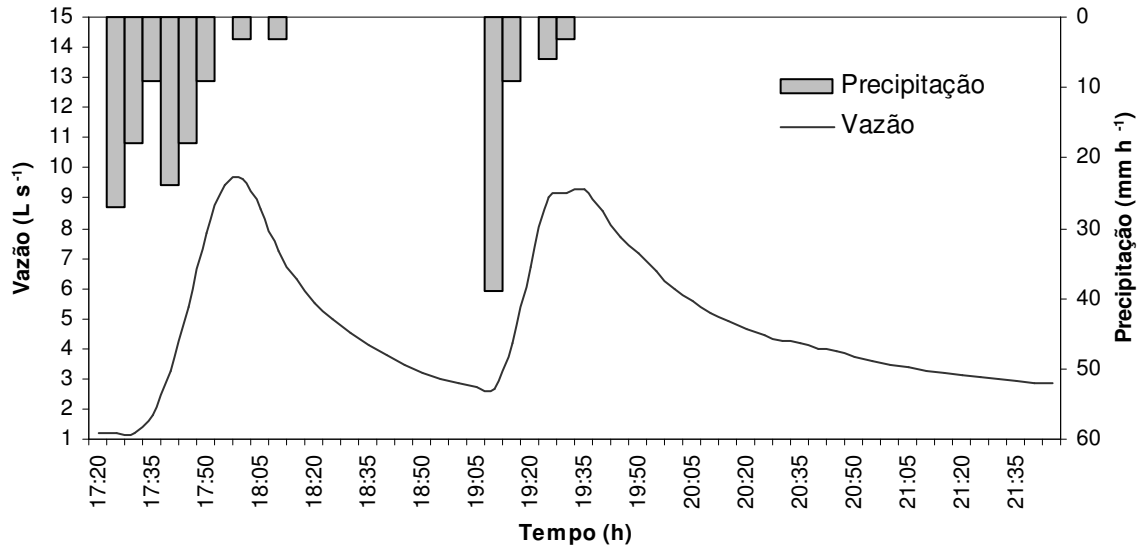


Figura 15 - Hidrógrafas e hietogramas exibindo geração de escoamento direto (A) evento de precipitação de intensidade leve (B) evento de precipitação de intensidade forte

Na Figura 15a, nota-se que há um pequeno aumento da vazão ao longo do evento de chuva. De fato, esse incremento deve ocorrer principalmente devido à geração de escoamento subsuperficial das áreas adjacentes ao canal como descrito por Dunne (1978). Há também,

embora em menor proporção, uma contribuição de escoamento superficial hortoniano em trilhas que se dirigem ao canal. Utilizando o método de separação da hidrógrafa da linha reta encontrado em Chow, Maidment e Mays (1988) separou-se o escoamento direto do escoamento de base. Desse modo, em relação à Figura 15a, em termos totais, o escoamento direto representou 7% do escoamento total. De maneira coerente, a resposta hidrológica (volume em mm de escoamento direto / precipitação do evento medida em mm) foi de 1,4%, considerada muito baixa. Ademais, o tempo de pico (intervalo entre o máximo valor de intensidade de precipitação e o máximo valor de vazão na hidrógrafa) é de aproximadamente 1 hora.

Por outro lado, observa-se que as altas intensidades de chuva fazem com que várias áreas da microbacia produzam escoamento superficial hortoniano e de áreas saturadas, engendrando um aumento expressivo da vazão, assim como apresentando tempo de pico de 20 minutos, que é mais rápido do que o apresentado na Figura 15a (Figura 15b). Ainda que em menor volume, o escoamento subsuperficial provavelmente também contribui para o aumento da descarga. Nesta hidrógrafa, o escoamento direto representou 31% do escoamento total. Além disso, a resposta hidrológica foi de 6%. Esse valor, se comparado com o da hidrógrafa da Figura 15a, é expressivamente mais elevado.

No que se refere ao coeficiente de escoamento superficial, o valor médio calculados das nove parcelas instaladas (Tabela 1) é muito baixo, sendo inferior a 0,02, ou seja, menos de 2% do que chove tornou-se escoamento superficial.

Tabela 1. Coeficiente de escoamento superficial nas três porções da vertente da microbacia. Os valores refletem a média (fora dos parênteses) e a amplitude (em parênteses) das parcelas situadas nas porções da encosta, isto é, três parcelas em cada porção

Porção da Vertente	Média e Amplitude
Inferior	0,016 (0 a 0,44)
Intermediária	0,006 (0 a 0,18)
Superior	0,017 (0 a 0,52)

A principal via hidrológica que compõem o deflúvio é o escoamento de base já que a curva de duração de fluxo apresenta-se uma inclinação suave em quase toda a sua extensão (Fig.

15) (SEARCY, 1959 apud ARCOVA e CICCIO, 1997). Esta afirmação está em consonância com os baixos valores de coeficientes de escoamento superficial encontrados.

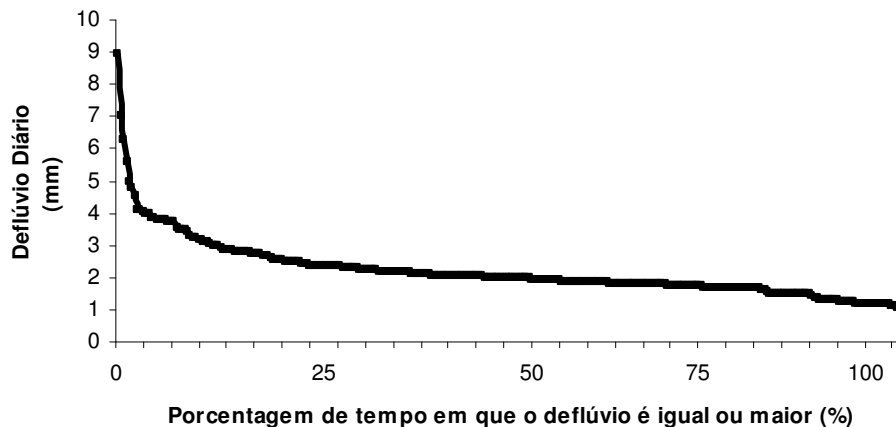


Figura 16 - Curva de duração de fluxo

Por meio do monitoramento contínuo da descarga, de 30/11/2007 a 28/11/2008, pôde-se obter o deflúvio calculado em base diária. Esses valores foram somados até completar um ano, obtendo-se o deflúvio anual de 736 mm. Para o mesmo período de medição do deflúvio, mediu-se a precipitação que totalizou 1433 mm. Com essas informações foi possível calcular a razão ou coeficiente de deflúvio (deflúvio anual dividido pela precipitação anual). Dessa forma, a razão obtida foi de 0,51, sugerindo que 51% da precipitação se transforma em deflúvio sendo o restante perdido por evapotranspiração.

No que tange ao balanço hídrico, de acordo com Castro e Lopes (2001), este balanço pode ser calculado em uma microbacia de drenagem por meio da seguinte equação:

$$P = Q + ET + \Delta S + \Delta G \quad (\text{Eq. 2})$$

Onde P é a precipitação, ET é a evapotranspiração, ΔS é o armazenamento da água no solo e ΔG é o armazenamento de água subterrânea. Como pôde ser visto nas seções anteriores, a variação do armazenamento de água no solo (ΔS) e a variação da água subterrânea (ΔG) permitem que essas variáveis da equação do balanço hídrico sejam consideradas como possuindo

um valor próximo a zero. Com isso, a Equação 2 pode ser reescrita simplificadamente como Moster et al. (2003) propõem (Equação 3):

$$P = Q + ET \quad (\text{Eq. 3})$$

Assim, a evapotranspiração calculada para o período de monitoramento foi equivalente a 697 mm ano^{-1} , ou, em base diária, $1,9 \text{ mm dia}^{-1}$.

2.3.2 Nitrogênio

No que se refere à solução do solo, a maior parte das amostras dos extratores de solução do solo teve valores de concentração abaixo do limite de detecção do FIA (Tabela 2). Para os extratores situados a 30, 50 e 90 cm de profundidade no perfil do solo, as medianas dos valores de concentração de N-NH_4^+ e N-NO_3^- foram iguais sendo, respectivamente, $0,71 \mu\text{M}$ e $0,35 \mu\text{M}$.

Tabela 2. Porcentagem (%) de amostras que tiveram seus valores abaixo do limite de detecção (LoD) (n = 140)

Profundidade do extrator (cm)	% de amostras abaixo do LoD de N-NO_3^-	% de amostras abaixo do LoD de N-NH_4^+
30	87,00	77,00
50	86,00	75,00
90	86,00	85,00

Observa-se que em alguns períodos menos úmidos em que o solo se encontra em estados de potencial matricial mais expressivos, há um pulso de N-NH_4^+ e N-NO_3^- a 30 cm de profundidade. A 50 e 90 cm de profundidade, o padrão se repete (Figura 17).

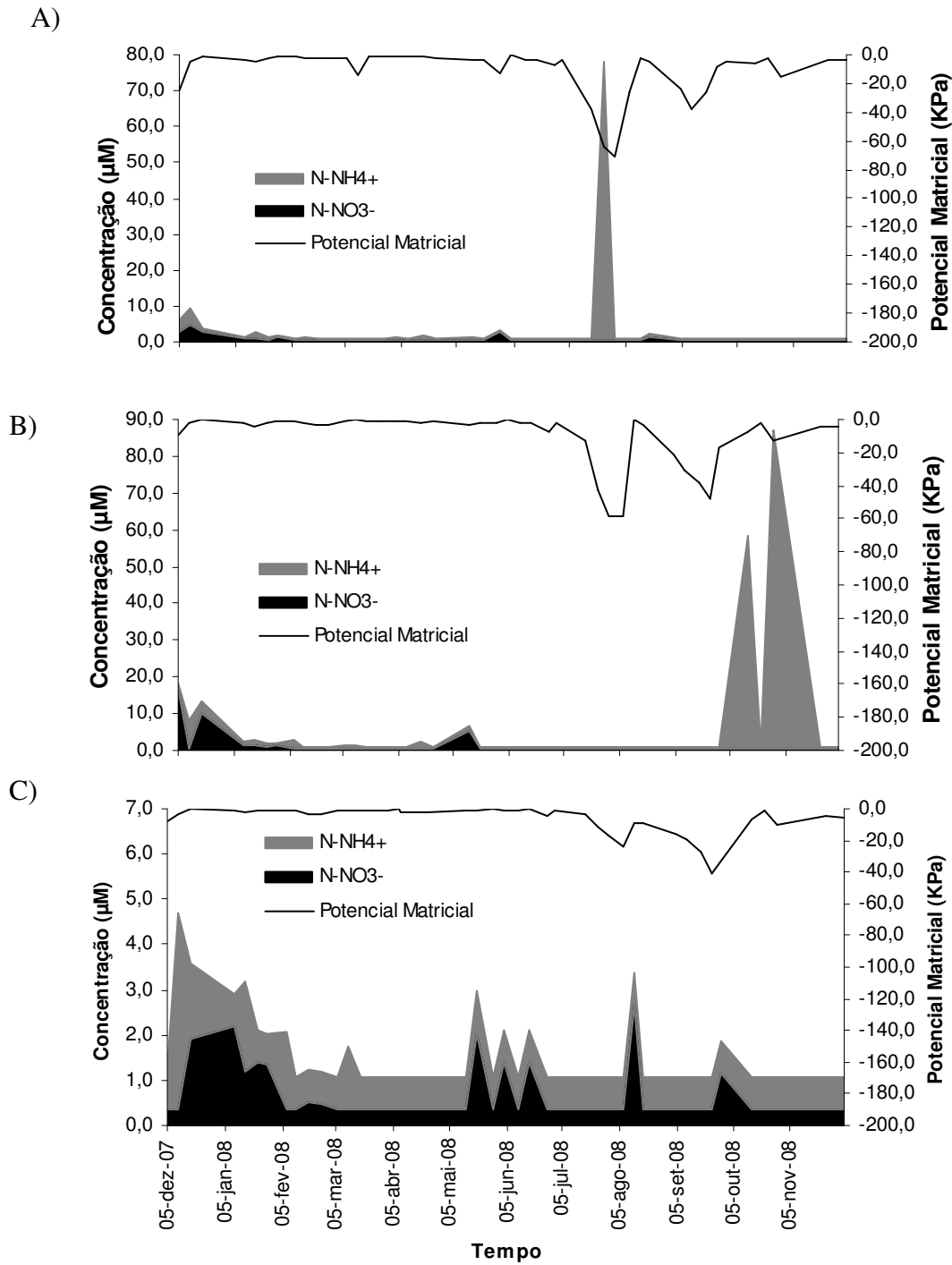


Figura 17 - Variação temporal de N-NH_4^+ e N-NO_3^- na solução do solo (A) 30 cm (superior); (B) 50 cm (intermediário) e (C) 90 cm (inferior).

