

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Avaliação hidrológica da zona ripária através da análise da água subterrânea
ao longo das vertentes de uma microbacia experimental**

Cláudia Moster

**Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre
em Recursos Florestais, com opção em Conservação de
Ecossistemas Florestais**

**Piracicaba
2007**

Cláudia Moster
Engenheiro Florestal

Avaliação hidrológica da zona ripária através da análise da água subterrânea ao longo das
vertentes de uma microbacia experimental

Orientador:

Prof. Dr. **WALTER DE PAULA LIMA**

**Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre
em Recursos Florestais, com opção em Conservação de
Ecossistemas Florestais**

**Piracicaba
2007**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
DIVISÃO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - ESALQ/USP

Moster, Cláudia

Avaliação hidrológica da zona ripária através da análise da água subterrânea ao longo das vertentes de uma microbacia experimental / Cláudia Moster. - - Piracicaba, 2007.
82 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2007.
Bibliografia.

1. Bacia hidrográfica 2. Ecossistemas florestais 3. Hidrologia 4. Matas ciliares
5. Nitrato I. Título

CDD 551.483

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

*Ao Daniel,
pelo apoio e amor incondicional.*

*Aos meus pais,
pelo incansável incentivo aos estudos.*

AGRADECIMENTOS

À Deus, pois sem ele nada seria feito.

Ao Prof. Dr. Walter de Paula Lima, pela orientação e paciência;

Ao Prof. Jean Paul Laclau (CIRAD - França), pela co-orientação e confiança;

À Zezé e à Carla, que contribuíram e muito para a minha formação e para este projeto, e pela ajuda fundamental na discussão dos resultados;

À CAPES pela bolsa de estudo e verba institucional, que faz toda a diferença para o aluno de pós-graduação;

Ao programa de pós graduação em recursos florestais da ESALQ/USP, principalmente, ao coordenador, Prof. Dr. José Leonardo M. Gonçalves pela colaboração e apoio, e aos funcionários do departamento e da secretaria do LCF, Margarete, Catarina e Marcelo;

À equipe do Laboratório de Ecologia Aplicada, pelas análises e apoio no preparo de amostras;

À equipe do Laboratório de Geoquímica Ambiental, principalmente a Lilian, pelas análises no FIA, pela paciência e sua amizade;

Aos colegas do Laboratório de Hidrologia Florestal, Paula, Maureen, Carol, Fernando Ferraz, por todos os favores, desabafos e alegrias que passamos;

À equipe da EECF-Itatinga, principalmente meu amigo Eng. Rildo, pelas coletas, almoços, conversas e amizade;

Aos Profs. Drs. Wilson e Afonso, da UNESP - Rio Claro, pelo apoio imprescindível para a conclusão do trabalho.

A todas as pessoas que direta ou indiretamente colaboraram para esse trabalho. Principalmente aos meus amigos, que tiveram toda a compreensão do mundo quando eu precisava me ausentar porque “eu preciso terminar meu mestrado!”.

Agradeço ao meu querido companheiro, fiel amigo e “técnico de campo nas horas vagas” Daniel, que sempre esteve ao meu lado. Aos meus pais, Ricardo e Emi, e minha irmã, Sami, e à Rosa e ao Natanael, à toda minha querida família que sempre apoiou e fez o possível para me motivar a chegar até aqui, e continuar daqui em diante.

"A ciência está longe de conhecer o mundo de uma maneira perfeita e adequada; ela tem, no entanto, a pretensão legítima de descobrir para nós, em parte, a natureza e as suas leis."

Jovielt

SUMÁRIO

RESUMO	7
ABSTRACT.....	8
1 INTRODUÇÃO	9
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	11
2.1 Caracterização e função do ecossistema ripário em microbacias	11
2.2 A dinâmica do nitrogênio nas zonas ripárias	15
3 MATERIAL E MÉTODOS	20
3.1 Histórico e Caracterização da Área de Estudo	20
3.2 Instalação e Delineamento Experimental	25
3.3. Caracterização da vegetação	29
3.4. Caracterização do solo	31
3.5 Coleta de amostras de água	31
3.6 Análises químicas das amostras de água	32
3.7 Análises estatísticas dos resultados de $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$	33
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	34
4.1 Vegetação	34
4.2 Solos	38
4.3 Monitoramento da Profundidade da Água Subterrânea	42
4.4 Análises Químicas das águas	45
4.4.1 Nitrogênio Mineral: Amônio ($N-NH_4^+$) e Nitrato ($N-NO_3^-$)	45
4.4.2 Valores de pH e concentrações de Ferro, Silício, Alumínio e Carbono Orgânico Dissolvido (DOC)	52
4.5 Influência da área ripária na água subterrânea	58
5 CONCLUSÃO	60
REFERÊNCIAS	62
ANEXOS	67

RESUMO

Avaliação hidrológica da zona ripária através da análise da água subterrânea ao longo das vertentes de uma microbacia experimental

Amostras da água subterrânea foram coletadas em poços piezométricos localizados em dois transectos ao longo das vertentes e dois transectos ao longo da cabeceira de drenagem de uma microbacia experimental, durante o período de maio de 2005 a abril de 2006. Em cada transecto os poços piezométricos estavam localizados respectivamente na parte alta da vertente, sob floresta plantada de *Eucalyptus*, na meia encosta, sob mata ciliar, e adjacente ao riacho. As análises destas amostras também foram comparadas com a análise simultânea da água do riacho, coletada na calha da estação limimétrica da microbacia. As análises químicas incluíram principalmente nitrato ($N-NO_3^-$) e amônio ($N-NH_4^+$), além do ferro, silício, alumínio, carbono orgânico dissolvido (DOC) e pH. O objetivo foi inferir sobre aspectos do funcionamento hidrológico da zona ripária, em termos de alteração da concentração dos íons analisados entre os pontos amostrados. A fim de inferir sobre o efeito da vegetação e das características do solo nas modificações da água subterrânea ao longo da vertente, foi realizado inventário para determinação da área basal da vegetação e análise granulométrica e química do solo. Os principais resultados mostram que na zona ripária adjacente ao riacho há maior concentração de matéria orgânica no solo e de amônio na água subterrânea. As concentrações de amônio e nitrato na água do riacho foram sempre menores do que as concentrações nos piezômetros adjacentes ao riacho próximo ao vertedor. Isso indica que na zona ripária ocorrem modificações na água subterrânea que garantem a manutenção do ecossistema lótico. Também foi possível identificar diferenças ao longo da microbacia, entre a cabeceira de drenagem e a área próxima ao vertedor, o que demonstra que a zona ripária não é homogênea na área da microbacia. A geologia, a granulometria e o teor de matéria orgânica do solo, a precipitação, o aumento do nível freático e a influência da água subterrânea, foram os principais fatores de alteração das demais variáveis do estudo.

Palavras-chave: Zona Ripária, Hidrologia Florestal, Mata Ciliar, Nitrato, Amônio.

ABSTRACT

Hydrology assessment of riparian zone by groundwater analyse through the hillslope in an experimental catchment

Groundwater samples were collected in piezometers located in two transects through the hillslope and two in the headwater of an experimental catchment from May 2005 to April 2006. In each transect there were one piezometer in the upland under the *Eucalyptus* planted forest, one piezometer at the middle slope in the riparian area, and the other piezometer was located by the stream with a total of 12 piezometers. The samples collected fortnightly were analyzed and compared with the stream water collected in the stream gauging station. The main variables analyzed were nitrate (N-NO₃⁻) and ammonium (N-NH₄⁺) as well as iron, silicon, aluminum, dissolved organic carbon (DOC) and pH. The objective was to infer about riparian zone hydrology, based on the difference among chemical composition of the samples. A characterization of the experimental catchment was performed from a vegetation inventory and soil analysis in order to assess the influence of soil properties and vegetation nutritional demand on the chemistry of the solutions. Chemical analyses demonstrated that in the riparian zone close to the stream soil organic matter content was higher than in other topographic positions as well as concentrations of ammonium in the groundwater throughout the year. The concentrations of ammonium and nitrate in the groundwater beside the stream were always higher. These results indicated that in riparian zone the modifications in the groundwater contribute to the lotic ecosystem maintenance. The results also indicated that the riparian zone is heterogeneous along the catchment area and that the behavior of headwater and downstream may be different. The geology, soil granulometric and organic matter level, precipitation and groundwater level were the main factors that influenced the studied variables.

Keywords: Riparian Zone, Forest Hydrology, Riparian Forest, Nitrate, Ammonium.

1 INTRODUÇÃO

A pesquisa na hidrologia florestal tem sido desenvolvida a fim de buscar compreender as relações existentes entre a floresta e a água, no que se refere ao uso da água pela floresta e do efeito do manejo florestal nas características da água produzida na microbacia.

A fim de manter um ecossistema saudável e garantir o mínimo de vegetação protetora dos cursos d'água, muitos países delimitaram faixas protetoras às margens dos rios através de leis específicas de conservação ou manejo. No Brasil, a Lei no. 4771/65 que institui o Código Florestal, define as Áreas de Preservação Permanente ao longo de rios e ao redor de lagos naturais ou artificiais como faixas de vegetação com largura variável, dependendo da largura do rio ou do espelho d'água e em locais específicos na paisagem que apresentam susceptibilidade à erosão.

A zona ripária inclui principalmente as margens e cabeceiras de drenagem dos cursos d'água, e caracteriza-se por um habitat de extrema dinâmica, diversidade e complexidade. O conjunto das interações ripárias é responsável pela manutenção da água em termos de quantidade e qualidade da água, bem como o ecossistema aquático.

As zonas ripárias constantemente sofrem pressão antrópica através de cultivo em solos de várzea e ocupação territorial. Diante das pressões antrópicas e da resistência ou dificuldades em preservar as zonas sensíveis na microbacia, considerando a carência de estudos científicos realizados no Brasil sobre as zonas ripárias, este trabalho poderá contribuir com informações importantes sobre a hidrologia de microbacias e o monitoramento ambiental, com o objetivo de buscar o desenvolvimento de práticas sustentáveis de uso do solo

O trabalho foi desenvolvido na microbacia experimental "Tinga", localizada na Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga, a qual vem sendo monitorados continuamente desde 1991, e nela vários estudos já foram conduzidos na área de hidrologia florestal e indicadores hidrológicos de sustentabilidade de plantações florestais.

O objetivo principal foi verificar as diferenças na água subterrânea entre o riacho, a zona ripária e a floresta plantada, através de amostras de águas coletadas em poços piezométricos durante o período de maio de 2005 a abril de 2006, a fim de quantificar as concentrações de nitrato (N-NO_3^-) e amônio (N-NH_4^+), cujo transporte ocorre principalmente através do escoamento subsuperficial. Também foram analisados Ferro, Silício, Alumínio, Carbono Orgânico Dissolvido (DOC) e pH nas águas, bem como amostragem de solo para determinação

granulométrica e análise química, com o objetivo de inferir sobre a influência do solo nas características da água subterrânea. A vegetação foi caracterizada através de inventário para identificação do número de espécies e área basal, com o intuito de conhecer a heterogeneidade da vegetação ripária e comparar o volume basal entre a floresta ripária e a floresta plantada.

A principal hipótese do estudo foi a de que ocorrem modificações na água subterrânea ao longo das vertentes entre o ecossistema ripário e as áreas de cultivo. A hipótese secundária foi que existe diferença na dinâmica hidrológica da zona ripária ao longo da microbacia, entre a cabeceira de drenagem a área próxima ao vertedor.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Caracterização e função do ecossistema ripário em microbacias

O termo microbacia tem sido definido como sendo o sistema de cabeceira de drenagem de 1ª. a 3ª. ou 4ª. ordem, diferindo da bacia hidrográfica de ordem superior pela complexidade dos processos que nela ocorrem e das interações desses processos. Esses sistemas de cabeceira também são importantes para entender e proteger os sistemas a jusante, pois estão intimamente ligados. Enquanto os sistemas de cabeceira são pequenos e numerosos, seu papel no meio ambiente é constantemente subestimado e em consequência eles são inadequadamente manejados, comparados às bacias de maior escala. A conectividade entre esses ecossistemas afeta a acumulação e dispersão natural dos materiais transportados pelos processos hidrológicos (GOMI et al., 2002). A teoria do rio contínuo (RCC), adequada para estudos na escala da microbacia, é baseada na diferença dos processos que ocorrem desde a nascente à foz, com relação à área de drenagem, entrada de energia e função do ecossistema (VANNOTE et al., 1980).