Comparado ao valor de mediana do amônio e de nitrato na chuva, nota-se que os valores da solução do solo são bastante reduzidos e são iguais aos da precipitação. Contudo, a amplitude dos valores de amônio e nitrato na chuva (respectivamente, 0,71 a 36,40 μM e 0,35 a 2,60 μM) é inferior ao encontrado a 30 cm de profundidade (Tabela 3), sugerindo que o contato da água da chuva com o solo eleva a concentração desses íons na solução do mesmo.

Tabela 3. Amplitude de valores de concentração encontrados nas profundidades dos extratores de solução do solo

Profundidade do extrator	N-NO₃⁻ (μM)	N-NH₄⁺ (μM)
30	0,35 -- 4,70	0,71 -- 77,90
50	0,35 -- 16,70	0,71 -- 86,90
90	0,35 -- 2,60	0,71 -- 4,40

No tocante ao nitrogênio inorgânico presente na água do aquífero freático, as concentrações de nitrato apresentaram-se com valor de mediana equivalente a 0,35 μM e 56% das amostras tiveram seus valores de N-NO₃⁻ abaixo do limite de detecção. Já para o amônio, 88% das amostras analisadas oriundas do lençol freático tiveram seus valores de N-NH₄⁺ abaixo do limite de detecção do FIA. Deste modo fica evidente que assim como o nitrato, o amônio é escasso no sistema devendo ser prontamente assimilado pelos microrganismos e plantas, ou mesmo adsorvido nos minerais da fração argila do solo.

Dos dados obtidos das análises das amostras de escoamento superficial (n = 55), aproximadamente 60% tiveram seus valores de N-NO₃⁻ inferiores ao limite de detecção do equipamento FIA. O valor da mediana dos valores de N-NO₃⁻ foi 2,42 μM . No tocante ao N-NH₄⁺, 38% das amostras tiveram seus valores de concentração abaixo do limite de detecção do sistema FIA. O valor da mediana dos valores de N-NH₄⁺ foi de 12,27 μM . Nessa via hidrológica a amplitude valores variou entre 0,35 e 74,70 μM para N-NO₃⁻ e entre 0,71 e 371,10 μM para N-NH₄⁺. Comparado aos valores de amplitude de amônio e nitrato na chuva (respectivamente, 0,71 a 36,40 μM e 0,35 a 2,60 μM) nota-se, assim como para a solução do solo a 30 cm, os valores são mais elevados nesse processo hidrológico sugerindo, mais uma vez, que o contato da água da chuva com o solo eleva a concentração desses íons na solução do mesmo.

O balanço hidrológico de nitrogênio inorgânico foi obtido como proposto por Bormann e Likens (1967) e Likens et al. (1970), isto é, por meio dos resultados das análises da água da chuva bem como do volume precipitado, obteve-se o aporte (entrada) de nitrogênio no sistema hidrográfico. Da mesma maneira, utilizando-se os resultados das análises de água do riacho e os valores de vazão, calculou-se o efluxo (saída) de nitrogênio via água fluvial. Como a maioria das amostras teve seus valores de nitrogênio inorgânico abaixo do limite de detecção, para fins de cálculo, foi utilizado a metade do limite de detecção de amônio e nitrato (NEWMAN et al., 1989; ALTMAN; BLAND, 1998). A exemplificação do cálculo pode ser vista abaixo (Tabela 4).

Tabela 4 - Exemplificação do cálculo do balanço hidrológico de nitrogênio associado à água

Dia	Semanal Precipitação (mm)	Concentração (mg L ⁻¹)		Entrada	
		N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	mg N ha ⁻¹ semana ⁻¹	kg N ha ⁻¹ semana ⁻¹
5/12/2007	0	0,000	0,000	0,000	0,000
11/12/2007	35	0,230	0,005	82250,000	0,823
.
.
.
3/12/2008	55	0,010	0,005	8250,000	0,008
Σ Entrada (kg N ha⁻¹ ano⁻¹)					1,100
Dia	Semanal Deflúvio (mm)	Concentração (mg L ⁻¹)		Saída	
		N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	mg N ha ⁻¹ semana ⁻¹	kg N ha ⁻¹ semana ⁻¹
5/12/2007	12	0,010	0,005	8685,600	0,009
11/12/2007	20	0,010	0,005	14424,300	0,014
.
.
.
3/12/2008	13	0,010	0,005	9411,750	0,009
Σ Saída (kg N ha⁻¹ ano⁻¹)					0,150
Balanço anual (Σ Entrada - Σ Saída)					0,950

A mediana dos valores de concentração de N-NH_4^+ na precipitação foi $0,71 \mu\text{M}$, e o aporte dessa forma de nitrogênio calculado foi de $0,93 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Já para o N-NO_3^- , a mediana dos valores de concentração de N-NO_3^- nesse processo hidrológico foi $0,35 \mu\text{M}$, e a entrada de nitrogênio calculado foi de $0,17 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Assim, o aporte de nitrogênio inorgânico no sistema hidrográfico, baseado nas amostras analisadas, foi de $1,10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

No que tange às perdas de N via fluvial, a mediana dos valores de concentração de N-NH_4^+ foi $0,71 \mu\text{M}$ e as perdas foram baixas totalizando $0,07 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Já para o N-NO_3^- a mediana dos valores de concentração de N-NO_3^- foi de $0,35 \mu\text{M}$ e os efluxos totalizaram $0,08 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Assim, as perdas de nitrogênio inorgânico totalizaram $0,15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

Comparando-se perdas e ganhos de nitrogênio inorgânico na microbacia, percebe-se que há um ganho líquido de $0,95 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

Cabe assinalar que houve variação temporal da concentração de N-NH_4^+ e N-NO_3^- na água do riacho (Figura 18). No entanto, como é possível notar, a variabilidade é maior para o N-NO_3^- já que para o N-NH_4^+ , 93% das amostras tiveram suas concentrações abaixo do limite de detecção. Já para o N-NO_3^- , 54% das amostras estiveram abaixo do limite de detecção.

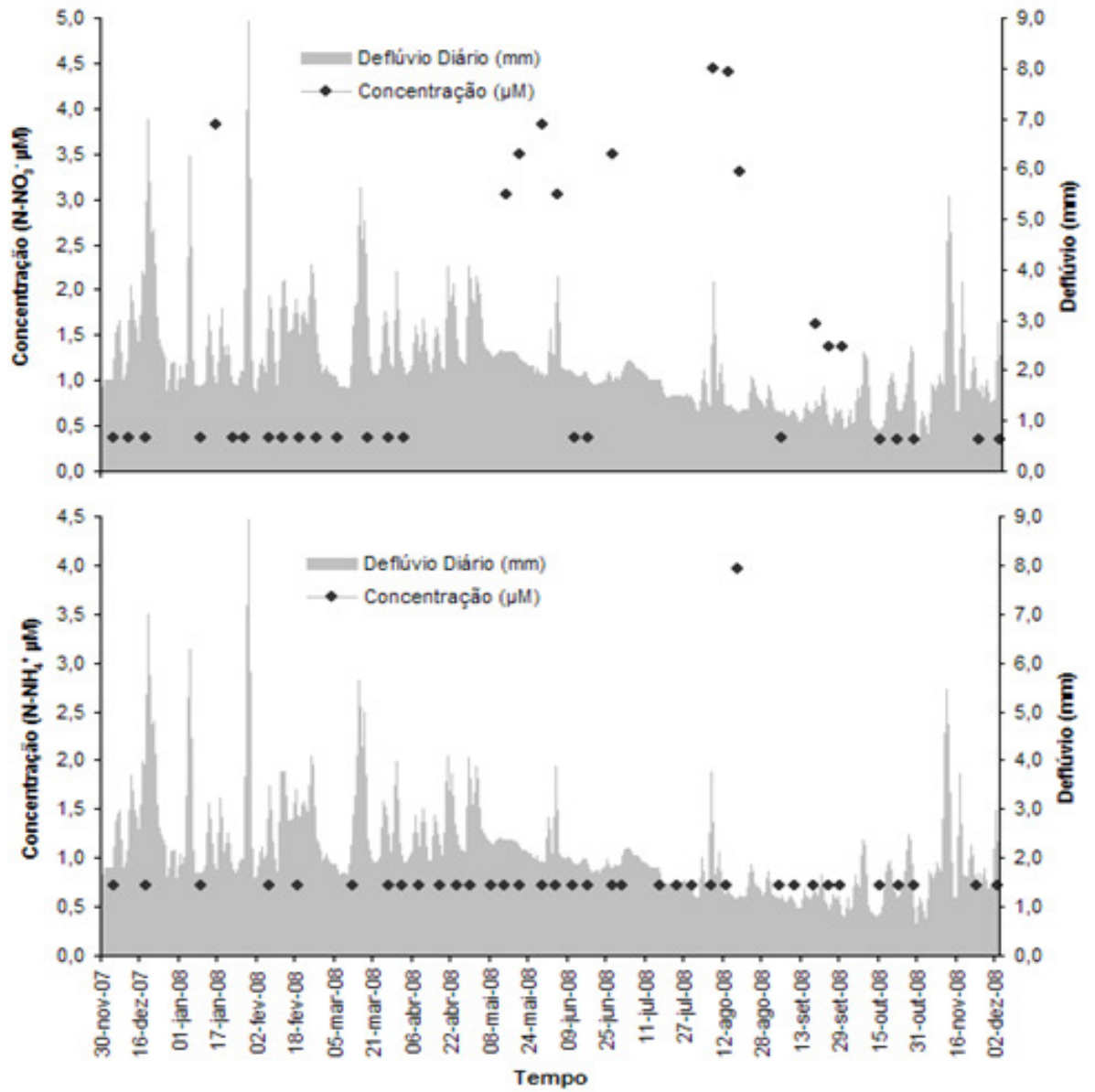


Figura 16 – Variação temporal do nitrogênio inorgânico na água do riacho

2.4 DISCUSSÃO

2.4.1 Hidrologia

O coeficiente de deflúvio obtido no presente estudo, se comparado ao deflúvio gerado em uma microbacia florestal na mesma região, é substancialmente maior (Tabela 5). De fato, o coeficiente 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. O mesmo foi encontrado, em Paragominas – PA, na Amazônia, por Moraes et al. (2006) estudando também microbacias cobertas por floresta e pastagem drenadas por canais efêmero. Comparando-se o presente estudo e o de Groppo (2008) ao de Moraes et al. (2006), nota-se uma divergência grande de valores embora o coeficiente tenha sido sempre maior na pastagem em relação à floresta, fato já registrado por Hibbert (1969). Entre outros fatores, uma das possíveis razões para tamanha diferença entre estudos semelhantes pode ser o fato de comparar um canal perene a um canal efêmero. Comparado aos coeficientes obtido por Biggs, Dunne e Muraoka (2006), que estudaram um riacho perene, percebe-se que embora o valor aqui apresentado ainda seja superior, eles apresentam ordem de magnitude similar.