Sistemas de cabeceira, ou as áreas de onde se origina uma rede de drenagem, são caracterizados por interações entre processos hidrológicos, geomorfológicos e biológicos, que variam desde a parte alta até a rede de drenagem e entre os ambientes aquático e terrestre. Segundo Gomi et al. (2002), por causa de seu isolamento geográfico, o sistema de cabeceira também suporta espécies geneticamente isoladas, constituindo, portanto, um importante componente de biodiversidade em microbacias. Entender as variações temporais e espaciais nos processos biológicos, hidrológicos e geomorfológicos é a chave para compreender a diversidade e a heterogeneidade de ecossistemas ripários. Dessa forma, a microbacia pode ser dividida em dois sistemas, a cabeceira e a rede de drenagem, baseando-se nas características dos processos.

As definições de áreas ripárias variam de acordo com a perspectiva de cada autor. Tipicamente, eles centram nos componentes em que a paisagem está incluída, nas características que a compõe, nas escalas em que são consideradas, ou nas leis de melhoria das práticas de manejo para qualidade da água. A função de um ecossistema engloba um conjunto de processos que governam o fluxo de energia e materiais (como luz solar, carbono, água e nutrientes). A definição de Ilhardt et al. (1999) para zona ripária inclui o corpo d'água, a margem do riacho e partes das áreas altas que têm uma forte ligação com a água. Ainda seguindo esta definição, as

bordas das áreas ripárias típicas são menos uniformes do que aquelas associadas com uma distância pré-fixada como faixas tampão ou faixas-filtro. As áreas ripárias são delineadas de acordo com a distância da água, que influencia na mudança de função do ecossistema. Essas áreas são sujeitas tanto ao maior escoamento superficial de zonas saturadas como ao maior escoamento subsuperficial (horizontes saturados próximos à água subterrânea).

A definição poderia ser descrita como: "Áreas ripárias são ecótonos de interação tridimensionais que incluem os ecossistemas aquático e terrestre, que se estende da água subterrânea às copas, cruzando a planície de inundação, até as vertentes próximas que drenam a água, lateralmente no ecossistema terrestre, ao longo do curso d'água, com comprimento variável" (ILHARDT et al, 1999, p. 29).

O Código Florestal Brasileiro (BRASIL, Lei n. 4771/65) defini como Áreas de Preservação Permanente ao redor de rios e lagos naturais ou artificiais, faixas de vegetação com largura variável mínima de 30 metros, dependendo da largura do rio ou do espelho d'água, e em locais específicos na paisagem que apresentam susceptibilidade à erosão. Clinnick (1985), em revisão extensiva sobre o assunto, concluiu que a largura mais indicada para a faixa ciliar, visando a proteção do curso d'água em áreas florestais, é de 30 metros. No entanto, é reconhecido que a delimitação da zona ripária na microbacia nem sempre se restringe ao que estabelece o Código Florestal, porém a faixa ciliar de 30 metros pode realizar o papel físico de proteção dos cursos d'água (ZAKIA, 1998). A zona ripária está intimamente ligada ao curso d'água, mas seus limites não são facilmente demarcados. Os processos físicos que moldam continuamente os leitos dos cursos d'água impõem a necessidade de se considerar um padrão temporal de variação da zona ripária. O limite a montante, por exemplo, seria a nascente, mas a zona saturada da microbacia poderia se expandir consideravelmente durante parte do ano, o que implica na necessidade de se considerar as áreas côncavas das cabeceiras como parte integrante da zona ripária (LIMA e ZAKIA, 2004).

Embora os elementos geográficos e temporais de um pico de chuva tenham sido estudados, a generalização do entendimento de qual unidade da paisagem contribui para qual parte da hidrógrafa da chuva permanece elusiva. É conhecido que as vertentes e zonas ripárias próximas ao rio respondem diferentemente a um evento de chuva (MCGLYNN & MCDONNELL, 2003) e exibem distintas características hidrológicas devido à sua localização no relevo e diferentes combinações de declividade e da área de contribuição cotas acima. As zonas

ripárias respondem mais rapidamente a uma precipitação do que as vertentes, as quais apresentam maior drenagem entre os eventos, resultando em maiores déficits de água no solo. Buttle e McDonnell (2003) identificaram que as zonas ripárias e as áreas de vertentes não responderam à precipitação seguindo o princípio "steady-state" ("equilíbrio dinâmico"). As vertentes contribuíram mais para o escoamento das águas de chuvas anteriores com quantidades desprezíveis de águas novas (do evento de chuva considerado), enquanto as zonas ripárias contribuíram com mais de 89% das águas novas.

Segundo Edwards (2005), as taxas de escoamento são muito menores nas zonas ripárias, variando de um metro a cada 2-3 minutos até um metro em horas ou um dia. O fluxo pode variar de acordo com a condutividade hidráulica e a porosidade do solo. A água é temporariamente estocada nas zonas hiporreicas e devido a transformações biogeoquímicas, a água que retorna através do interfluxo é frequentemente diferente do que aquela na zona hiporreica.

Diversos autores citam a função do ecossistema ripário desempenhada através das seguintes formas principais (AMOROS, et al. 1996; BACCHI et al., 1998; BRUIJNZEEL, 1991; CIUTTI, 2003; DUCROS e JOYCE, 2003; ILHARDT et al., 1999; LIMA, 1989; LIMA e ZAKIA, 2000; MIKKELSEN, 2000; RICHARDS, 1995; VERRY, 1999):

- estabilização das margens dos cursos d'água, pelo desenvolvimento e manutenção de um emaranhado radicular;
- participação no controle do ciclo de nutrientes da bacia hidrográfica, através de ação tanto no escoamento superficial quanto na filtração de nutrientes do escoamento subsuperficial pela vegetação ciliar;
- diminuição e filtragem do escoamento superficial que impede ou dificulta o carreamento de sedimentos para o ecossistema aquático, contribuindo para a manutenção da qualidade da água nas microbacias;
- integração com a superfície da água que proporciona cobertura e alimentação para a fauna aquática, e ainda intercepta e absorve a radiação solar, contribuindo para a estabilidade térmica dos pequenos cursos d'água.

A cobertura vegetal do ambiente ripário segue uma sucessão ecológica a partir do curso d'água, inicialmente ocupado por vegetação herbácea, passando por uma formação arbustiva e arbórea ripária e externamente arbórea (CIUTTI, 2003). Assim, a vegetação ripária apresenta variações estruturais, de composição e de distribuição espacial, do mesmo modo que as

características do solo apresentam variações quanto às diferentes deposições de sedimentos e condições de saturação (LIMA e ZAKIA, 2000).

A dinâmica da vegetação do corredor ripário é claramente influenciada pelo regime de distúrbios hidrológicos. Em contraste, a produtividade e a diversidade da vegetação podem influenciar os processos biogeoquímicos, especialmente os relacionados com as mudanças das condições redutoras que ocorrem das cabeceiras à rede de drenagem. Porém, a ligação entre a superfície e a água subterrânea é o fator predominante de controle da conectividade entre os ecossistemas terrestre e ripário. Espécies exóticas podem causar mudanças na dinâmica da vegetação e nos ciclos biogeoquímicos das zonas ripárias, ou até mesmo acelerar os processos naturais (Bacchi et al., 1998).

A função da zona ripária diminui com a distância do ecossistema aquático, mas o limite do ecótono funcional não pode ser definido com certeza, sendo determinado por características específicas do local (ILHARDT et al., 1999).

Vidon et al. (2004) examinaram o efeito da elevação e tamanho do aquífero, topografia e litologia do sedimento da área ripária na hidrologia subsuperficial de oito sítios ripários. A abrangência da zona ripária na microbacia em relação ao escoamento subterrâneo bem como as características geológicas controlaram a hidrologia da microbacia. Os dados indicaram que pequenas diferenças na profundidade do sedimento permeável funcionam como controle da duração da conexão hidrológica entre a zona ripária e as áreas adjacentes. Todos os sítios ripários com profundidade aproximada de 2 metros ou mais estiveram permanentemente conectados. O tamanho da influência da área de descarga do aquífero influencia a magnitude e sazonalidade dos fluxos que incidem na zona ripária. Entretanto, o valor absoluto dessa entrada de água subterrânea deve ser tratado com cuidado por causa do erro inerente às medições. A ocorrência de grandes entradas de água no sítio sugere que a topografia e permeabilidade do solo são também importantes variáveis de controle da entrada de água subterrânea na zona ripária.

As faixas de proteção ripária são consideradas remediadoras naturais para contaminantes subterrâneos, mas essa função é parcialmente baseada no modelo relativamente simples de hidrologia de zona ripária, ou seja, o fluxo horizontal através da subsuperfície. As zonas de descarga também fornecem a maioria do nitrato para a superfície. O estudo conduzido por Angier et al. (2005) examinou os processos hidrológicos que podem limitar a remoção de nitrato sob condições aparentemente favoráveis. A hidrologia de um sistema ripário para uma microbacia de

primeira ordem mudou acentuadamente nas escalas espacial e temporal. Modelos conceituais da hidrologia de zona ripária frequentemente assumiram fluxo subsuperficial lateral de uma área com agricultura, através da faixa ripária, para o canal do riacho. As áreas altas foram consideradas de recarga e o riacho o ponto de descarga. As áreas que exibiram um maior aumento na vazão não foram as mesmas áreas que mostraram um maior aumento de área durante os eventos de chuva, quando os processos de escoamento superficial foram os mecanismos dominantes para a geração do escoamento do rio. Exceto durante períodos de alta vazão, a maioria da adição de fluxo por unidade de comprimento do rio ocorreu entre cabeceira e a zona ripária, que exibiu condições de saturação superficial durante o período do estudo. Em alguns lugares, o lençol emergiu na superfície como sub-canais formados pela drenagem da água e conduzido ao canal do riacho. Essas zonas de emergência do lençol foram capazes de distribuir quantidades substanciais de contaminantes subterrâneos para a superfície.

Ducros e Joyce (2003) avaliando o potencial de denitrificação e retenção de água em dois solos hidromórficos com diferentes tipos de vegetação, concluíram que as zonas ripárias possuem alto potencial para melhorar a qualidade da água e manter a biodiversidade ripária quando a microbacia possui vegetação diversa e estabilizada, corredores ripários naturais, resposta hidrológica do solo caracterizada por escoamento subsuperficial lento em solos saturados e ricos em carbono. Em contraste, microbacias com uso intensivo agrícola, baixa diversidade de vegetação, solos com boa drenagem e erosão, apresentam menor aptidão para desenvolver um habitat ou benefícios para a qualidade da água.

2.2 A dinâmica do nitrogênio nas zonas ripárias

A vegetação ciliar é eficiente para a remoção de sedimentos e outros sólidos em suspensão do escoamento superficial, dependendo do tipo de manejo das partes cultiváveis da microbacia. A eficiência da filtragem diminui à medida que os sedimentos são acumulados na vegetação (DILHAHA et al., 1989; PETERJOHN e CORREL, 1984), e a remoção de nutrientes mais eficiente ocorre para o nitrogênio, seguido por cálcio, cloro, magnésio, fósforo e potássio (LOWRANCE et al., 1984)

A interface da água subterrânea e superficial é reconhecida como um importante ecossistema de transformação e retenção de nutrientes, um habitat para uma única e diversa comunidade de invertebrados, um contribuinte significativo para a resiliência (BAKER, 2004). Buscar compreender a biogeoquímica da interface água subterrânea/água superficial requer efetiva ligação entre geomorfologia, hidrologia e ecologia. Dois possíveis vetores que conectam as águas subterrânea e superficial são: i) escoamento subsuperficial das partes altas através da zona ripária para o canal, ii) recarga da água superficial através do gradiente cabeceira e curso d'água (DAHLM, 1998).