Tabela 5 - Comparação entre os coeficientes de deflúvio obtidos em vários experimentos realizados em microbacias hidrográficas com usos do solo de floresta e pastagem

Local do estudo	Coeficiente de deflúvio (Q/P)
<i>Mata Atlântica</i>	
Pastagem ¹	0,51
Floresta ²	0,31
<i>Mata Atlântica</i>³	
Floresta	0,70
<i>Mata Atlântica</i>⁴	
Floresta	0,60
<i>Amazônia</i>⁵	
Pastagem	0,17
Floresta	0,03
<i>Amazônia</i>⁶	
Floresta	0,004
<i>Amazônia</i>⁷	
Pastagem	0,18
Floresta	0,01
<i>Amazônia</i>⁸	
Pastagem	0,35
	0,47

Fontes: 1- presente estudo; 2- Groppo (2008); 3 – Fujieda et al. (1997); 4- Donato et al. (2007); 5 - Moraes et al. (2006); 6- Fleischnein et al. (2006); 7- Germer et al. (2009) e 8- Biggs, Dunne e Muraoka (2006)

De maneira diferente, Fujieda et al. (1997) encontraram o coeficiente de 0,7 para uma microbacia florestal em Cunha – SP. Esse valor, se comparado ao encontrado no presente estudo, é surpreendente já que a floresta teria uma evapotranspiração menor que a de uma pastagem, situação essa que contradiz a grande maioria dos estudos de microbacias pareadas (ZHANG et al., 2001) e que também difere muito do resultado encontrado por Groppo (2008). No entanto, Donato et al. (2007), estudando as mesmas bacias que Fujieda et al. (1997), encontraram um coeficiente bastante alto apesar de levemente inferior ao de Fujieda et al. (1997).

No que concerne a evapotranspiração anual calculada pelo balanço de massa, esta teve valor que possui valor muito próximo da que Zhang et al. (2001) modelaram (aproximadamente 700 mm ano^{-1}). Comparando-se o valor obtido, nota-se que a evapotranspiração é menor no presente estudo do que em outros estudos similares realizados na Amazônia (Tabela 6). Uma possível razão para essa discrepância pode consistir no fato da região do estudo apresentar baixo déficit de pressão de vapor devido à alta umidade que predomina.

Tabela 6. Comparação da evapotranspiração de microbacias cobertas por pastagens

Local	Evapotranspiração (mm)	
	Diária	Anual
<u>Amazônia</u> ¹	2,80	1024
<u>Amazônia</u> ²	3,90	1419
<u>Mata Atlântica</u> ³	1,90	697

Fontes: 1- Germer et al. (2009); 2- Moraes et al. (2006) e 3- presente estudo

No que se refere à chuva, de maneira semelhante ao resultado obtido no presente estudo (Figura 9), Groppo (2008) encontrou em área de floresta primária situada próxima a do presente estudo que as chuvas de baixa intensidade ($0 \text{ a } 5 \text{ mm h}^{-1}$) corresponderam a 87% dos eventos de precipitação. O autor ainda expõe que essa classe de intensidade contribuiu 67% para o total de precipitado.

A despeito dos valores de Ksat na pastagem do presente estudo, nota-se que assim como outros atributos do solo, este exhibe uma grande variabilidade, fato já comprovado em outros trabalhos que o mediram (e.g. MORAES et al., 2006). Em adição, percebe-se que não há necessariamente uma relação direta bem definida entre a densidade do solo e a Ksat e este fato pode ser explicado, ao menos em parte, pela ausência de caracterização da distribuição de tamanho de poros.

Comparando-se a Ksat da pastagem aqui apresentada ao obtido em outras pastagens, nota-se ainda que as medianas de Ksat são muito próximas entre si, exceto a publicação de Elsenbeer et al. (1999) e Moraes et al. (2006) (Tabela 7).

Tabela 7. Comparação dos valores da mediana de Ksat (mm h^{-1}) em várias profundidades entre vários estudos

Região do estudo	Valores de mediana de Ksat (mm h^{-1})			
<u>Amazônia</u> ¹	15 cm	30 cm	50 cm	90 cm
Pastagem	13,00	6,00	0,80	0,70
Floresta	71,00	13,00	11,00	12,00
<u>Amazônia</u> ²	12,5 cm	30 cm	50 cm	
Pastagem abandonada	21,00	17,00	33,00	
Plantação de banana com regeneração	25,00	11,00	18,00	
Floresta	270,00	25,00	5,00	
<u>Amazônia</u> ³	15 cm	30 cm	50 cm	90 cm
Pastagem	7,00	4,00	8,00	0,08
Floresta	310,00	35,00	8,00	1,00
Capoeira	15,00	0,08	1,00	0,06
<u>Amazônia</u> ⁴	12,5 cm	20 cm		
Pastagem	22,00	6,00		
Floresta	131,00	22,00		
<u>Mata Atlântica</u>	15 cm	30 cm	50 cm	90 cm
Pastagem ⁵	22,00	6,00	0,40	0,20
Floresta ⁶	60,00	8,00	2,00	4,00

Fontes: 1- Elesenbeer et al. (1999) - Latossolo; 2- Godsey e Elesenbeer (2002) - Argissolo; 3-Moraes et al. (2006) - Solos plínticos; 4- Zimmermann et al. (2006) – Latossolo e 5- presente estudo - Cambissolo; 6- Groppo (2008) - Cambissolo

Em comparação ao estudo conduzido em na área de floresta ombrófila densa na mesma região do presente estudo, a floresta teve seu valor de Ksat próximo à superfície (15 cm de profundidade) claramente maior se do que a da pastagem (60 e 22 mm h^{-1} respectivamente) (Tabela 6). Esse fato decorre do intenso pisoteio do gado que tem um efeito notável, provocando a redução desse atributo hidráulico na pastagem. A 50 cm de profundidade, a pastagem e a floresta apresentam valores de Ksat extremamente reduzidos embora esta última ainda tenha valores cinco vezes maiores.

Como mencionado anteriormente, as chuvas de baixa intensidade não excedem a Ksat próxima a superfície, o que permite que a água pluvial se infiltre e se redistribua mantendo os

baixos potenciais matriciais expostos (Figura 12). Essa assertiva está de acordo com os resultados dos coeficientes de escoamento superficial obtido nas parcelas, pois se comparado ao valor utilizado para as práticas de conservação do solo de pastagens em áreas declivosas que é de 0,42 (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2005), fica nítido como essa média é extremamente baixa. No entanto, percebe-se também que a amplitude é grande tendo eventos em que 44% da precipitação é convertida em escoamento superficial o que mostra que o valor proposto por Bertoni e Lombardi Neto (2005), apesar de levemente inferior, é coerente. Como geralmente observa-se baixo coeficiente de escoamento superficial, a média é bastante baixa como explanado previamente.

Apesar da anisotropia observada de K_{sat} ao longo do perfil do solo, não foi observada a presença de um lençol suspenso. Esta diferença entre a previsão e a verificação deve ocorrer por três possíveis razões. A primeira consiste no fato de realmente não ocorrer a formação de um lençol suspenso devido a K_{sat} exceder a grande maioria das intensidades de chuvas predominantes. A segunda baseia-se na possibilidade desse lençol ter pouca duração após o evento de chuva sendo, por essa razão, difícil de ser observado. Por último, pode ocorrer uma camada de impedimento de forma não contínua. Dessa forma, o escoamento subsuperficial ocorre apenas em porções da vertente, tendo logo oportunidade de percolar rumo ao lençol freático (DUNNE, 1978).

Adicionalmente, a referida não concordância entre a previsão de geração de escoamento subsuperficial e a verificação de campo também pode ser explicada com base no método do permeâmetro de carga constante. Como explanam Godsey e Elesenbeer (2002), este método pode subestimar a K_{sat} devido ao bloqueio de poros que pode ocorrer durante a escavação com o trado e este fato é especialmente importante em solos com teores de argila de médio a alto. Ainda, a escavação de poços com o auxílio de trados em direção às camadas mais profundas (50 e 90 cm) geralmente provoca maior compactação do fundo dos poços comprometendo o espaço poroso e, portanto, a condução de água. Por fim, a alta umidade que os solos apresentam durante a realização das medidas pode reduzir muito sua resistência a deformação deteriorando seus poros e, novamente, diminuindo o fluxo de água. Contudo, outros métodos de medição deste atributo em condições de campo também têm suas limitações (BAGARELLO, 1997) e mesmo as medições realizadas em laboratório apresentam restrições já que raramente consegue-se obter uma amostra sem aumentar seu grau de compactação (REICHARDT; TIMM, 2004).

No que concerne à densidade do solo, no presente estudo obteve-se valores desse atributo que são claramente maiores se comparado às da floresta, exceto a 90 cm onde essa divergência de valores se torna menos conspícua (Figura 10).

No tocante à umidade do solo, nota-se que apesar de haver variabilidade no potencial da água do solo nas quatro profundidades, de uma maneira geral, o solo permaneceu em condições muito úmidas por longos períodos de tempo, estando boa parte deste acima ou próximo da capacidade de campo medida em condições de campo (REICHARDT, 1988). Em adição, pode-se notar que há variabilidade espacial na umidade nas mesmas datas de medição. Tal variação está de acordo com o que outros autores encontraram em pastagens (e.g. HODNETT et al., 1995).

Comparando-se a umidade da pastagem do presente estudo à da floresta ombrófila densa estudada por Groppo (2008) (dados não exibidos), pode-se perceber que, durante os períodos chuvosos, não há diferença marcante no potencial matricial da água do solo. A referida similaridade permite inferir que a diferença de cobertura vegetal tem pouca influência sobre a umidade do solo que rapidamente é repostada pelas chuvas longas e de baixa intensidade. Porém, se somente o período seco (menos úmido) for analisado, observa-se que a floresta exibe potenciais matriciais muito mais baixos (negativos). Esse fato também foi observado por vários outros autores comparando florestas e pastagens (NEPSTAD et al., 1994; JIPP et al., 1998; MORAES et al., 2006). Em todos os estudo mencionados bem como no presente estudo, a absorção pelo sistema radicular mostrou-se muito mais vigorosa na floresta do que nas pastagens durante a estação seca, refletindo as diferenças de uso da água pelas diferentes comunidades vegetais que possuem estrutura e metabolismo distintos.

Várias são as razões pelas quais as florestas consomem mais água do que os outros tipos de vegetação. A primeira delas consiste no fato de haver a interceptação da chuva pelo dossel da floresta que consegue reter, em média, 15% da precipitação incidente (TUCCI; CLARKE, 1997). Quando isso ocorre, parte da água é evaporada diretamente para a atmosfera sem haver qualquer interação desta com o solo. Esse processo é relevante nos ecossistemas florestais porque estes possuem índice de área foliar de 3 a 6 vezes maior que culturas agrícolas e pastagens (FLEMING, 1993). Ademais, após a gota de água conseguir atravessar os vários estratos florestais sem sofrer interceptação, ela se depara com a serapilheira. Nesse sentido, essa camada de detritos vegetais pode reter água sobre o solo e permitir que ocorra a evaporação sem que haja adição de umidade sobre o horizonte mineral do solo subjacente (CHORLEY, 1978). Após a água conseguir transpor

todos estes obstáculos, ela consegue chegar ao solo onde primeiramente recarregará a água dos microporos capilares e, após este processo, passará a recarregar a água do aquífero freático (HURSH; FLETCHER, 1942), o qual é o responsável pela manutenção da vazão de um riacho perene, no período de estiagem (fluxo de base).

A despeito do sistema radicular, as árvores geralmente possuem raízes mais profundas se comparadas com plantas arbustivas e herbáceas (NEPSTAD et al., 1994; HODNETT et al., 1995). Isto as torna capazes de explorar mais o perfil do solo tendo assim acesso a mais água armazenada neste.

Vale ainda mencionar que as florestas geralmente têm a maioria de espécies que se enquadram na classe de metabolismo fotossintético do tipo C3 que possuem, em relação às plantas C4 (grupo que contempla as forrageiras como as braquiárias), menor eficiência de uso da água e maiores taxas de transpiração (TAIZ e ZEIGER, 2004; BUCKERIDGE, 2007).

Em termos físicos, a vegetação de gramíneas possui maior albedo do que as florestas e, além disso, possuem menor rugosidade aerodinâmica. Essas características físicas tornam o processo de evaporação e remoção do vapor de água maior em florestas se comparadas às pastagens (ZHANG et al., 2001).

Em relação à variação do nível freático, os resultados do presente estudo estão em concordância com os obtidos por Freeze (1969 apud DUNNE, 1978) que observa que o lençol freático tem maior probabilidade de elevar seu nível de água quando ocorrem chuvas de baixa intensidade e com longa duração. Em adição, este autor coloca que os lençóis mais rasos tendem a responder a esses eventos de chuva de maneira mais rápida que os profundos.