Durante o ciclo hidrológico tem sido encontrado três ambientes para atenuar altas concentrações de NO_3^- na água subterrânea: aquíferos com pouco ou nenhuma concentração de oxigênio, zonas ripárias e zonas hiporreicas. A principal diferença entre esses ecossistemas está na escala analisada: a microbacia para aquíferos reduzidos, planície de inundação para zonas ripárias e leito do rio para zona hiporreica (BACCHI et al., 1998; LAMONTAGNE, 2001).

Segundo Dahm et al. (1998), a distribuição de elétrons receptores (oxigênio, nitrato, óxidos metálicos, sulfato, dióxido de carbono) e elétrons doadores (matéria orgânica dissolvida e particulada, hidrogênio, amônio, metano, ferro, manganês, e formas reduzidas de enxofre) é espacialmente e temporalmente heterogênea. Entretanto, reações redutoras de vários ciclos de nutrientes são organizadas em um complexo mosaico com forte ligação entre a hidrologia e a geomorfologia. A interface água subterrânea/água superficial é um ponto de controle crucial para a interação de nutrientes longitudinal e para os fluxos entre as partes altas da microbacia e o riacho. O histórico fluvial e a geomorfologia deste ecótono acrescenta uma estrutura complexa tridimensional para os processos biogeoquímicos do ciclo de nutrientes. Uma variedade de receptores de elétrons como O_2^- , NO_3^- , Fe^{3+} , Mn^{4+} , SO_4^{2-} e CO_2^- , podem ser usados pela oxidação da matéria orgânica dependendo do potencial redox do ambiente. O potencial redox de um local e tempo específico no ecótono ripário é função do tempo de residência da água subterrânea, da taxa do metabolismo da água subterrânea e entre as águas com diferentes características químicas e hidrológicas. A decomposição do carbono orgânico pode, entretanto, ser conduzida através da redução de NO_3^- , Fe^{3+} , Mn^{4+} , SO_4^{2-} , ou via produção de metano, dependendo da disponibilidade de diferentes terminais receptores de elétrons compondo uma parcela subterrânea. O nutriente inorgânico é retirado da água superficial e então depositado na zona hiporreica. Não há verdadeiras entradas ou saídas da unidade do canal como um todo. Em contraste, a descarga de

água subterrânea na cabeceira traz altas concentrações de nutrientes. Muitos processos biogeoquímicos podem estar envolvidos na remoção de NO_3^- da água subterrânea nas áreas ripárias, incluindo: redução e assimilação pelas plantas, redução e assimilação pelos microorganismos, redução para NH_4^+ , redução para N_2 ou N_2O (denitrificação). Em alguns casos, o nitrogênio é permanentemente removido enquanto em outros ele é acumulado no sistema (LAMONTAGNE, 2001; MCCLAIN et al., 1994; MCDOWELL et al., 1992).

Quatro condições são necessárias para a denitrificação ocorrer: uma fonte de NO_3^- deve estar disponível; uma fonte de energia disponível (fonte de carbono); condições de baixo teor de oxigênio devem prevalecer; e uma população de denitrificadores deve estar presente. Deve ser enfatizado que condições anaeróbicas totais não são requeridas porque o NO_3^- é preferencialmente reduzido para NH_4^+ sob essas condições (LAMONTAGNE, 2001; MCCLAIN et al., 1994; MCDOWELL et al., 1992). A Figura 1 apresenta um esquema da dinâmica e transformação do nitrogênio em uma microbacia, modificado de Allan (2002).

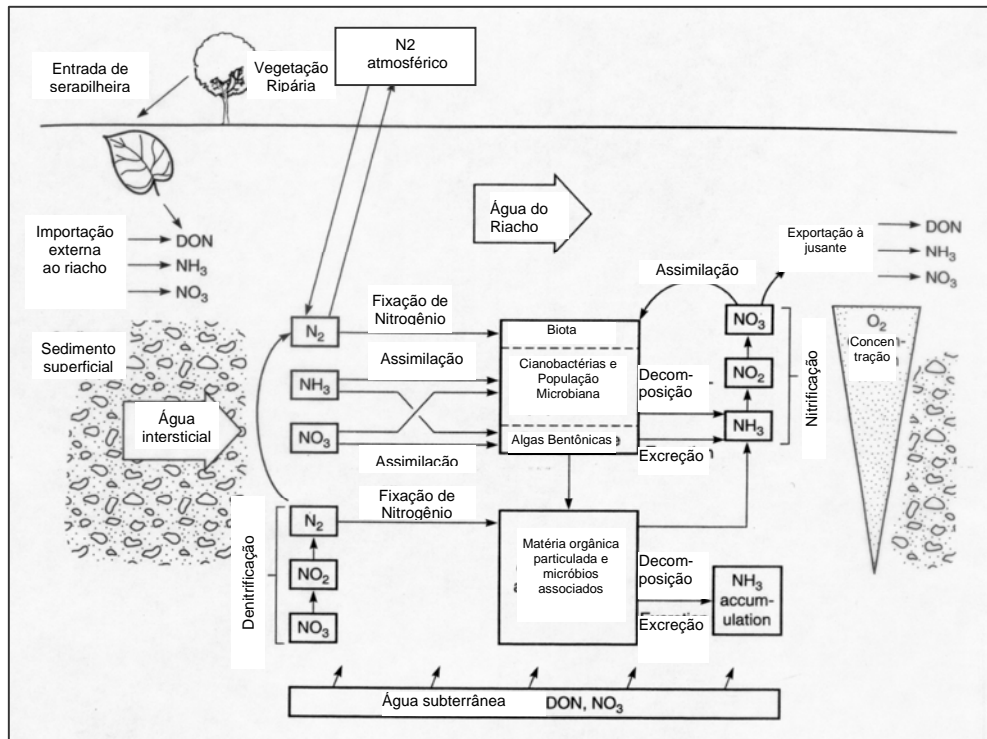


Figura 1 – Dinâmica e transformação do nitrogênio em microbacias (modificado de Allan, 2002).

O modelo típico do escoamento lateral subsuperficial para denitrificação positiva indica que o nitrato entra no lençol através das partes altas agricultáveis e escoamento lateral e subsuperficialmente através da zona ripária. A subsuperfície está sob a influência da vegetação ripária e frequentemente inclui solos ricos em matéria orgânica e condições redutoras e um alto potencial de remoção de nitrato. Embora esses solos sejam caracterizados por baixa drenagem, as atividades biológicas e hidrológicas extensiva nos corredores ripários tendem a gerar uma rede de macroporos. Os macroporos criam caminhos preferenciais e podem aumentar a infiltração e exfiltração dentro da zona ripária. Isso gera contribuições assimétricas e heterogêneas da água subterrânea e têm efeito significativo no potencial de denitrificação do ecossistema (ANGIER et al., 2005; LAMONTAGNE, 2001; MAÎTRE et al., 2003).

As condições redutoras são determinadas principalmente pela ocorrência espacial e intensidade das zonas ripárias ao longo do rio. Nessas áreas, a deposição de sedimentos finos em períodos de cheia contribui para as condições redutoras nos solos da planície aluvial. Além disso, os processos hidrológicos ativos mantêm um mosaico geomórfico de várias texturas de sedimentos que influenciam as condições óxido-redutoras do solo e, conseqüentemente, os padrões das florestas ripárias, as quais podem compor um mosaico desconectadas ou parcialmente conectadas pelo escoamento subsuperficial das vertentes. Como resultado dessas características, a eficiência na regulação do fluxo subsuperficial do nitrogênio e outros poluentes não pode ser uma simples função da área coberta por vegetação ripária, mas uma função do comprimento da zona de contato hidrológica dos contaminantes através da zona ripária das áreas altas de drenagem à calha do rio (BACCHI et al., 1998).

Muitas transformações biogeoquímicas são mediadas por meio de uma comunidade denominada epilíton ("no topo das rochas") a qual é composta por bactérias, fungos e protozoários, todos encravados em uma matriz de polissacarídeo excretada pelas bactérias. É um habitat altamente reativo onde constituintes particulados e dissolvidos podem ser rapidamente absorvidos, transformados ou trocados por constituintes dissolvidos na natureza (EDWARDS, 2005).

Estudos conduzidos por Triska et al. (1989), Lamontagne (2001), Canals et al. (2003), Baker (2004), Hill e Cardaci (2004) e Angier et al. (2005) encontraram altas taxas de denitrificação nas zonas ripárias e correlações entre a deposição de matéria orgânica e a influência da água subterrânea nas áreas adjacentes ao riacho.

Vários fatores influem na cinética de mineralização do nitrogênio: textura, estrutura, temperatura, umidade, pH, fertilidade do solo, interação solo-planta, etc. Segundo Gonçalves et al. (2001), pouco se sabe sobre a cinética e potencial de mineralização de nitrogênio em ecossistemas florestais naturais, bem como sobre as alterações causadas nestas características pela substituição destes ecossistemas por plantações homogêneas de *Eucalyptus* e *Pinus*. Em estudo conduzido por Gonçalves et al. (2001), alguns sítios com presença de mata nativa resultaram em maiores quantidades de nitrogênio potencialmente mineralizáveis, comparados aos sítios com florestas plantadas.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Histórico e Caracterização da Área de Estudo

A Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga (EECF - Itatinga) possui uma área de 2400 ha, que vem sendo reflorestada predominantemente com eucalipto desde a década de 40. Inicialmente os plantios foram destinados ao suprimento de lenha para a Companhia Sorocabana de Estradas de Ferro. Desde 1988 a área pertence ao Departamento de Ciências Florestais da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz - ESALQ/USP.

A Estação localiza-se no município de Itatinga – SP, entre os paralelos 23°02' e 23°07' latitude sul, e os meridianos 48°35' a 48°39' latitude oeste de Greenwich, com altitude variando entre 750 e 863 metros (GONÇALVES, 2003). Um dos afluentes do Córrego Potreirinho, cuja bacia hidrográfica coincide com a área da Estação Experimental, constitui a microbacia experimental, que recebeu o nome de Córrego Tinga, com área de 85,81 ha. A Figura 2 apresenta a altimetria da microbacia do Tinga, e a Tabela 1 apresenta as características morfométricas da microbacia.

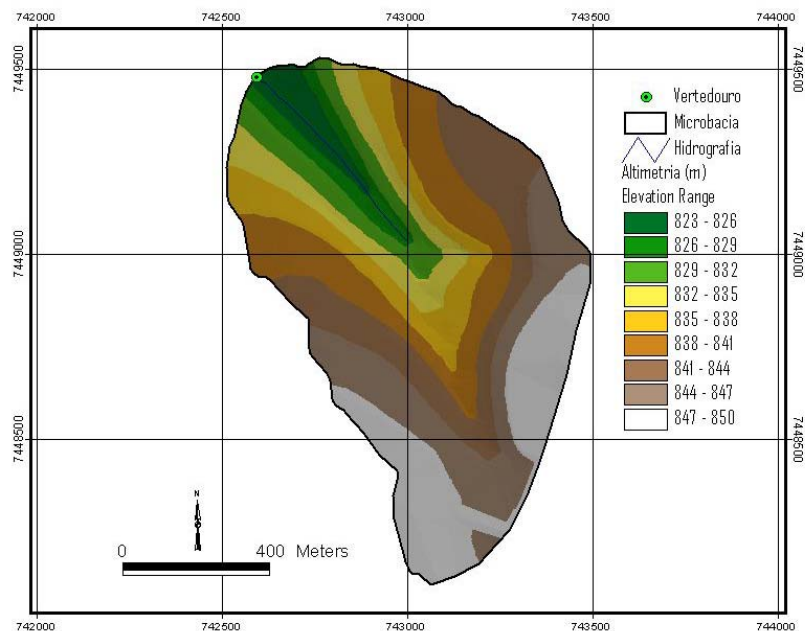


Figura 2 - Altimetria (m) da microbacia do Tinga, EECF - Itatinga

Tabela 1 - Características Morfométricas da Microbacia do Tinga, EECF – Itatinga

MICROBACIA TINGA			
Área de Drenagem (ha)	85,81		
Perímetro (m)	3815,87	Razão de alongação (Re)	0,86
Eixo Principal (m)	1219,74	Fator de Forma (Kf)	0,58
Comprimento de canais (m)	1453,12	Densidade de Drenagem (m/ha)	1,69
Índice de Circularidade (Ic)	0,74	Ordem	2 ^a .
Coeficiente de compacidade (Kc)	1,25	Orientação	SE-NO

Segundo Ivanauskas, et al. (1999) o município de Itatinga e arredores originalmente eram ocupados por áreas de Cerrado sensu lato e trechos de Floresta Estacional Semidecidual. Atualmente, essas áreas encontram-se em manchas isoladas, em situações onde o relevo ou as características do solo impediram o avanço da agricultura. A principal atividade econômica é o manejo de florestas plantadas, principalmente do gênero *Eucalyptus*.