Cabe ainda mencionar que em solos saturados ou muito próximos à saturação, como é o caso do presente estudo, a componente gravitacional do potencial total de água no solo é a de maior importância (REICHARDT; TIMM, 2004) havendo assim fluxo descendente de água em direção ao aquífero não confinado.

2.4.2 Nitrogênio

Os diminutos valores medianos de N-NO_3^- e N-NH_4^+ na chuva do presente estudo se tornam ainda mais reduzidos quando comparados às médias obtidas por estudos realizados em áreas próximas (Tabela 8).

Tabela 8. Concentração mediana de N-NO_3^- e N-NH_4^+ na chuva no local do presente estudo e comparação com as médias de outros estudos

Local	μM	
	N - NO_3^-	N - NH_4^+
<i>Cunha (PESM)</i> ¹	8,00	38,00
<i>Natividade da Serra (PESM)</i> ²	0,35	0,71
<i>Ribeirão Grande (PEI)</i> ³	9,70	4,60
<i>Teodoro Sampaio (PEMD)</i> ⁴	15,20	17,90

Fontes: 1- Forti et al. (2005) – (PESM) Parque Estadual da Serra do Mar ; 2- presente estudo (PESM); 3- Almeida (2006) – (PEI) Parque Estadual de Intervales; 4- Almeida (2006) - (PEMD) Parque Estadual do Morro do Diabo.

Em relação ao estudo de Forti et al. (2005), os valores do presente estudo são expressivamente mais baixos. Os valores mais elevados de N-NO_3^- obtidos por esta autora e colaboradores podem ocorrer, talvez, devido ao fato de Cunha estar mais próximo da região industrial de Taubaté. De forma semelhante, Almeida (2006) exhibe médias bem maiores que as do presente estudo, tanto no Parque Estadual de Intervales quanto no Parque Estadual do Morro do Diabo. Deste modo, como consequência das baixas concentrações apresentadas aqui, pode-se notar que a deposição de nitrogênio inorgânico na bacia de estudo é ainda menos expressiva que em Cunha, Intervales e Morro do Diabo. Em adição, os valores obtidos no presente trabalho e pelos autores supramencionados, exceto Forti et al. (2005), são nitidamente inferiores aos encontrados em áreas cuja atividade antrópica influencia claramente a composição da água de chuva (e.g. LARA et al., 2001).

Em termos de taxa de deposição, a entrada de nitrogênio encontrada possui a mesma ordem de grandeza daquela encontrada por Oliveira (2007) que estudou, entre outras coisas, o aporte de nitrogênio na mesma região. Contudo, o valor aqui apresentado é ainda inferior ao

encontrado por este autor que calculou a deposição média anual equivalente a $2,1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Em sentido oposto, Galloway et al. (2004) estimaram que, para o Estado de São Paulo, a entrada atmosférica seria de aproximadamente $10,0 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Os resultados do presente estudo e o de Oliveira (2007) possuem claramente aportes menores do que o do modelo utilizado por Galloway et al. (2004). Baixos aportes atmosféricos de nitrogênio são esperados em locais com pouca ou nenhuma influência antrópica no que se refere às atividades agrícolas (combustão de biomassa e aplicação de fertilizantes nitrogenados tanto a base de amônio como de nitrato) e a queima de combustíveis fósseis (oriundos da indústria e de veículos) que produzem gases nitrogenados como o óxido nítrico (NO) e o dióxido de nitrogênio (NO₂) genericamente denominados como NO_x (BERNER; BERNER, 1987; SCHINDLER et al., 2006). Nesse sentido, Hedin, Armesto e Johnson (1995) consideraram o aporte de nitrogênio, em florestas temperadas situadas no Chile em local considerado com a ausência de influência antrópica e onde prevalecem ventos de trajetória vinda do mar, como inferior a $1,0 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Deste modo, pelo fato da maior parte da água da precipitação ser oriunda do oceano (ventos com trajetória do mar para o continente), acredita-se que o local do presente estudo não sofre influência qualquer de atividades antrópicas, tendo, por esse motivo, a possibilidade de ser considerado um local testemunha (controle) para estudos de deposição atmosférica no Estado de São Paulo.

No tocante à solução do solo, as baixas concentrações das formas minerais de nitrogênio nesse compartimento são explicadas devido ao fato da relação C:N das forrageiras do gênero *Brachiaria* ser muito alta, o que implica em imobilização dessa forma de nitrogênio e, portanto, baixa disponibilidade na solução do solo (CANTARELLA, 2007). Na tentativa de reduzir essa alta relação C:N da serapilheira que a *Brachiaria* deposita sobre o solo, muitos autores têm tentado associar espécies desse gênero com leguminosas fixadoras de nitrogênio (e.g. CANTARUTTI et al., 2002) uma vez que alguns trabalhos já mostraram os benefícios dessa associação (e.g. MOORE, 1960). De forma complementar, esses resultados estão de acordo com resultados da literatura que apontam baixas taxas de nitrificação, baixas concentrações de nitrato na solução do solo em pastagens e, por último, do predomínio de nitrogênio orgânico na água deste compartimento em detrimento das formas inorgânicas (REINERS et al., 1994; NEILL et al., 1995; NEILL et al., 2001; BRADY; WEIL, 2002). Esta última explicação será testada futuramente quando as análises de nitrogênio total tiverem sido concluídas. Adicionalmente, a alta

umidade que o solo apresenta faz com que a aeração do mesmo seja bastante reduzida, favorecendo o processo de desnitrificação e desfavorecendo a nitrificação.

Os valores de N-NO_3^- da solução do solo do presente estudo estão abaixo dos valores obtidos por Neill et al. (2001) amostrando a solução do solo a 30 e 100 cm de profundidade (respectivamente $3,3 \pm 1,0 \mu\text{M}$ e $2,6 \pm 1,0 \mu\text{M}$) em uma pastagem na Amazônia. Da mesma maneira, os valores de N-NH_4^+ destes autores foram também muito superiores tanto em 30 quanto em 100 cm de profundidade (respectivamente, $4,6 \pm 2,5 \mu\text{M}$ e $7,6 \pm 5,1 \mu\text{M}$). Os valores muito baixos do presente estudo servem de indicativo de que o nitrogênio inorgânico neste sistema é ainda mais escasso que nos ecossistemas estudados por estes outros autores.

Vale mencionar que os estudos realizados em pastagens têm mostrado valores de nitrogênio inorgânico muito inferiores aos obtidos em florestas. Nesse sentido, o projeto conduzido pelos doutores Jean Ometto e Janaína do Carmo (número de processo FAPESP 06/57063-0) nesta pastagem aqui apresentada obteve $11,45 \mu\text{g. g}^{-1}$ de N-NH_4^+ . Já em floresta, a média de $10,69 \mu\text{g. g}^{-1}$ N-NH_4^+ foi levemente menor sem, no entanto, haver diferenças estatísticas entre os diferentes usos do solo. Porém, para o nitrato as concentrações foram $14,24 \mu\text{g. g}^{-1}$ N-NO_3^- na floresta e $8,4 \mu\text{g. g}^{-1}$ N-NO_3^- na pastagem, sendo, nesse caso, a diferença estatisticamente significativa. Assim, o nitrato é mais abundante na floresta. Ainda, o referido estudo, analisando a emissão de óxido nítrico a partir do solo desta pastagem aqui apresentada, encontrou fluxos de N_2O maiores no pasto se comparado à floresta. Esse resultado discorda do obtido em comparações de florestas tropicais e pastagens antigas realizados em regiões dominadas por florestas tropicais em vários locais do mundo (DAVIDSON et al., 2000). No entanto, deve-se ter diligência ao se referir aos trabalhos de emissões gasosas a partir do solo uma vez que a amostragem pontual pode ser pouco representativa da área em estudo (VELDKAMP et al., 1999), há alta variabilidade temporal e espacial das emissões gasosas e, além disso, perdas gasosas de óxido nítrico e nitrogênio molecular também ocorrem no processo de desnitrificação (DAVIDSON et al., 2000). Pelo fato do solo encontrar-se a maior parte do tempo na capacidade de campo ou até em valores mais elevados de umidade, por meio do modelo conceitual “Hole-in-the-Pipe”, pode-se inferir que as perdas gasosas podem estar ocorrendo na forma mais reduzida do nitrogênio gasoso, ou seja, o dinitrogênio. Em adição, a perda de óxido nítrico na forma gasosa não necessariamente se mostra evidente a partir da medição de emissão de gases a partir do solo uma vez que este gás pode se solubilizar na solução do solo (HEINCKE;

KAUPENJOHANN, 1999) e, portanto, ele pode ser perdido por meio dessa quando esta aflora (desgaseificação da água) (BOWDEN; BORMANN, 1986). As baixas taxas de emissão de N_2O aliadas aos dados de nitrogênio da solução do solo permitem inferir que a floresta e a pastagem têm um ciclo do nitrogênio bastante conservador (ciclo fechado com baixas perdas) (DAVIDSON et al., 2000), mas a floresta exhibe claramente maiores taxas de mineralização e nitrificação (dados de Jean Ometto e Janaína do Carmo, número de processo FAPESP 06/57063-0) o que sugere que a floresta ainda sim é menos pobre no que se refere a esse elemento.

Outro aspecto que notou-se na solução do solo foi o predomínio de amônio em relação ao nitrato. Este fato também foi obtido em vários estudos realizados em pastagens (PICCOLO et al., 1994; REINERS et al., 1994; NEILL et al., 1995; VELDKAMP et al., 1999; NEILL et al., 2001; CARMO et al., 2005). Verchot et al. (1999 apud CARMO et al., 2005) e Veldkamp et al. (1999) tentam explicar esse desequilíbrio de formas inorgânicas de nitrogênio mencionando que este fato pode ocorrer devido à baixas taxas de nitrificação em pastagens que, por sua vez, provavelmente, devem ocorrer em virtude da existência de menor quantidade de microrganismos nitrificadores nessas condições. Outra possível razão para esse fato pode ser a alta umidade que o solo, em geral, apresenta ao longo do ano. Com a água ocupando o espaço poroso do solo, o regolito torna-se menos aeróbio desfavorecendo, por esse motivo, a nitrificação que é um processo aeróbio do ciclo do nitrogênio. Ainda, a alta umidade do solo pode favorecer a desnitrificação, isto é, a redução de nitrato a formas gasosas de nitrogênio (óxido nítrico, óxido nitroso e nitrogênio molecular), tornando a concentração desse composto nitrogenado na solução do solo ainda menor. É válido lembrar que alguns trabalhos como, por exemplo, o de Subbarao et al. (2007), embora sejam estudos conduzidos fora da situação natural, têm revelado que a presença de amônio na solução do solo de *Brachiaria* pode desencadear um processo denominado inibição biológica da nitrificação que consiste na liberação de compostos orgânicos a partir das raízes, que atuam inibindo o processo de nitrificação. O referido processo pode também estar atuando no sistema do presente estudo inibindo esse processo do ciclo do nitrogênio.

Analisando temporalmente os dados de solução do solo, percebe-se que as maiores concentrações são obtidas quando o solo apresenta potenciais matriciais mais negativos, isto é, quando o regolito apresenta maior aeração favorecendo o processo de mineralização e de nitrificação do nitrogênio com a conseqüente liberação de $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$ para a solução do solo. Nesse sentido, Cantarella (2007) expõem que a mineralização tende a decrescer à medida

que a umidade do solo se aproxima da saturação. O autor ainda observa que em solos saturados, continua havendo a mineralização por meio de microrganismos aeróbios facultativos e/ou pela microflora anaeróbia. Assim, as taxas de mineralização se tornam mais baixas do que as observadas em condições de boa oxigenação. Neill et al. (1995) observaram um padrão similar ao aqui encontrado. Em adição, Foth e Ellis (1996 apud CANTARELLA, 2007) apontam que o molhamento do solo que está em baixos potenciais matriciais parece estimular a mineralização e provocar um pico de liberação de N disponível o que explica o estímulo ao crescimento das plantas após as chuvas que ocorrem depois de um período seco.

No que se refere ao conteúdo de nitrogênio inorgânico presente na água do aquífero freático, cabe assinalar que o solo do poço raso (próximo ao riacho) apresenta sinais morfológicos que indicam ambientes redutores exibindo, de acordo com Brady e Weil (2002), característica hidromórficas típicas de áreas úmidas (*wetlands*), ou seja, horizonte superficial A escuro devido ao acúmulo de matéria orgânica que se decompõe de maneira lenta devido ao excesso de água no solo (menor aeração) e cores acinzentadas de redução de ferro (gleização). Nestas situações de ambiente redutor, o nitrato oriundo das partes mais altas da bacia encontra condições para sofrer redução e se transformar em formas gasosas de nitrogênio por meio do processo de desnitrificação. De fato, o teor de oxigênio dissolvido na água do aquífero neste poço tem média de $3,72 \pm 1,13 \text{ mg L}^{-1}$, situação essa caracterizada como de normoxia (DIAS; ROSENBERG, 2008), porém muito próxima da considerada de hipóxia que geralmente situa-se entre 2 a 3 mg L^{-1} (BRADY; WEIL, 2002; CANTARELLA, 2007; DIAS; ROSENBERG, 2008). Entretanto, como Brady e Weil (2002) salientam, a zona superficial do poço em contato com atmosfera geralmente é oxigenada (ambiente oxidante), porém as partes mais profundas do perfil saturado de água apresentam ausência de oxigênio e o potencial de óxi-redução (redox) torna-se negativo o suficiente para permitir que o nitrato atue comoceptor de elétrons. Nessa direção, é válido observar que 56% das amostras de água do aquífero freático tiveram suas concentrações de nitrato abaixo do limite de detecção do FIA. Os baixos valores de concentração de amônio podem ser explicados pela alta assimilação por parte da biota. Outra possibilidade pode ser a menor mobilidade desse composto nitrogenado se comparado ao nitrato. Adicionalmente, em condições de baixo oxigênio dissolvido na água (hipóxia), o amônio pode sofrer o processo de oxidação anaeróbia na presença de nitrito (ANNAMOX) sendo convertido a dinitrogênio. Este processo pode estar ocorrendo no aquífero freático.

Vale observar que, de uma maneira geral, muitos ecossistemas tropicais dominados por gramíneas têm sua produção limitada por nitrogênio (HÖGBERG, 1989 apud VITOUSEK e HOWARTH, 1991) e como Fisher et al. (2007) expõem, quando pastagens introduzidas sofrem superlotação pelo gado, bem como não são adubadas, a deficiência de nitrogênio e fósforo se torna a razão primária da degradação desses agroecossistemas.

No tocante ao nitrogênio inorgânico presente no escoamento superficial, Bonilla (2005) determinou, em uma pastagem na Amazônia, que o N-NO_3^- da enxurrada tinha em média $3,21 \pm 2,95 \mu\text{M}$ tendo amplitude grande de 0,26 a $8,56 \mu\text{M}$. Para o N-NH_4^+ , a amplitude foi ainda maior variando de 3,98 a $123,49 \mu\text{M}$ e com média de $25,63 \pm 40,24 \mu\text{M}$. Os valores das médias encontradas por essa autora, se comparados aos valores medianos obtidos no presente estudo apresentam-se superiores indicando, mais uma vez, que o N-NO_3^- e o N-NH_4^+ são bastante escassos nesse sistema agrícola aqui apresentado. Todavia, comparando-se as amplitudes, nota-se que as do presente estudo são maiores. Altas concentrações de nitrogênio inorgânico podem ser esperadas nessa via hidrológica uma vez que ela carrega nutrientes de grandes áreas de solo, concentrando o nitrogênio oriundo dessas várias partes da bacia.

Assim como ocorreu com a solução do solo no que tange ao nitrogênio mineral, observa-se o domínio da forma de amônio sobre o nitrato tanto no presente estudo quanto no apresentado por Bonilla (2005). Se comparado aos valores de amplitude de nitrogênio inorgânico presente na chuva, nota-se que os valores do escoamento superficial são mais concentrados indicando que os processos biogeoquímicos (mineralização e nitrificação) que ocorrem na superfície do regolito adicionam mais amônio e nitrato à água.

No que concerne às perdas fluviais de nitrogênio inorgânico, várias podem ser as razões pelas quais as amostras de água do rio apresentam concentrações tão diminutas (Tabela 9). As concentrações do presente estudo são muito inferiores mesmo se comparadas às concentrações apresentadas por outros autores em pastagens da Amazônia, exceto Neill et al. (2001). No já referido trabalho de Hedin, Armesto e Johnson (1995), os autores expõem uma situação em que a ordem de grandeza das concentrações de nitrogênio inorgânico dissolvido na água dos riachos é a que mais se aproxima da obtida no presente estudo. Neill et al. (2001), estudando riachos em microbacias de pastagens também expõe valores bastante próximos aos aqui apresentados. De modo complementar, nota-se que os valores de nitrogênio inorgânico da pastagem são

extremamente inferiores se comparados aos dados obtido por Silva (2005) e Ranzini et al. (2007) em bacias com floresta ombrófila densa na Mata Atlântica.

Tabela 9 - Média da concentração de nitrogênio inorgânico na água de riachos em vários estudos similares ao apresentado. Os dados do presente estudo e da referência 7 são apresentados como mediana

Local	μM	
	N - NO ₃ ⁻	N - NH ₄ ⁺
<i>Amazônia - pastagem</i> ¹	0,80	1,50
<i>Amazônia - pastagem</i> ²	5,00	5,40
<i>Mata Atlântica - pastagem</i> ³	0,35	0,71
<i>Cordillera Pichué - floresta temperada</i> ⁴	0,007	0,57
<i>Mata Atlântica – floresta</i> ⁵	21,60	-
<i>Mata Atlântica – floresta</i> ⁵	24,30	-
<i>Mata Atlântica – floresta</i> ⁵	23,30	-
<i>Mata Atlântica – floresta</i> ⁷	30,70	16,40
<i>Mata Atlântica – floresta</i> ⁸	12,30	2,10

Fontes: 1-Neill et al. (2001); 2-Neill et al. (2006); 3- presente estudo ; 4-Hedin, Armesto e Johnson (1995);
5- Silva (2005) ; 6-Ranzini et al. (2007) ; 8- Andrade (2008)

Deve-se observar que o canal fluvial da pastagem aqui apresentada exibe alta infestação por plantas herbáceas como taboa (*Typha sp.*), e lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium*). A presença de vegetação herbácea dentro do canal é de extrema importância no estudo dos processos que ocorrem dentro do ciclo do nitrogênio uma vez que elas podem aumentar as taxas respiratórias dentro do corpo d'água colaborando assim para tornar a água um ambiente pobre em oxigênio (condições de anóxia e hipóxia) alterando, dessa maneira, a dinâmica deste elemento (BONILLA, 2005). Em adição, as macrófitas mencionadas podem atuar vigorosamente na assimilação do nitrogênio inorgânico já que são utilizadas para reduzir a carga inorgânica tanto de nitrogênio quanto de fósforo em sistemas de tratamento de águas residuárias (e.g. ALMEIDA; OLIVEIRA; KLIEMANN, 2007).

Divergindo do exposto por Bonilla (2005), as macrófitas mencionadas possuem aerênquima, um tecido vegetal que conduz oxigênio para as raízes, o que muitas vezes faz com que esse gás escape das extremidades (pontas) das raízes para o ambiente aquático tornando-o mais oxigenado (BRIX, 1994). Ainda, o canal fluvial apresenta alta relação superfície:volume (que não foi possível mensurar) o que torna o riacho um local apropriado para ocorrer uma expressiva assimilação de nitrogênio inorgânico (PETERSON et al., 2001; PINAY et al., 2002). Nesse sentido, Hall (2003) descreve claramente uma situação em uma microbacia em que o N-NO_3^- oriundo do ecossistema terrestre é intensamente assimilado pelos organismos do riacho reduzindo, por essa razão, substancialmente a perda de nitrogênio via fluvial. Assim, fica patente que os riachos podem funcionar como verdadeiros reatores biogeoquímicos na ciclagem, retenção e exportação de nitrogênio em pequenas bacias hidrográficas.

No caso presente, a baixa perda fluvial é um indicativo de que o nitrogênio é limitante na produção primária das plantas uma vez que estas e os microrganismos devem assimilar praticamente a totalidade de nitrogênio que entra no sistema via chuva, conferindo ao sistema baixas perdas pela descarga que totalizam $0,15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

Em relação ao N-NO_3^- na água do riacho, vale apontar que os períodos em que a concentração pôde ser determinada (acima do limite de detecção), coincidem com momentos em que o riacho se encontrava em uma recessão da hidrógrafa (vazão decaindo ao longo do tempo) o que pode ser um indicativo que é durante os eventos de chuva que a concentração de nitrato seja maior devido às várias vias hidrológicas do escoamento direto que transportam nutrientes para o corpo d'água durante e após o encerramento dos eventos de precipitação. Germer et al. (2009) descrevem o aumento da concentração de N-NO_3^- ao longo da hidrógrafa de um evento de chuva em uma microbacia coberta por pastagem na Amazônia. No entanto, esses autores encontraram diferentes quimiógrafas deste composto nitrogenado, mostrando que o comportamento dessa espécie química pode ser bastante variável mesmo dentro de uma mesma bacia hidrográfica. Já em relação ao N-NH_4^+ , este exibe pouca variabilidade temporal na água do riacho do presente estudo, o que pode ser um indício da alta assimilação e preferência de uso por parte das plantas e microrganismos por essa forma de nitrogênio. Além disso, o fato de encontrar mais N-NO_3^- se comparado ao N-NH_4^+ pode ser atribuído à alta mobilidade o que torna esse íon mais difícil de ser assimilado e ao fato que o N-NH_4^+ pode sofrer nitrificação se transformando em N-NO_3^- dentro do riacho (PETERSON et al., 2001). Nesse sentido, em relação ao oxigênio dissolvido, a

água do riacho foi caracterizada como tendo condição de normoxia, sendo sua concentração de oxigênio dissolvido equivalente $6,07 \pm 1,61 \text{ mg L}^{-1}$.

Embora não haja resultados de nitrogênio total, as baixas concentrações de nitrato na água do riacho estão de acordo com o que Perakis e Hedin (2002) encontraram estudando vários riachos na América do Sul. Os autores mostraram que em locais onde não há deposição de nitrogênio de origem antrópica, o nitrogênio orgânico predomina na água dos riachos, sendo o inverso também verdadeiro. De forma complementar, e estando em consonância também com os resultados do presente estudo relativo a solução do solo, Lovett, Weathers e Arthur (2002) observaram que a relação C:N da matéria orgânica do solo é um dos fatores preponderantes que determinam a exportação de N-NO_3^- em microbacias. Esses autores notam que essa relação C:N é controlada pela composição de espécies de planta. Os autores mencionam que a concentração média de nitrato nos rios é inversamente relacionada com a relação C:N da matéria orgânica do solo. Nesse sentido, como a relação C:N da serapilheira que a *Brachiaria* deposita é alta, variando de 88 a 120 (FISHER et al., 1998 apud FISHER et al., 2007), a perda de nitrogênio na forma de N-NO_3^- é expressivamente baixa. O mesmo pode-se inferir para o amônio.

Deve-se ainda ressaltar o papel desempenhado pelo gado nas pastagens. Como Boddey et al. (2004) observam, quanto mais elevada a taxa de lotação (intensidade de pastoreio), há uma menor deposição de serapilheira (que contém nitrogênio e outros nutrientes), o que se traduz no fato que há menos nitrogênio disponível para o crescimento da gramínea. Nessa direção, os animais acumulam nitrogênio na sua biomassa, mas também eliminam esse elemento na forma de excrementos (fezes e urina). No entanto, a deposição desses dejetos, que contém elevado teor de nitrogênio altamente suscetível à volatilização da amônia (DENMEAD, SIMPSON, FRENEY, 1974; CANTARELLA, 2007), à desnitrificação e à lixiviação, geralmente ocorre em áreas de descanso dos animais ou próximos a locais onde estes bebem água que, normalmente, são lugares extremamente pisoteados (compactados) o que torna esse grande aporte de nitrogênio praticamente inutilizável para a produção primária da gramínea. Ademais, o declínio da fertilidade das pastagens está associado à ausência de fertilização. Assim, há a invasão de espécies daninhas não palatáveis ao gado (BODDEY et al., 2004). Nesse sentido, os trabalhos de Wedin e Tilman (1996) e Stevens et al. (2004) apontam que a escassez de nitrogênio proporciona o aumento da diversidade biológica em ecossistemas dominados por gramíneas, sendo o contrário também verdadeiro. O aumento da biodiversidade desses sistemas ecológicos proporciona a

maior retenção de nitrogênio e, portanto, menores perdas desse nutriente e a maior produtividade primária líquida do ecossistema (TILMAN; WEDIN; KNOPS, 1996).