A cobertura florestal da área de estudo é uma floresta secundária, contígua ao talhão de *Eucalyptus*, e que constitui uma área de preservação permanente. O plantio na microbacia teve início no ano de 1940 e foi encerrado em 1945. De 1947 a 1957, foi realizada extração de lenha. Nos anos seguintes foi conduzida rebrota e extração de brasões. Em 1981 a microbacia foi atingida por um incêndio durante o qual um dos talhões, que corresponde a 13,4% da área da microbacia, foi totalmente queimado. Em 1997, a cobertura remanescente da floresta plantada foi colhida iniciando-se em seguida um novo plantio (CÂMARA, 2004), cuja floresta encontra-se com cerca de 9 anos atualmente.

A caracterização hidrológica da microbacia do Tinga foi realizada durante 3 anos de registro e avaliação de dados de balanço hídrico e ciclagem geoquímica de nutrientes. A caracterização teve início em abril de 1991, com a microbacia recoberta por *Eucalyptus saligna* plantado por volta de 1948 (SCARDUA, 1994). Esta etapa de caracterização estendeu-se até maio de 1994. Após este período vem sendo realizado o monitoramento contínuo de indicadores da qualidade do manejo florestal (CÂMARA, 1999). A Figura 3 mostra a calha tipo “H” de 45cm de altura, pré-construída em metal da estação linimétrica da microbacia experimental do Tinga,

cuja equação (eq.1) que permite calcular a vazão em função da leitura da cota é (SCARDUA, 1994):

$$\log Q = 0,0238 + 2,5524 (\log H) + 0,254 (\log H)^2 \quad (1)$$

Onde: Q = vazão em m³/s;

H = cota (altura da lâmina d'água no vertedor em metros).



Figura 3 – Calha do Tipo “H” da microbacia experimental do Tinga

O clima local é do tipo úmido e quente no verão, seco e frio no inverno (Cwa), segundo classificação de Köppen, com temperatura média anual de 20°C, mínima de 7,4°C em julho e máxima de 28,8°C em janeiro (GONÇALVES, 2003).

A precipitação média anual é de 1308 mm e o balanço hídrico anual apresenta um excedente de 390 mm, com déficit de 2 mm nos meses de abril e agosto, e evapotranspiração potencial de 921 mm, considerando-se a capacidade de armazenamento do solo de 150 mm e valores médios do período de 1941 a 1970 (SENTELHAS et al., 2000). Na Figura 4, é

apresentado o gráfico do Balanço Hídrico Normal Mensal segundo Sentelhas et al. (2000), considerando o ano hidrológico regional de agosto a julho (MOSTER et al., 2003).

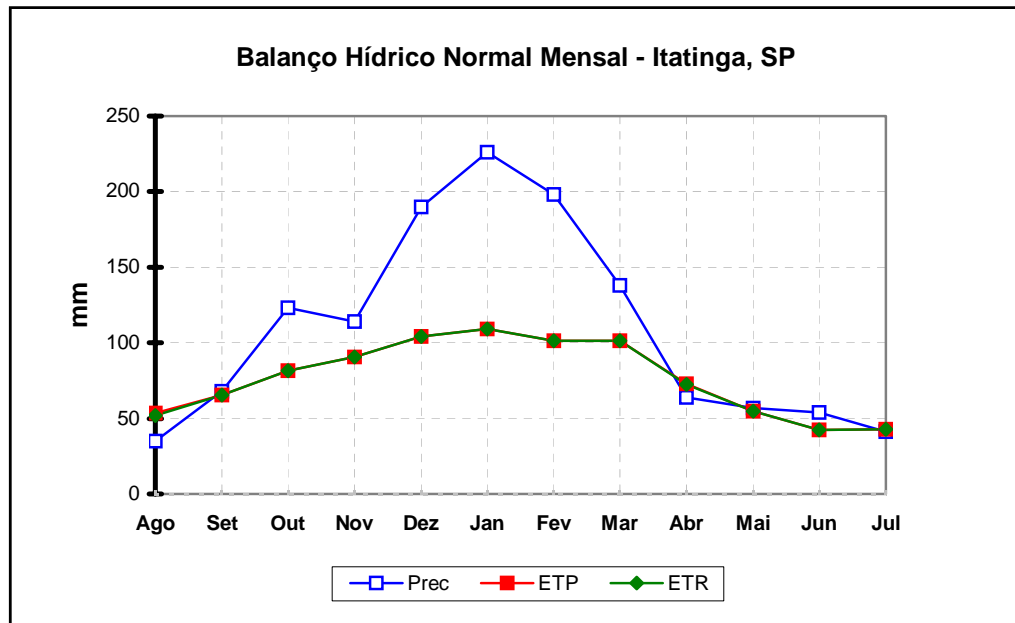


Figura 4 - Balanço Hídrico Normal Mensal de Itatinga, SP. Legenda: Prec = Precipitação; ETP = Evapotranspiração Potencial; ETR = Evapotranspiração Real

Segundo o Mapa Geológico Itatinga, SP (FOLHA TOPOGRÁFICA BRASILEIRA DO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA, 1973), a geologia da microbacia do Tinga é composta pela Formação Serra Geral, Grupo São Bento na faixa de contato definido, provavelmente nas partes mais baixas e próximas à calha do riacho; e por Aluvião do Período Quaternário (caracterizado por areias inconsolidadas e argilas) nas partes mais altas das vertentes.

A formação Serra Geral (Jksg) é constituída de rochas efusivas básicas. Os derrames são formados por um conjunto de rochas basálticas (rochas duras e compactas com textura e granulação muito fina) toleíticas, afaníticas dispostas em camadas sub-horizontais. Entre os derrames são encontrados arenitos eólicos (arenitos intertrapeanos). Também podem ocorrer intrusões, associadas a atividades vulcânicas, principalmente na forma de diques verticais de composição diabásica, cortando, portanto, os próprios derrames (SISTEMA DE GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS - SIGRH, 2003).

Sobre os basaltos da formação Serra Geral formou-se o pacote de sedimentos do Grupo Bauru. As rochas deste grupo foram originadas em um ambiente de sedimentação reconhecidamente continental flúvio-lacustre, o que lhe confere grande descontinuidade nas suas duas unidades geológicas (Formações Adamantina e Marília). As rochas destas duas formações geológicas, constituídas predominantemente por arenitos são em geral brandas, apresentando baixas resistências mecânicas porém, quando cimentadas esta condição é alterada, passando a ter maiores coerências e resistências (SIGRH, 2003).

Em termos dos solos na microbacia do Tinga ocorrem Latossolos Vermelho Distrófico típico A moderado textura argilosa (LVd-1) e Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico típico A moderado textura média (LVAd) na parte alta da microbacia, próximo à cabeceira de drenagem (GONÇALVES, 2003). O relevo predominante é o suave ondulado (declividade média entre 2 e 10%) em 65% da área, e em 21% da área é ondulado. A Figura 5 apresenta a foto aérea da microbacia do Tinga com o detalhe da hidrografia, e a Figura 6 apresenta a simulação da Área Variável de Afluência (AVA) determinada através de modelagem segundo o método proposto por Zakia (1998).

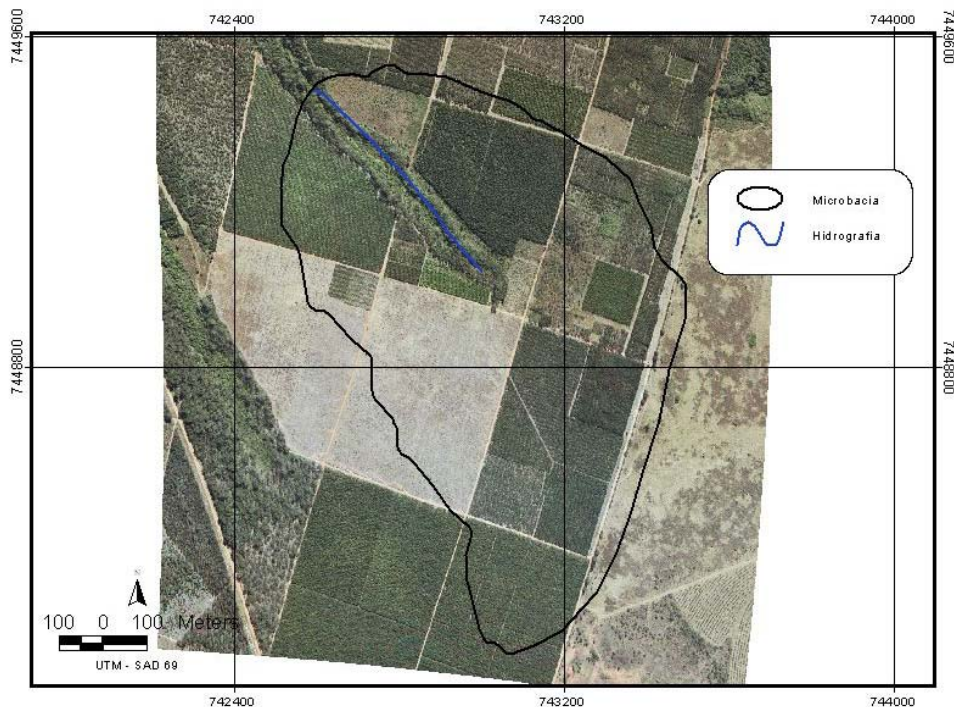


Figura 5 – Foto aérea da microbacia do Tinga, EECF – Itatinga

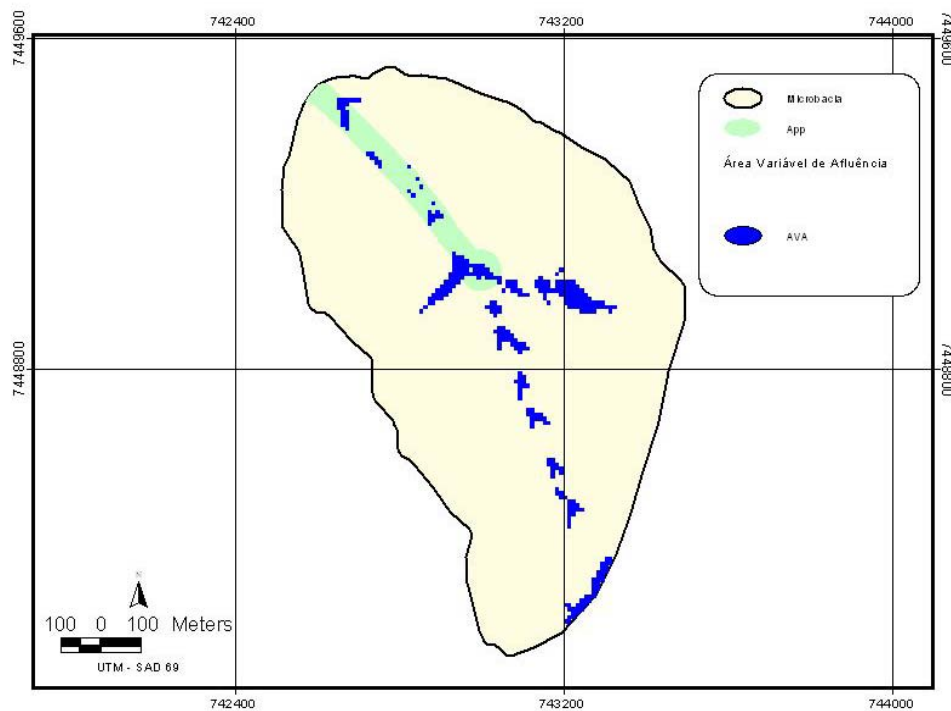


Figura 6 – Simulação da Área Variável de Afluência (AVA) da microbacia do Tingá

3.2 Instalação e Delineamento Experimental

O delineamento experimental constou da escolha de quatro transectos perpendiculares ao riacho, na área da microbacia, desde o curso d'água até o início do plantio de eucalipto. Dois transectos, denominados "C" (plantio de *Eucalyptus grandis*, 10 anos) e "D" (plantio de *Eucalyptus urograndis*, 8 anos), foram localizados na parte alta da microbacia, representando o sistema de cabeceira, e dois outros, denominados "A" (plantio de *Eucalyptus grandis*, 9 anos) e "B" (plantio de *Eucalyptus urophylla*, 8 anos), foram instalados próximo ao vertedor, em margens opostas. Durante os meses de janeiro a março de 2005 foram instalados 3 poços piezométricos em cada transecto da microbacia, com o uso de trado motorizado (Figura 7), totalizando 12 poços piezométricos. Cada transecto é constituído de um poço ao lado da calha do riacho, outro no meio da mata ciliar e o terceiro no início do plantio de eucalipto. A Figura 8 apresenta a localização dos transectos na microbacia e o limite legal da Área de Preservação Permanente. A Figura 9 representa o esquema de piezômetros no perfil transversal do transecto.



Figura 7 – Instalação dos poços piezométricos

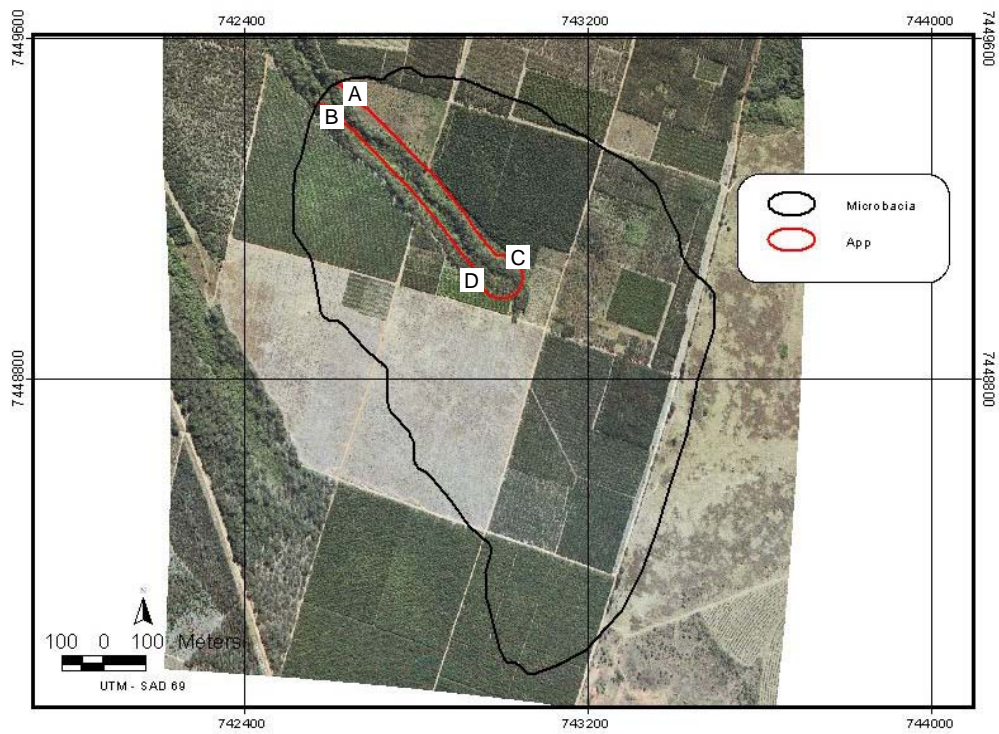


Figura 8 - Localização dos transectos na microbacia e o limite da Área de Preservação Permanente

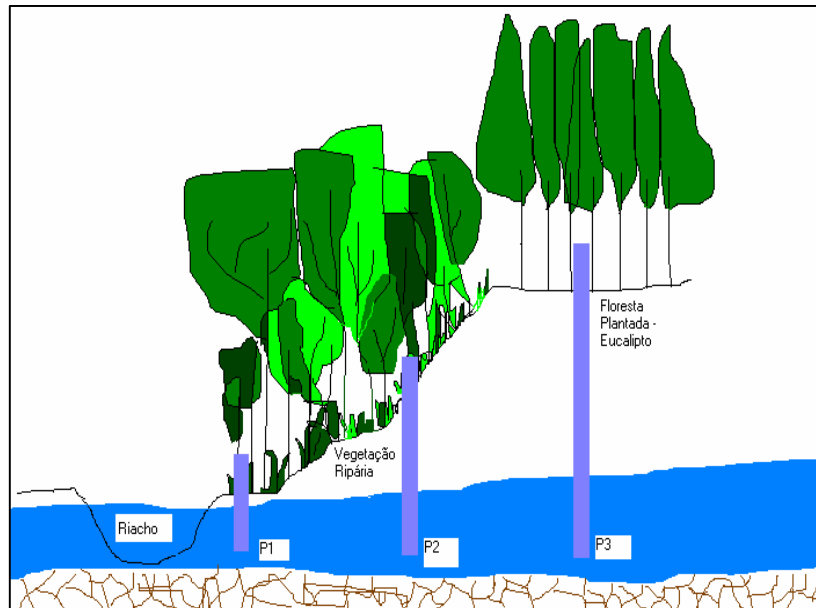


Figura 9 – Desenho esquemático dos piezômetros no perfil transversal do transecto. Legenda: P1 = piezômetro na posição 1, adjacente ao riacho; P2 = piezômetro na posição 2, na vegetação ripária; P3 = piezômetro na posição 3, na floresta plantada de *Eucalyptus*

A profundidade do piezômetro variou de acordo com o nível da água subterrânea, sendo que, durante a perfuração, aprofundou-se mais dois metros a partir do surgimento de água, para garantir água livre no poço no período de estiagem. A Tabela 2 apresenta a distância entre os poços e o riacho e as respectivas profundidades. O desenho esquemático dos transectos na microbacia é mostrado na Figura 10. O poço C3 está localizado dentro do talhão de *Eucalyptus* embora esteja dentro do limite legal da APP, uma vez que a Estação Experimental ainda está em processo de adequação de suas reservas.

Tabela 2 – Profundidade (m) dos poços e distância (m) entre os poços e o riacho

Transecto / Poço	Profundidade (m)	Distância (m)	Transecto / Poço	Profundidade (m)	Distância (m)
A1	2	1	C1	1	1
A2	4	15	C2	4	15
A3	11	48	C3	13	49
B1	5	1	D1	2	1,5
B2	5	14	D2	5	13
B3	11	60	D3	11	69

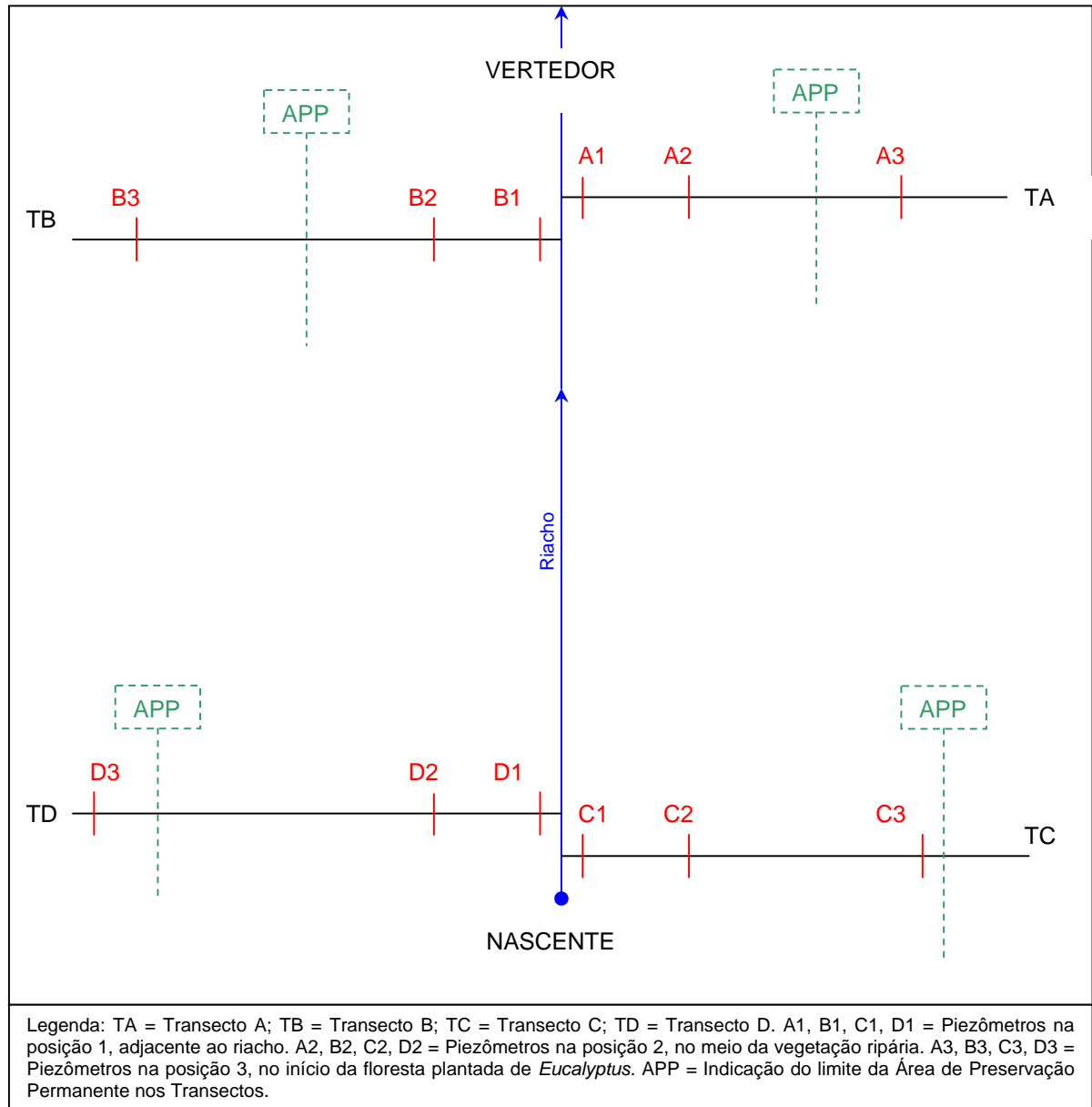


Figura 10 - Desenho esquemático dos transectos e piezômetros, com indicação do limite legal da APP, na microbacia do Tinga

O poço piezométrico é constituído de um cano de polietileno de 4', com pequenos furos na base do cano (1m), o qual é revestido por uma tela de polietileno, formando um filtro, a fim de evitar o entupimento por partículas de solo.

Na superfície do terreno, a aproximadamente 10 cm de profundidade, foi colocado 1 m² de lona de polietileno ao redor de cada poço, de modo a não ocorrer infiltração direta da água da chuva e do escoamento superficial para o poço. Ainda na superfície, para fixar o cano, foi construída uma base em cimento, como mostra a Figura 11.