De maneira complementar ao apontado por Boddey et al. (2004), o nitrogênio depositado pelos animais nos locais supramencionados está sujeito ao transporte via escoamento superficial para os corpos hídricos através das trilhas (BIGGS; DUNNE; MURAOKA, 2006) formadas pelo gado, conferindo aspecto de “arquibancada” às encostas das microbacias (CASTRO; LOPES, 2001).

A despeito do balanço de nitrogênio inorgânico associado à água, observa-se que, apesar de haver um ganho líquido deste nutriente, há uma ordem de grandeza semelhante entre influxos e efluxos hidrológicos da bacia o que indica o equilíbrio do sistema em que entradas e saídas têm valores muito próximos.

Em síntese, como se pode notar, assim como os resultados obtidos na Amazônia, o presente estudo mostra que as pastagens situadas na região da Mata Atlântica também têm valores de nitrogênio reduzidos se comparados aos valores obtidos em florestas. Uma possível razão para a similaridade desse processo de empobrecimento entre os referidos biomas pode residir no fato do método utilizado para alterar o uso do solo, que foi o corte e a queima da biomassa acima do solo, ser o mesmo tanto na Amazônia (DIAS-FILHO; DAVIDSON e CARVALHO, 2001) quanto na Mata Atlântica (DEAN, 1996). Com a combustão da biomassa, as perdas gasosas de carbono e nitrogênio do solo podem ser expressivamente altas (CRUTZEN et al., 1979; KAUFFMAN et al., 1995 apud DIAS-FILHO; DAVIDSON e CARVALHO, 2001).

No que se refere à fertilidade do solo, após a queimada há uma melhora desse atributo químico devido aos constituintes das cinzas que representam um incremento substancial de bases e outros elementos ao solo (DIAS-FILHO; DAVIDSON e CARVALHO, 2001). De modo complementar, o aquecimento do solo causado pela queima aumenta a mineralização não apenas de nitrogênio, mas também de cálcio, magnésio e fósforo que previamente estavam ligados a matéria orgânica (GIOVANINNI et al., 1990 apud DIAS-FILHO; DAVIDSON e CARVALHO, 2001). Dessa maneira, as culturas implantadas na área desflorestada possuem boa produtividade nos primeiros anos. No entanto, essa súbita expressiva oferta de nutrientes prontamente disponíveis excede a demanda das culturas e microrganismos e, por esse motivo, esse pulso de elementos está sujeito a perdas hidrológicas (lixiviação, erosão e escoamento superficial) (BORMANN et al., 1968; BORMANN et al., 1974; LIKENS et al., 1978; ODUM, 1988;

GERMER et al., 2009) e gasosas (BOWDEN; BORMANN, 1986; KELLER et al., 1993). Deste modo, o nitrogênio inorgânico excedente se torna disponível para a ação da água (LIKENS; BORMANN e JOHNSON, 1969) e de microrganismos nitrificadores e desnitrificadores que produzem óxidos de nitrogênio (GALBALLY; ROY, 1978; LIPSCHULTZ et al., 1981; KELLER et al., 1993). A fração do nitrogênio disponível que será convertido a óxido nitroso ou óxido nítrico dependerá das condições do solo. Solos compactados de pastagens geralmente possuem drenagem dificultada o que favorece a atividade de desnitrificadores (KELLER et al., 1993). Após uma década de exportação de nitrogênio, a pastagem se torna pobre no que se refere a este elemento e, em função disso, a atividade dos nitrificadores e desnitrificadores é diminuída estando seu nível abaixo da atividade encontrada em florestas primárias (KELLER et al., 1993). Em adição, além dessas perdas de fluxos gasosos a partir do solo para a atmosfera, uma parte do óxido nitroso produzido também pode ser solubilizada na solução do solo e perdido subsequente para a atmosfera (BOWDEN; BORMANN, 1986).

No que concerne ao nitrogênio presente no solo, Neill et al. (1995) mostraram que, em duas cronossequências de pastagem na Amazônia, o nitrato e a taxa de mineralização do nitrogênio correlacionam-se negativamente com a idade da pastagem. Da mesma forma, Keller et al. (1993) mostraram que há um declínio da emissão de gases de pastagens novas para as mais antigas, ao contrário do inicialmente exposto por Luizão et al. (1989) que acreditavam que a emissão de gases permaneceria constante ao longo do tempo. De maneira convergente, na Amazônia, Davidson et al. (2007), estudando vários estágios da sucessão secundária, mostraram que o conteúdo de nitrogênio nas folhas das árvores, entre outros indicadores da ciclagem de nitrogênio, exibem relação direta com o avanço da sucessão secundária. Torna-se evidente que há a recuperação do ciclo do nitrogênio ao longo dos anos de regeneração da floresta. O inverso pode ser afirmado em relação à pastagens (LIKENS et al., 1978; KELLER et al., 1993; PICCOLO et al., 1994; NEILL et al., 1995; VELDKAMP et al., 1999; DAVIDSON et al., 2007). Sugere-se no presente trabalho que o principal fator que influencia a variação do tempo de empobrecimento de nitrogênio na conversão de uso do solo observada em vários locais seja o conteúdo de nitrogênio antes da conversão e a temperatura predominante do local de estudo, sendo que esta última afetará diretamente a taxa de decomposição da matéria orgânica do solo (BRADY; WEIL, 2002).

Assim, fica claro que, com a remoção da floresta, que demorou milhões de anos para evoluir nas condições edáficas e climáticas da região e a posterior implantação de culturas agrícolas e pastagens pouco adaptadas ao novo local, ocorre uma ruptura do ciclo de nutrientes (ODUM, 1988), incluindo o nitrogênio (DAVIDSON et al., 2007). Como resultado, em poucos anos, há um significativo empobrecimento da fertilidade do solo (McCLAIN, 2001), sendo que esse depauperamento desse atributo freqüentemente leva à queda da produtividade do agroecossistema e à degradação da pastagem (McCLAIN, 2001).

Para encerrar, como Odum (1988, p.133) expõem de maneira pertinente sobre a conversão de uso do solo de floresta a usos agrícolas: “Ao remover-se esta estrutura biótica evoluída e bem organizada, os nutrientes perdem-se rapidamente por lixiviação sob condições de altas temperaturas e chuvas intensas, principalmente em locais que em princípio são pobres em nutrientes. Por esta razão, as estratégias agrícolas da zona temperada, que envolvem a monocultura de plantas anuais de vida curta, são totalmente inapropriadas para as regiões tropicais. É urgente uma reavaliação ecológica da agricultura tropical em particular e do gerenciamento ambiental em geral, se quisermos corrigir os erros do passado e evitar desastres ecológicos no futuro. Ao mesmo tempo, a rica diversidade de espécies nos trópicos de alguma forma tem que ser preservada”.

3 CONCLUSÕES

Na região da Mata Atlântica, assim como em outros biomas tropicais, a mudança de uso do solo de floresta para pastagem proporciona alterações notáveis no ciclo da água e do nitrogênio.

No presente estudo, no que tange à hidrologia, há a redução da evapotranspiração anual com o conseqüente aumento do deflúvio anual. No entanto, com a modificação do uso do solo de floresta para pastagem espera-se um aumento pouco significativo da geração de escoamento direto uma vez que as chuvas que predominam são de baixa intensidade. Todavia, durante eventos pluviais de alta intensidade, que são raros na região, espera-se que essa diferença se torne notável. Dessa forma, refuta-se parcialmente a hipótese de que a geração de escoamento direto é aumentada substancialmente com a mudança de uso da terra.

Em relação ao nitrogênio, a hipótese que a pastagem presente na bacia hidrográfica possui ciclo do nitrogênio bastante conservativo conferindo baixas perdas ao sistema pôde ser aceita já que a maioria das amostras tiveram seus valores de concentração de nitrogênio inorgânico abaixo do limite de detecção do FIA. Baixas concentrações de nitrogênio inorgânico podem ser o resultado do método de conversão de uso do solo (corte e queima), o emprego altas taxas de lotação do gado, ausência de fertilização assim como devido à idade avançada da pastagem. Assim, espera-se que com a modificação do uso da terra de floresta para pastagem, o nitrogênio se torne um nutriente ainda mais limitante a produção primárias líquida do ecossistema.

Mais pesquisas hidrológicas e relativas à biogeoquímica do nitrogênio são necessárias para esclarecer o papel que a água desempenha dentro do ciclo do nitrogênio e quais os processos do ciclo desse nutriente que preponderam nas condições ambientais reinantes do sistema ecológico aqui apresentado.

REFERÊNCIAS

- AGNEWS, L.J.; LYON, S.; GÉRARD-MARCHANT, P.; COLLINS, V.B.; LEMBO, A.J.; STEENHUIS, T.S.; WALTER, M.T. Identifying hydrologically sensitive areas: Bridging the gap between science and application. **Journal of Environmental Management**, Amsterdam, v.78, p.63-76, 2006.
- ALMEIDA, R.A.; OLIVEIRA, L.F.C.; KLIEMANN, H.J. Eficiência de Espécies Vegetais na Purificação do Esgoto Sanitário. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v.37, p.1-9, 2007.
- 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. 97p. 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, p.996, 1994.
- ALTMAN, D.G.; BLAND, J.M. The normal distribution. **British Medical Journal**, London, v.310, p.298, 1995.
- ALTMAN, D.G.; BLAND, J.M. Generalisation and extrapolation. **British Medical Journal**, Londres, v.317, p.409-410, 1998.
- ANDRADE, T.M.B. **Dinâmica das formas dissolvidas de nitrogênio e carbono em microbacias da Mata Atlântica no município de Ubatuba – SP**. 2008. 100p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.
- ANDRÉASSIAN, V. Waters and Forests: From Historical Controversy to Scientific debate. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v.291, p.1-27, 2004.
- ARCOVA, F.C.S.; CICCIO, V. Características do Deflúvio de Duas Microbacias Hidrográficas no Laboratório de Hidrologia Florestal Walter Emerich, Cunha – SP. **Revista Instituto Florestal**, São Paulo, v.9, p.153-170, 1997.
- ATKINSON, T.C. Techniques for measuring subsurface flow on hillslopes. In: KIRKBY, M.J. (Ed.). **Hillslope hydrology**. Chichester: John Wilwy, 1978. p.73-120.
- BAGARELLO, V. Influence of well preparation on field saturated hydraulic conductivity measured with the Guelph Permeameter. **Geoderma**, Amsterdam, v.80, p. 169-180, 1997.
- BERNER, R.; BERNER, E.K. **The global water cycle: geochemistry and environment**. New Jersey: Prentice Hall, 1987. 387p.

- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo**. São Paulo: Ícone Editora, 2005. 355p.
- BIGGS, T.W.; DUNNE, T.; MURAOKA, T. Transport of Water, Solutes, and Nutrients From a Pasture Hillslope, Southwestern Brazilian Amazon. **Hydrological Processes**, Bristol, v.20, p.2527-2547, 2006.
- BODDEY, R.M.; MACEDO, R.; TARRÉ, R.M.; FERREIRA, E.; OLIVEIRA, O.C.; REZENDE, O.C.; CANTARUTTI, R.B.; PEREIRA, J.M.; ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S. Nitrogen cycling in *Brachiaria* Pastures: the Key to understanding the process of pasture decline. **Agriculture Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v.103, p.389-403, 2004.
- BONILLA, A.L.C. **Balanco de Nitrogênio em Microbacias Pareadas (Floresta x Pastagem) no Estado de Rondônia**. 2005. 69p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.
- BORMANN, F.H.; LIKENS, G.E. Nutrient Cycling. **Science**, Washington, v.155, p.424-429, 1967.
- BORMANN, F.H.; LIKENS, G.E.; FISHER, D.W.; PIERCE, R.S. Nutrient loss accelerated by clear-cutting of a forest ecosystem. **Science**, Washington, v.159, p.882-884, 1968.
- BORMANN, F.H.; LIKENS, G.E.; SICCAM, T.G.; PIERCE, R.S.; EATON, J.S. The export of nutrients and recovery of stable conditions following deforestation at Hubbard Brook. **Ecological Monographs**, Ithaca, v.44, p. 255-277, 1974.
- BOSCH, J.M.; HEWLETT, J.D. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v.55, p.3-23, 1982.
- 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.
- BOWDEN, W.B.; BORMANN, F.H. Transport and loss of nitrous oxide in soil water after forest clear-cutting. **Science**, Washington, v.233, p.867-869, 1986.
- BUCKERIDGE, M.S. **Comparação entre os sistemas fotossintéticos C3 e C4**. São Paulo: IB/USP, 2007. 4 p. (Apostila)
- BUENO, E. **Capitães do Brasil: a saga dos primeiros colonizadores**. 2 ed. . Rio de Janeiro: Objetiva, 2006. 258p.
- BRADY, N.C.; WEIL, R.R. **The nature and properties of soils**. 13th ed. . New Jersey: Prentice Hall, 2002. p.543-591.
- BRIX, H. Functions of macrophytes in constructed wetlands. **Water Sciences Technology**, Helsinki, v.29, p.71-78, 1994.

- 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, S. Environmental Impacts of De(forestation) in the Humid Tropics: a Watershed Perspective. **Wallaceana**, New York, v.46, p.3-13, 1986.
- BUYTAERT, W.; IÑIGUEZ, V.; DE BIÉVRE, B. The Effects of Afforestation and Cultivation on Water Yield in the Andean páramo. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.251, p.22-30, 2007.
- CALDER, I.R. “Do trees use more water than grass?”. **Water Services**. London:Editora , Janeiro, 1979. p.22.
- CALIJURI, M.C.; BUBEL, A.P.M. Conceituação de microbacias. In: LIMA, W.P.; ZAKIA; M.J.B. **As Florestas plantadas e a água**: implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento. São Carlos: RiMa, 2006. p.45-57.
- 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: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p.375-470.
- CANTARUTTI, R.B.; TARRÉ, R.M.; MACEDO, R.; CADISCH, G.; REZENDE, C.P.; PEREIRA, J.M.; BRAGA, J.M.; GOMIDE, J.A.; FERREIRA, E.; ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M. The Effect of Grazing Intensity and the Presence of a Forage Legume on Nitrogen Dynamics in *Brachiaria* pastures in the Atlantic Forest Region of the South of Bahia, Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Amsterdam, v. 64, p.257-271, 2002.
- CARMO, J.B.; ANDRADE, C.A.; CERRI, C.C.; PICCOLO, M.C. Disponibilidade de nitrogênio e fluxos de N₂O a partir do solo sob pastagem após a aplicação de herbicida. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.29, p.735-746, 2005.
- CASTRO, P.S.; LOPES, J.D.S. **Recuperação e conservação de nascentes**. Viçosa: CPT, 2001. 84p.
- CAVELIER, J.; VARGAS, G. Processos hidrológicos. In: GUARIGUATA, M.R.; KATTAN, G.H. (Ed.). **Ecología y conservación de bosques neotropicales**. Cartago: Ediciones LUR, 2002. p.145-165.
- CHORLEY, R. J. Hillslope hydrological cycle. In: KIRKBY, M.J. (Ed.). **Hillslope hydrology**. Chichester: John Wiley, 1978.p.365-375.
- CHOW, V.T.; MAIDMENT, D.R.; MAYS, L.W. **Applied hydrology**. New York: McGraw-Hill Book, 1988. p.572.

COIMBRA, P; TIBÚRCIO, J.A.M. **Geografia: Uma análise do espaço geográfico**. São Paulo: Editora HARBRA, 1995. 417p.

CRUTZEN, P.J.; HEIDT, L.E.; KRASNEC, J.P.; POLLOCK, W.H.; SEILER, W. Biomass burning as a source of atmospheric gases CO, H₂, N₂O, NO, CH₃Cl, and COS. **Nature**, London, v. 282, p.253-256, 1979.

DAVIDSON, E.A.; KELLER, M.; ERICKSON, H.E.; VERCHOT, L.V.; VELDKAMP, E. Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous and nitric oxides. **BioScience**, New York, v.50, p.667-680, 2000.

DAVIDSON, E.A.; CARVALHO, C.J.R.; FIGUEIRA, A.M.; ISHIDA, F.Y.; OMETTO, J.P.H.B.; NARDOTO, G.B.; SABÁ, R.T.; HAYASHI, S.N.; LEAL, E.C.; VIEIRA, I.C.G.V.; MARTINELLI, L.A. Recuperation of nitrogen cycling in Amazonian forests following agricultural abandonment. **Nature**, London, v.447, p.995-998, 2007.

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. São Paulo: Companhia das Letras, 1996. 484p.

DENMEAD, O.T.; SIMPSON, J.R.; FRENEY, J.R. Ammonia flux into the atmosphere from a grazed pasture. **Science**, Washington, v.185, p.609-610, 1974.

DIAS-FILHO, M.B.; DAVIDSON, E.A.; CARVALHO, C.J.R. Linking biogeochemical cycles to cattle pasture management and sustainability in the Amazon basin. In: McCLAIN, M.E.; VICTORIA, R.L.; RICHEY, J.E.(Ed.). **The biogeochemistry of the Amazon basin**. Oxford: Oxford University Press, 2001. p.84-195.

DIAZ, R.J.; ROSENBERG, R. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. **Science**, Washinton, v.321, p.926-929, 2008.

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. **Instituto Florestal Série Regional**, São Paulo, v.31, p.241-246, 2007.

DUNNE, T. Field Studies of Hillslope Flow Process. In: KIKBY, M.J. (Ed.) **Hillslope hydrology**. Chichester: John Wiley , 1978. p.227-293.

ELSENBEER, H. Hydrologic Flowpath in tropical rainforest soilscapes – a Review. **Hydrological Processes**, Bristol, v.15, p.1751-1759, 2001.

ELSENBEER, H.; VERTESSY, R.A. Stormflow Generation and Flowpath Characteristics in an Amazonian Rainforest Catchment. **Hydrological Processes**, Bristol, v.14, p.2367-2381, 2000.

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.

FLEMING, P.M. The impact of land use change on water resources in the tropics: an Australian view of the scientific issues. In: BONNEL, M.; HUFSCHEMIDT, M.M.; GLADWELL, J.S. (Ed.). **Hydrology and water management in the tropics**. Queensland: Cambridge University Press, 1993. p.405-413.

FLIEISCHNEIN, K.; WILCKE, W.; VLAREZO, C.; ZECH, W.; KNOBLICH, K. Water budgets of three small catchments under montane forest in Ecuador: an experimental and modeling approach. **Hydrological Processes**, Bristol, v.20, p.2491-2507, 2006.

FISHER, M.J.; BRAZ, S.P.; DOS SANTOS, R.S.M.; URQUIAGA, S.; ALVES, B.J.R., BODDEY, R.M. Another Dimension to Grazing Systems: Soil Carbon. **Tropical Grasslands**, Canberra, v.41, p.65-83, 2007.

FOLHES, M.T.; RENNÓ, C.D.; FISCH, G. Caracterização espaço-temporal do regime pluviométrico na parte paulista da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul. 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.359-361

GALBALLY, L.E.; ROY, C.R. Loss of fixed nitrogen from soils by nitric oxide exhalation. **Nature**, London, v.275, p.734-735, 1978.

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

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.

GBUREK, W.J.; NEEDELMAN, B.A.; SRINIVASAN, M.S. Fragipan controls on runoff generation: Hydrogeological implications at landscape and watershed scales. **Geoderma**, Amsterdam, v.131, p.330-344, 2006.

GERMER, S.; NEILL, C.; VETTER, T.; CHAVES, J.; KRUSCHE, A.V.; ELSENBEEER, H. Implications of long-term land-use change for the hydrology and solute budgets of small catchments in Amazonia. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v.364, p.349-363, 2009.

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.; ELSENBEEER, 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.** 2007. 30p. Qualificação (Doutorado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

GWINN, W.R.; PARSONS, D.A. Discharge Equations for HS, H, and HL flumes. **Journal of Hydraulics Division**, Ithaca, v. HY1, p.73-88, 1976.

GWINN, W.R.; PARSONS, D.A. Discharge Equations for HS, H, and HL flumes. **Journal of Hydraulics Division**, Ithaca, v. HY7, p.809, 1977.

HALL, R.O. The Stream's role in watershed nutrient export. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Palo Alto, v.100, p.10137-10138, 2003.

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

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

HEWLETT, J.D.; HIBBERT, A.R. Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in humid areas. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON FOREST HYDROLOGY, 1965, Pennsylvania. **Proceedings....** Pennsylvania: Pergamon Press, 1965. p. 275-290.

HIBBERT, A.R. Forest treatment effects on water yield. INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON FOREST HYDROLOGY, 1965, Pennsylvania. **Proceedings....** Pennsylvania: Pergamon Press, 1965. p.527-543.

HIBBERT, A.R. Water yield changes after converting a forested catchment to grass. **Water Resources Research**, Nova York, v.5, p.634-640, 1969.

HURSH, C.R.; FLETCHER, P.W. The Soil Profile as a Natural Reservoir. **Soils Science Society of America Proceedings**, cidade, v.7, p.480-486, 1942.

HODNETT, M.G.; PIMENTEL DA SILVA, L.; ROCHA, H.R.; CRUZ SENNA, R. Seasonal Water Storage Changes Beneath Central Amazonian Rainforest and Pasture. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v.170, p.233-254, 1995.

HEINCKE, M.; KAUPENJOHANN, M. Effects of soil solution on the dynamics of N₂O emissions: a review. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Amsterdam, v.55, p.133-157, 1999.

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.; McCARL, B.A.; MURRAY, B.C. Trading Water for Carbon with Biological Carbon Sequestration. **Science**, Washington, v.310, p.1944-1947, 2005.

JENKINS, A.; PETERS, N.E.; RODHE, A. Hydrology. In: MOLDAN, B.; CERNY, J.(Ed.). **Biogeochemistry of Small Catchments: a Tool for environmental research**. Chichester: John Wiley, 1994. p.31-54.

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**, Amsterdam, v.39, p.395-412, 1998.

LARA, L.B.L.S.; ARTAXO, P.; MARTINELLI, L.A.; VICTORIA, R.L.; CAMARGO, P.B.; KRUSCHE, A.; AYERS, G.P.; FERRAZ, E.S.B.; BALLESTER, M.V. Chemical composition of rainwater and anthropogenic influences in the Piracicaba River Basin, Southeast Brazil. **Atmospheric Environment**, Amsterdam, v.35, p.4937-4945, 2001.

LIKENS, G.E. Nutrient flux and cycling in freshwater ecosystems. In: HOWELL, F.G.; GENTRY, J.B.; SMITH, M.H. (Ed.). **Mineral Cycling in Southeastern Ecosystems**. Springfield: National Technical Information Service, 1975. p. 314-348.

LIKENS, G.E. The Science of Nature, the Nature of Science: Long-Term Ecological Studies at Hubbard Brook. **Proceedings of the American Philosophical Society**, Nova York, v.143, p.558-572, 1998.

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.; BORMANN, F.H.; PIERCE, R.S.; REINERS, W.A. Recovery of a deforested ecosystem. **Science**, Washington, v.199, p.492-496, 1978.

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. **Biogeochemistry of a forested watershed**. New York: Springer-Verlag, 1977. 146p.

LIMA, W.P. **Impacto ambiental do eucalipto**. 2 ed. . São Paulo: EDUSP, 1996. 301p.

_____. **Manejo de Bacias Hidrográficas**. Piracicaba: ESALQ/USP, 2001. (Apostila) 90p.

_____. Floresta Natural Protege e Estabiliza Recursos Hídricos. **Visão Agrícola**, v.4, p.30-33, 2005.

_____. Efeitos hidrológicos do manejo de florestas plantadas. In: LIMA, W.P.; ZAKIA, M.J.B. **As Florestas Plantadas e a Água: implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento**. São Carlos: RiMa, 2006. p.89-106.

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.

LIPSCHULTZ, F.; ZAFIRIOU, O.C.; WOLSY, S.C.; McELROY, M.B.; VALOIS, F.W.; WATSON, S.W. Production of NO and N₂O by soil nitrifying bacteria. **Nature**, London, v.294, p.641-643, 1981.

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.

LUIZÃO, F.; MATSON, P.; LIVINGSTON, G.; LUIZÃO, R.; VITOUSEK, P. Nitrous oxide flux following tropical land clearing. **Global Biogeochemical Cycles**, New York, v.3, p.281-285, 1989.

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.

McCLAIN, M. The relevance of biogeochemistry to Amazon development and conservation. In: McClain, M.E.; VICTORIA, R.L.; RICHEY, J.E.(Ed.). **The biogeochemistry of the Amazon basin**. Oxford: Oxford University Press, 2001. p.5-16.

MELFI, A.J.; CERRI, C.C.; KRONBERG, B.Y.; FYFE, W.S.; McKINNON, B. Granite weathering: a Brazilian study. **Journal of Soil Science**, New York, v.34, p.841-851, 1983.

MESQUITA, M.G.B.F.; MORAES, S.O. A dependência entre a condutividade hidráulica saturada e atributos físicos do solo. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.34, p.963-969, 2004.

MOLDAN, B.; CERNY, J. Small Catchment Research. In: MOLDAN, B.; CERNY, J.(Ed..). **Biogeochemistry of small catchments: a Tool for environmental research**. Chichester: John Wiley, 1994. p.1-29.

MOORE, A.W. Symbiotic nitrogen fixation in a grazed tropical grass-legume pasture. **Nature**, London, v.638, p. 185, 1960.

MORAES, J.F.; VOLKOFF, B.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M. Soil properties under Amazon forest and changes due to pasture installation in Rondônia, Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v.70, p.63-81, 1996.

- MORAES, J.M.; SCHULER, A.E.; DUNNE, T.; FIGUEIREDO, R.O.; VICTORIA, R.L. Water storage and runoff process in plinthic soils under forest and pasture in eastern amazonia. **Hydrological Process**, Bristol, v.20, p.2509-2526, 2006.
- MORTATTI, J.; PROBST, J.L. **Hidrogeoquímica de bacias de drenagem**. Piracicaba: CENA/USP, 1998. 232p.
- 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.1-9, 2003.
- NEILL, C.; DEEGAN, L.A.; THOMAS, S.M.; CERRI, C.C. Deforestation for Pasture Alters Nitrogen and Phosphorus in Small Amazonian Streams. **Ecological Applications**, Ithaca, v.11, p. 1817-1828, 2001.
- NEILL, C.; PICCOLO, M.C.; STEUDLER, P.A.; MELILLO, J.M.; FEIGL, B.; CERRI, C.C. Nitrogen Dynamics in Soils of Forests and Pastures in the Western Brazilian Amazon. **Soil Biology & Biochemistry**, Amsterdam, v. 27, p.1167-1175, 1995.
- NEILL, C.; DEEGAN, L.A.; THOMAS, S.M.; HAUPERT, C.L.; KRUSCHE, A.V.; BALLESTER, V.M.; VICOTRIA, R.L. Deforestation alters the hydraulics and biogeochemical characteristics of small lowland Amazonian streams. **Hydrological Processes**, Bristol, v.20, p.2563-2580, 2006.
- NEPSTAD, D.C.; CARVALHO, C.R.; DAVIDSON, E.A.; JIPP, P.H.; LEFEBVRE, P.A.; NEGREIROS, G.H.; SILVA, E.D.; STONE, T.A.; TRUMBORE, S.E.; VEIEIRA, S. The role of deep roots in the hydrological and carbon cycles of Amazonian forests and pastures. **Nature**, London, v.372, p.666-669, 1994.
- NEWMAN, M.C.; DIXON, P.M.; LOONEY, B.B.; PINDER, J.E. Estimating mean and variance for environmental samples with below detection limit observations. **Water Resources Bulletin**, Detroit, v.26, p.905-915, 1989.
- ODUM, E.P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Editora Guanabara, 1988. 434p.
- OLIVEIRA, L.R.R. **Deposição atmosférica de elementos-chave, através da chuva, em floresta ombrófila densa no Parque Estadual da Serra do Mar**. 2007. p. 57 (Dissertação de Mestrado – Química na Agricultura e no Ambiente). – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.
- OLIVEIRA, M.A.T. Processos erosivos e preservação de áreas de risco de erosão por Voçorocas. In: _____ **Erosão e conservação dos solos: Conceitos, temas e aplicações**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1999. p.57-99.
- 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.

- PETERS, N.E. Hydrologic Processes. In: MOLDAN, B.; CERNY, J.(Ed.). **Biogeochemistry of small catchments: a Tool for environmental research**. Chichester: John Wiley, 1994. p.207-228.
- 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.
- PICCOLO, M.C.; NEILL, C.; CERRI, C.C. Net nitrogen mineralization and net nitrification along a tropical forest-to-pasture chronosequence. **Plant and Soil**, Amsterdam, v.162, p.61-71, 1994.
- 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**, Amsterdam, v.30, p.481-491, 2002.
- PRADO, H. **Solos do Brasil**. 4 ed. . Piracicaba: Hélio do Prado, 2005. 281p.
- RANZINI, M.; FORTI, M.C.; WHITEHEAD, P.G.; ARCOVA, F.C.S.; CICCO, V.; WADE, A.J. Integrated Nitrogen Catchment model (INCA) applied to a tropical catchment in the Atlantic Forest, São Paulo, Brazil. **Hydrology & Earth System Sciences**, London, v.11, n,1, p.614-622, 2007.
- REICHARDT, K. Capacidade de campo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.12, p.211-216, 1988.
- REICHARDT, K.; TIMM, L.C. **Solo, Planta e Atmosfera: Conceitos, Processos e Aplicações**. Barueri: Editora Manole, 2004. 478p.
- REINERS, W.A.; BOWMAN, A.F.; PARSONS, W.F.J.; KELLER, M. Tropical rain forest conversion to pasture: changes in vegetation and soil properties. **Ecological Applications**, Ithaca, v.4, p.363-377, 1994.
- RESCK, D.V.S.; SILVA, J.E. Importância das matas de galeria no ciclo hidrológico de uma bacia hidrográfica. In: RIBEIRO, J.F.(Ed.). **Cerrado: matas de galeria**. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1998. p.31-49.
- REZENDE, C.P.; CANTARUTTI, R.B.; BRAGA, J.M.; GOMIDE, J.A.; PEREIRA, J.M.; FERREIRA, E.; TARRÉ, E.; MACEDO, R.; ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S.; CADISCH, G.; GILLER, K.E.; BODDEY, R.M. Litter deposition and disappearance in *brachiaria* pastures in the atlantic rain forest region of the south of Bahia, Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Amsterdam v. 54, p.99-112, 1999.
- ROCHA, C.F.D.; BERGALLO, H.G.; ALVES, M.A.S.; VAN SLUYS, M. **A biodiversidade nos grandes remanescentes florestais do Estado do Rio de Janeiro e nas restingas da Mata Atlântica**. São Carlos: RiMa, 2003. 160p.

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

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

SCHÄFFER, W.B.; PROCHNOW, M. Mata Atlântica: informações gerais. In: SCHÄFFER, W.B.; PROCHNOW, M. (Org.). **A Mata Atlântica e Você: como preservar, recuperar e se beneficiar da mais ameaçada floresta brasileira**. Brasília: APREMAVI, 2002. p.12-13.

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. . California: Academic Press, 1997. 443p.

SCHLESINGER, W.H.; RECKHOW, K.H.; BERNHARDT, E.S. Global Change: The nitrogen cycle and rivers. **Water Resources Research**, New York, v.42, p.1-2, 2006.

SCOTT, D.F. On the Hydrology of industrial timber plantations. **Hydrological Processes**, Bristol, v.19, p.4203-4206, 2005.

SILVA, A.S. Análise morfológica dos solos e erosão. 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.102-126.

SILVA, D.M.L. **Dinâmica do nitrogênio em microbacias no Estado de São Paulo**. 2005. 105p. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

SILVA, A.M.; SCHULZ, H.E.; CAMARGO, P.B. **Erosão e Hidrossedimentologia em Bacias Hidrográficas**. São Carlos: RiMa, 2003. 138p.

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: EDUSP, 1993. p.35-51.

SILVEIRA, G.M. **Preparo de solo: Técnicas e implementos**. Viçosa: Aprenda Fácil Editora, 2001. 290p.

SIRIWARDENA, L.; FINLAYSON, B.L.; McMAHON, T.A. The impact of land use change in catchment hydrology in large catchments: The Comet River, Central Queensland, Australia. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v.326, p.1-16, 2006.

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

STEVENS, C.J.; DISE, N.B.; MOUNTFORD, J.O.; GOWING, D. Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. **Science**, Washington, v.303, p. 1876-1879, 2004.

STRAHLER, A.N. Dimensional analysis applied to fluvially eroded landforms. **Bulletin Geology Society America**, Detroit, v.69, p.279-200, 1958.

SUBBARAO, G.V.; WANG, H.Y.; ITO, O.; NAKAHARA, K.; BERRY, W.L. NH_4^+ Triggers the Synthesis and Release of Biological Nitrification Inhibition Compounds in *Brachiaria humidicola* roots. **Plant & Soil**, Amsterdam, v. 290, p.245-257, 2007.

SWANK, W.T.; DOUGLASS, J.E. Streamflow Greatly Reduced by Converting Deciduous Hardwood Stands to Pine. **Science**, Washington, v.185, p.857-859, 1974.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia Vegetal**. 3 ed. Porto Alegre: Artmed, 2004. 719p.

TILMAN, D.; WEDIN, D.; KNOPS, J. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grasslands ecosystems. **Nature**, London, v.379, p.718-720, 1996.

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.

UDAWATTA, R.P.; MOTAVALLI, P.P.; GARRET, H.E.; KRSTANSKY, J.J. Nitrogen losses in runoff from three adjacent agricultural watersheds with claypan soils. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v.117, p.39-48, 2006.

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

VELDKAMD, E.; DAVIDSON, E.A.; ERICKSON, H.; KELLER, M.; WEITZ, A. Soil nitrogen cycling and nitrogen oxide emissions along a pasture chronosequence in the humid tropics of Costa Rica. **Soil Biology & Biochemistry**, Amsterdam, v,31, p.387-394, 1999.

VITOUSEK, P.M.; HOWARTH, R.W. Nitrogen limitation on land and in the sea: how can it occur? **Biogeochemistry**, Amsterdam, v.13, p.87-115, 1991.

WEDIN, D.A.; TILMAN, D. Influence of nitrogen loading and species composition on the carbon balance of grasslands. **Science**, Washington, v.274, p.1720-1723, 1996.

WHELAN, D.E. Effects of Land Use on Streamflow. **Journal of the Alabama Academy of Science**, Washington, v.29, p.55-60, 1957.

WHIPKEY, R.Z.; KIRKBY, M.J. Flow Within The Soil. In: KIRKBY, M.J. (Ed.). **Hillslope Hydrology**. Chichester: John Wiley, 1978. p.121-144.

ZAKIA, M.J.B.; FERRAZ, F.F.B.; RIGHETTO, A.M.; LIMA, W.P. Delimitação da Zona Ripária em uma Microbacia. In: LIMA, W.P.; ZAKIA, M.J.B. **As Florestas Plantadas e a Água**: implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento. São Carlos: Rima, 2006. p.89-106.

ZHANG, L.; DAWES, W.R.; WALKER, G.R. The Response of Mean Annual Evapotranspiration to Vegetation Changes at the Catchment Scale. **Water Resources Research**, New York, 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.