Figura 11 – Aspecto visual dos piezômetros instalados na microbacia

3.3 Caracterização da vegetação

O inventário realizado para a caracterização da vegetação da área de estudo, em termos de diversidade e área basal, foi constituído de três parcelas de raio de 8 (oito) metros, distantes 25 (vinte e cinco) metros entre si, na direção horizontal ao lado de cada poço. Os indivíduos amostrados com circunferência à altura do peito - CAP ≥ 15 cm foram identificados com nome vulgar e posteriormente agrupados em Gênero e Família. Na sub-parcela de raio de 2 (dois) metros foram contabilizados os arbustos lenhosos com CAP < 15 cm, e em uma sub-parcela de

raio de 1 (um) metro foram coletadas todas as herbáceas e gramíneas para posterior determinação do peso seco. A Figura 12 apresenta o desenho esquemático do inventário por transecto (A) e a ilustração do inventário em uma das parcelas localizada no piezômetro (B).

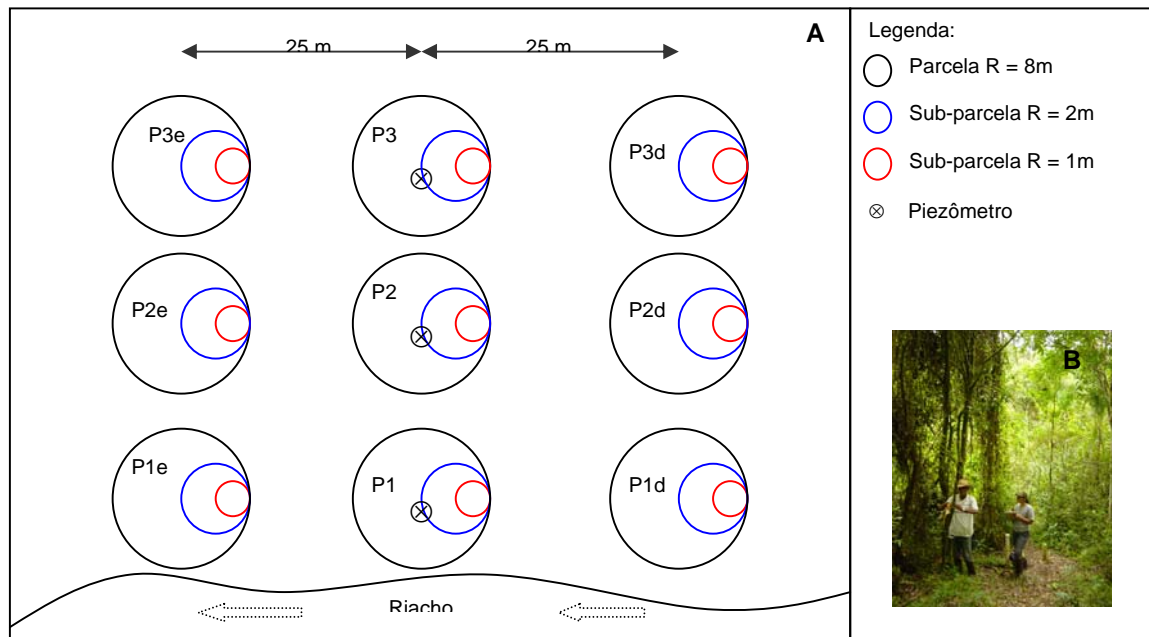


Figura 12 - Desenho esquemático do inventário no transecto do experimento (A) e figura ilustrativa do inventário em um das parcelas no piezômetro (B)

A área basal das árvores nas parcelas foi calculada a partir da soma da seção transversal de cada indivíduo e da área da parcela corrigida de acordo com a declividade do terreno, determinada com o uso de Vertex.

O teste de Tukey foi realizado para identificar diferenças entre a área basal, número de indivíduos, número de espécies e matéria seca. O teste comparou parcelas entre piezômetros no mesmo transecto e entre piezômetros na mesma posição da vertente localizados em transectos diferentes.

3.4 Caracterização do solo

Durante a perfuração dos poços foram coletadas amostras de solo a cada 2 m de profundidade para determinação da granulometria (areia total, argila e silte) e pH (CaCl_2). Amostras de solo superficial dos transectos A e C (próximo ao vertedor e na cabeceira) foram coletadas posteriormente, nas parcelas de piezômetros do inventário, nas profundidades 0-10cm, 10-30cm, 30-50cm e 50-100cm, com três repetições para cada profundidade. Para essas amostras, foram determinados pH (CaCl_2), fósforo (g.kg^{-1}), matéria orgânica (g.kg^{-1}), potássio (g.kg^{-1}), cálcio (g.kg^{-1}), magnésio (g.kg^{-1}), acidez (H+Al), soma de bases, capacidade de troca catiônica em mmol.c.kg^{-1} (T) e porcentagem de saturação por bases (V%), de acordo com o método apresentado pelo Instituto Agronômico de Campinas (2001).

3.5 Coleta de amostras de água

Para a coleta de amostras dos poços foi utilizado amostrador do tipo Bailer (SORIANO Jr. e REIS, 2005). O mesmo tipo de amostrador foi utilizado para o esgotamento do poço, ou seja, a retirada de água do poço no dia anterior à data de coleta, para que a água mais recente do solo penetrasse dentro do poço. Para cada poço foram separados dois amostradores, sendo um para esgotamento e outro para coleta de amostra. Todos eram lavados com água deionizada antes e após o uso.

A medição do nível d'água nos poços foi realizada quinzenalmente, antes do esgotamento, com o auxílio de um carretel de nylon, uma bóia e um chumbo de pesca, ambos protegidos com saco de polietileno para evitar a modificação da composição química das águas. O tamanho da linha era medido com trena e a profundidade do nível d'água determinada através da diferença entre a leitura da trena e a distância do topo do poço até o nível do solo. O poço era então esgotado, ao máximo, para se realizar a coleta somente no dia seguinte. A água representativa do deflúvio foi coletada na mesma data da coleta dos poços, na saída da calha da microbacia.

3.6 Análises químicas das amostras de água

A fim de caracterizar o ecossistema ripário e identificar possíveis diferenças na água subterrânea ao longo da vertente foram analisadas as variáveis: oxigênio dissolvido, pH, carbono orgânico dissolvido, nitrato e amônio. Essas variáveis também são afetadas pela vegetação, além da geologia e do regime hidrológico. As variáveis Ferro e Silício (originados do intemperismo de rocha) e Alumínio, determinadas principalmente pelas características edáficas e hidrogeológicas, também foram analisadas a fim de relacionar as possíveis diferenças nas amostras com essas características.

A medição do pH foi realizada logo após a coleta, utilizando-se peagâmetro portátil da marca MARCONI. O Carbono Orgânico Dissolvido, que quantifica a fração quimicamente reativa na água e indica a quantidade de entrada de matéria orgânica no sistema, foi analisado através do Analisador Automático de Carbono em soluções – Shimatzu TOC 5000A.

As determinações das concentrações de N-NH_4^+ e N-NO_3^- foram feitas com o emprego do Sistema de Análise em Fluxo – FIA. O N-NH_4^+ foi determinado pelo método condutimétrico e o N-NO_3^- pelo método colorimétrico, no Laboratório de Biogeoquímica de Solos do CENA/USP.

Para as amostras coletadas nos transectos A e C, ambos localizados na margem direita do riacho próximo ao vertedor e na cabeceira, respectivamente, também foram realizadas análises das concentrações de Ferro, Silício e Alumínio, com o emprego do método de Espectrometria de Emissão Ótica – OES, com o uso do equipamento Perkin Elmer - Optima 3000DV.

Todas as amostras foram filtradas com membrana de celulose Millipore 0,45 μm e preservados com Thymol para as amostras analisadas no FIA, e com Cloreto de Mercúrio para DOC. Para as amostras analisadas pelo método ICP não foi utilizado preservante químico, mas as amostras foram conservadas em geladeira.

3.7 Análises estatísticas dos resultados de N-NH_4^+ e N-NO_3^-

As análises estatísticas foram realizadas com o objetivo de avaliar:

i) diferença significativa entre o resultado das análises e a data de coleta (avaliação temporal);

ii) diferenças significativas entre piezômetros no mesmo transecto;

iii) diferenças significativas entre piezômetros na mesma posição da vertente, entre os transectos localizados na cabeceira de drenagem e próximo ao vertedor;

A “Análise de Variância para Medições Repetidas (GLM)” com o uso do software estatístico SAS 9.0 foi utilizada para verificar as diferenças nas concentrações de N-NH_4^+ e N-NO_3^- entre poços, entre transectos, e entre as concentrações e a data de coleta.

A distribuição amostral das concentrações de N-NH_4^+ e N-NO_3^- não apresentou normalidade, e foi necessária a análise estatística não-paramétrica entre dois pontos de coleta, utilizando-se o teste “Mann-Whitney” com o uso do software estatístico BIOSTAT. Dessa forma, comparou-se os resultados das concentrações de N-NH_4^+ e N-NO_3^- entre o riacho e cada um dos piezômetros, entre os piezômetros de um mesmo transecto, e entre piezômetros na mesma posição da vertente, entre os transectos localizados na cabeceira de drenagem e próximo ao vertedor.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A fim de buscar melhor compreender os principais fatores de influência dos resultados obtidos com as análises químicas da água subterrânea, apresenta-se uma caracterização geral da área de estudo com relação à diversidade (nome vulgar e família) e área basal da vegetação, granulometria e fertilidade do solo, e monitoramento do nível freático durante o período do estudo.

4.1 Vegetação

A Tabela 3 apresenta os resultados do inventário na microbacia do Tinga, com relação ao número médio de indivíduos arbóreos por parcela, número médio de espécies por parcela, área basal média por parcela e o peso médio da matéria seca. Os dados brutos referentes ao inventário são apresentados nos Anexos A e B. Na Tabela 3 pode-se observar as semelhanças entre as parcelas a partir dos resultados obtidos pelo teste de Tukey para as variáveis do inventário. Foram amostrados 2129 indivíduos, distribuídos em 63 espécies (nome vulgar), 47 gêneros e 26 famílias botânicas, e 80 indivíduos não foram identificados.

Tabela 3 - Número médio de indivíduos arbóreos ($CAP \geq 15cm$) por parcela, número médio de espécies por parcela, área basal média por parcela e peso seco médio das herbáceas nas sub-parcelas

Ponto	Número de Indivíduos	Número de Espécies	Área Basal Média (m²/ha)	Peso Seco (kg/ha)
A1	31a	11a	11,6a	125a
A2	80a	14a	26,1b	70a
A3	36b	1b	13,8ab	216b
B1	66a	11a	10,7a	119a
B2	90a	15a	22,4b	78a
B3	34b	2b	23,0ab	137b
C1	76a	15c	24,2c	89a
C2	71a	11c	33,4d	76a
C3	25b	2d	33,8cd	138b
D1	83a	17c	30,1c	107a
D2	86a	18c	30,7d	152a
D3	27b	5d	8,8cd	314b

O resultado do teste indica que existe diferença na vegetação com relação à posição na vertente, ou seja, o número de indivíduos, o número de espécies e o peso da matéria seca na vegetação ripária (posição 1 e 2) diferem da floresta plantada (posição 3). Além disso, o teste indicou que ocorrem diferenças entre os transectos localizados na cabeceira de drenagem e próximos ao vertedor para número de espécies, o que indica diferença na diversidade de espécies ao longo do curso d'água. A vegetação ripária nativa não é necessariamente constituída somente de indivíduos arbóreos (CIUTTI, 2003) e sua diversidade está intimamente relacionada com a profundidade e variabilidade sazonal da água subterrânea (AMOROS et al, 1996). A zona ripária pode ser determinada por espécies típicas de áreas saturadas, como é o caso da espécie Lírio do Brejo (*Hedychium coronarium*) cuja presença é um indicador da influência direta da água subterrânea na microbacia do Tinga. Nas sub-parcelas localizadas no piezômetro A1 não foi encontrado indivíduo com CAP <15cm, resultado da presença significativa dessa espécie nas sub-parcelas adjacentes ao riacho (ANEXO B). As Figuras 13, 14 e 15 são exemplos da visualização geral da vegetação nas parcelas localizadas nas posições 1, 2 e 3 dos transectos, respectivamente.



Figura 13 - Aspecto geral da vegetação referente às parcelas localizadas na posição 1, adjacente ao riacho



Figura 14 - Aspecto geral da vegetação nas parcelas localizadas na posição 2, no meio da vegetação ripária



Figura 15 - Aspecto geral da floresta plantada das parcelas localizadas na posição 3

A área basal da vegetação ao longo da vertente indica se existe diferença nas características da floresta entre as posições da vertente na área da microbacia. Ou seja, é esperado que a maior área contribua com maior deposição de nitrogênio na matéria orgânica, mas também

apresente maior absorção de nutrientes, no caso de povoamentos jovens em fase de crescimento. O resultado do teste mostrou que na vegetação ripária (posição 1 e 2) ocorre diferença, o que sugere a existência de uma heterogeneidade na faixa ciliar com relação à quantidade de nutrientes estocados nas árvores. Nas parcelas adjacentes ao riacho a vegetação é típica de zonas ripárias, com área basal menor devido ao número de indivíduos arbóreos e estrutura da vegetação tipicamente diferente das áreas cotas acima, cuja influência da água subterrânea não ocorre na mesma proporção e sazonalidade. A diferença ao longo do curso d'água, entre os transectos localizados na cabeceira e próximos ao vertedor foi encontrada para área basal e número de espécies.

Na Figura 16 observam-se as famílias com maior número de indivíduos amostrados na vegetação ripária, excetuando-se os indivíduos do gênero *Eucalyptus*. O número de indivíduos amostrados por espécie (nome vulgar, gênero e família) é apresentado no Anexo C.

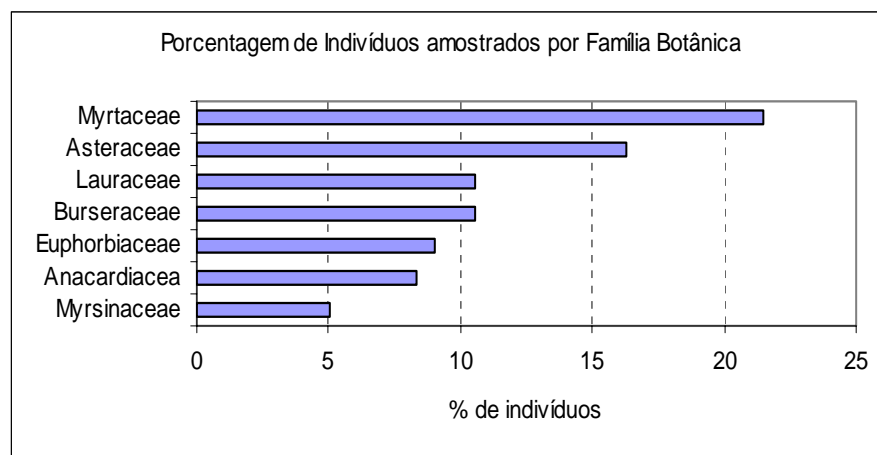


Figura 16 – Porcentagem de indivíduos de espécies nativas para as famílias botânicas na vegetação ripária

Foram encontrados 1473 indivíduos de espécies nativas, porém, o gênero com maior número de indivíduos foi *Eucalyptus*, com 656 indivíduos amostrados (Anexo B). As famílias com maior número de indivíduos amostrados foram Myrtaceae (955), seguida pela família Asteraceae (227) e pelas famílias Lauraceae e Burseraceae (ambas com 147 indivíduos). Ivanauskas et al. (1999) destacou as famílias Myrtaceae e Lauraceae como as famílias mais ricas em número de espécies, em estudo realizado na mesma região. Pode-se dizer que, de acordo com os resultados obtidos, a riqueza na floresta ripária da microbacia assemelha-se com alguns fragmentos da região.

4.2 Solos

A Figura 17 apresenta os valores (%) para a granulometria (areia total, silte e argila) de acordo com a profundidade das amostras coletadas durante a instalação dos poços, nos transectos A e B, localizados próximo ao vertedor, e nos transectos C e D, localizados na cabeceira de drenagem.

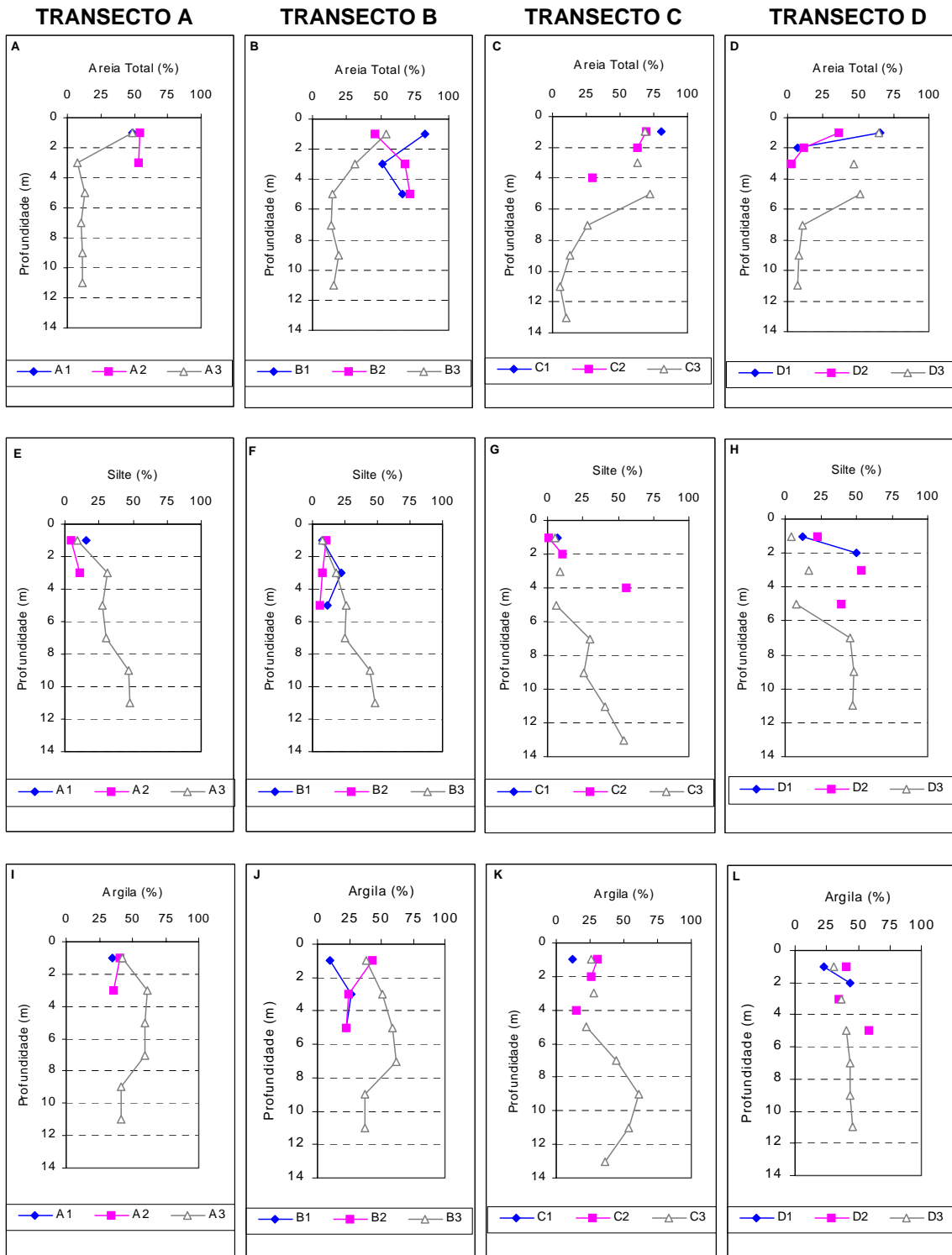


Figura 17 – Teores (%) de areia total, silte e argila das amostras de solo coletadas durante a perfuração dos poços para o Transecto A (A, E e I), Transecto B (B, F e J), Transecto C (C, G e K) e Transecto D (D, H e L)

A granulometria apresenta uma tendência de homogeneidade entre os transectos. Ainda na Figura 17 é possível verificar que existe uma forte tendência de diminuição do teor de areia e aumento dos teores de argila e silte à medida que aumenta a profundidade do solo, evidenciando a existência de uma camada menos permeável no subsolo. Essa mudança granulométrica do solo resulta em diferentes velocidades de infiltração e escoamento subsuperficial de água no perfil do solo.

De acordo com o Grupamento Textural do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos da Embrapa (1999), pode-se classificar a textura do solo de acordo com os teores de argila, silte e areia. A Tabela 4 apresenta o agrupamento textural para as amostras em profundidade nos pontos de instalação dos piezômetros.

Tabela 4 – Agrupamento textural do perfil do solo nos pontos de coleta

Transecto/Poço Profundidade (m) Grupo Textural			Transecto/Poço Profundidade (m) Grupo Textural		
A1	1	siltosa	C1	1m	arenosa
A2	1	argilosa	C2	1m	média
A2	3m	argilosa	C2	2m	média
A3	1m	argilosa	C2	4m	média
A3	3m	argilosa	C3	1m	média
A3	5m	argilosa	C3	3m	média
A3	7m	argilosa	C3	5m	arenosa
A3	9m	argilosa	C3	7m	argilosa
A3	11m	argilosa	C3	9m	argilosa
B1	1m	arenosa	C3	11m	argilosa
B1	3m	média	C3	13m	argilosa
B1	5m	média	D1	1m	média
B2	1m	argilosa	D1	2m	arenosa
B2	3m	média	D2	1m	argilosa
B2	5m	arenosa	D2	3m	siltosa
B3	1m	argilosa	D2	5m	siltosa
B3	3m	argilosa	D3	1m	média
B3	5m	argilosa	D3	3m	média
B3	7m	argilosa	D3	5m	média
B3	9m	argilosa	D3	7m	média
B3	11m	argilosa	D3	9m	média
			D3	11m	média

Na Figura 17 e na Tabela 4 observa-se o mesmo comportamento da distribuição dos teores de areia, argila e silte entre os transectos, principalmente entre o Transecto A e o Transecto B. Também se observa maior tendência arenosa nos pontos localizados na cabeceira de drenagem. Pode-se dizer que a cabeceira de drenagem possui maior probabilidade de macroporos no perfil subsuperficial. Assim, a possibilidade de maiores teores de água e oxigênio no solo durante os períodos de chuvas e estiagem, respectivamente, é maior na cabeceira.

O resultado das análises químicas dos solos coletados durante o experimento, nas camadas de 0-10cm, 10-30cm, 30-50cm e 50-100cm, no Transecto A e no Transecto C, são apresentados no Anexo D. A Figura 18 apresenta os valores para matéria orgânica em mg.kg^{-1} .

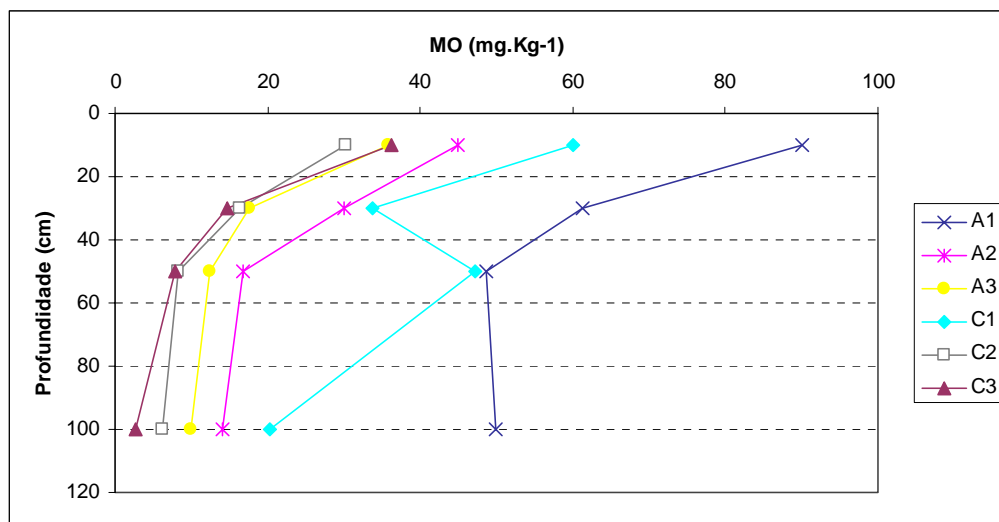


Figura 18 - Valores para matéria orgânica (mg.kg^{-1}) nos Transectos A e C nas camadas superficiais do solo

A Figura 18 permite observar que o teor de matéria orgânica diminui com a profundidade e com a distância entre o ponto de coleta e o riacho. A maior concentração de matéria orgânica nas camadas superficiais e nos pontos adjacentes ao riacho indica que a entrada de nitrogênio nessa área é maior, quando comparada aos demais pontos de coleta. Assim, pode-se dizer que a vegetação adjacente ao riacho é responsável pela maior deposição de matéria orgânica na microbacia.

4.3 Monitoramento da Profundidade da Água Subterrânea

A Figura 19 apresenta o perfil transversal do riacho nos transectos A e B (Figura 19A) e nos transectos C e D (Figura 19B), com a declividade da vertente entre os pontos de coleta e o nível freático médio do período do estudo. No anexo E pode-se observar os valores da declividade média (α) entre os pontos, em graus.

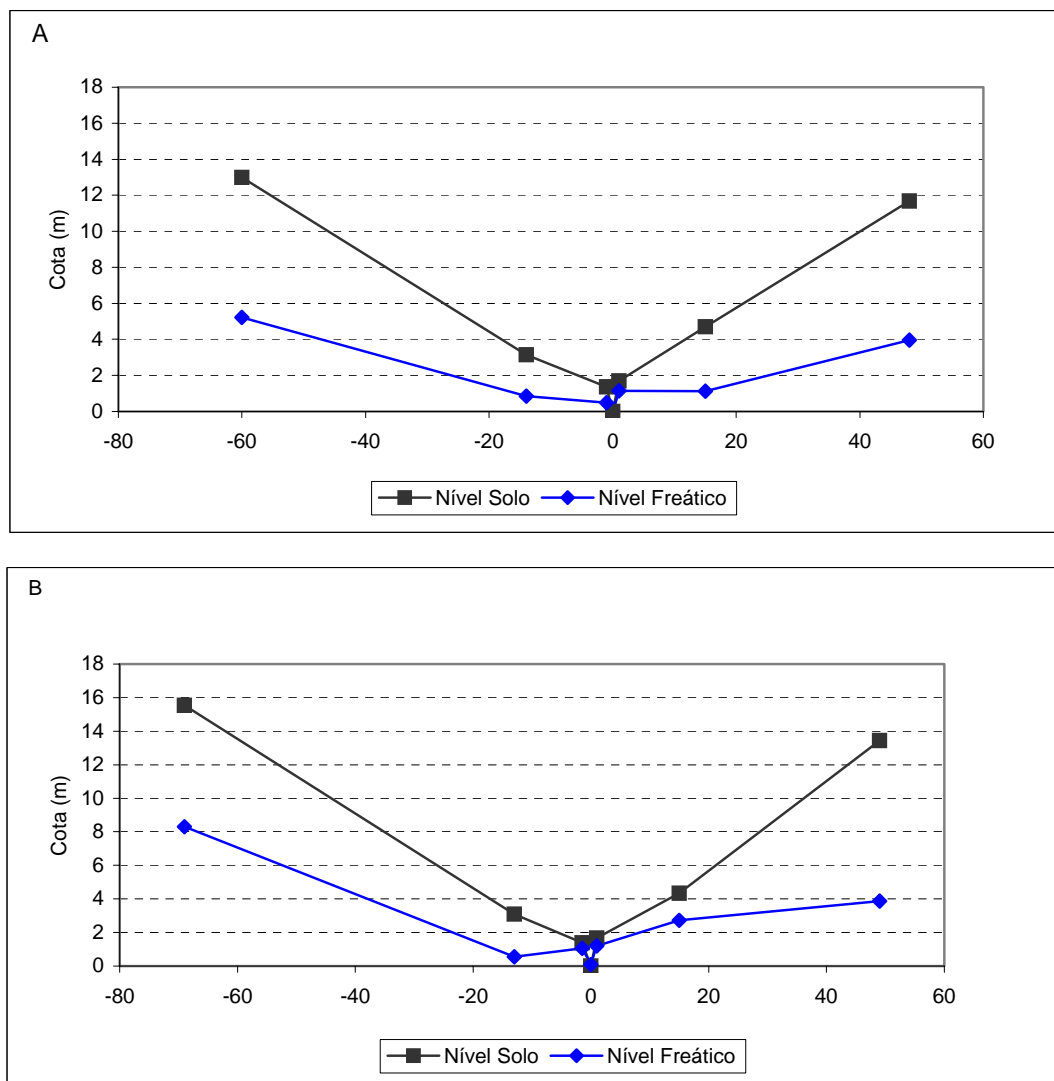


Figura 19 – Perfil transversal do riacho nos transectos A e B (A) e nos transectos C e D (B)

Existe diferença nas declividades por pontos entre os transectos, sendo que a maior declividade foi encontrada entre o riacho e o poço D1, no qual a calha do riacho encontra-se sob

um degrau da vertente. A menor declividade foi encontrada entre o riacho e o poço B1, no qual existe a ocorrência de uma terceira nascente próxima e pode-se observar o caminho da água até a calha principal do riacho.

Na Figura 19 é possível verificar existe o predomínio de água subterrânea na posição 1, mas o nível freático acompanha a elevação do terreno a partir da posição 2 na vertente. Pode ser um indicativo da existência de uma camada impermeável resultante da formação geológica Serra Geral, caracterizada por derramamentos de basalto, que favorecem o aparecimento de camadas de impedimento.

As Figuras 20 e 21 apresentam os gráficos relativos ao monitoramento do período de maio de 2005 a abril de 2006, para a variação da profundidade da água subterrânea em cada transecto.

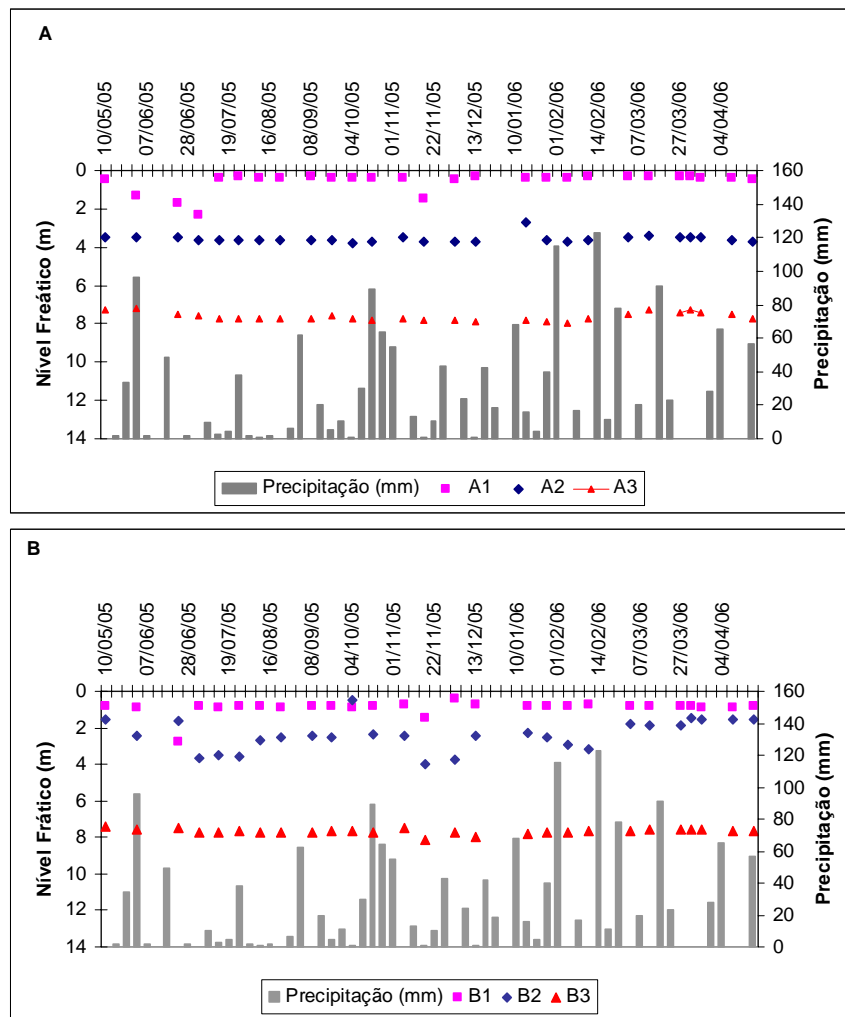


Figura 20 - Monitoramento do nível freático e da precipitação no Transecto A (A) e Transecto B (B)

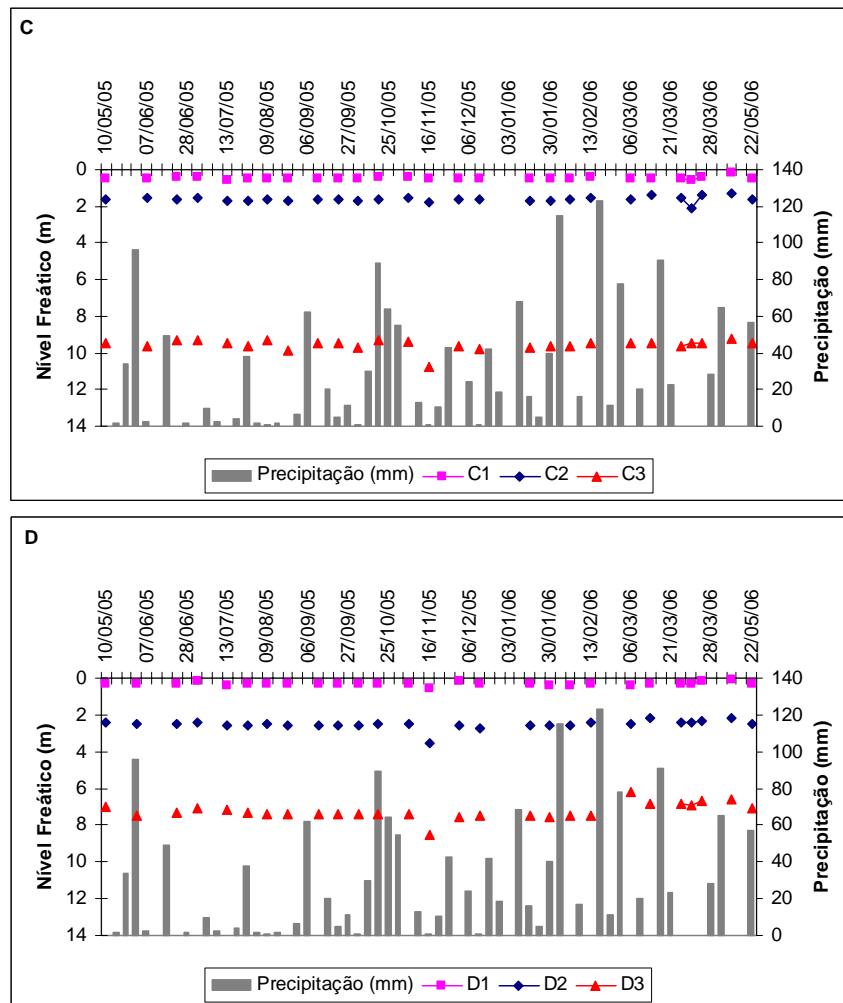


Figura 21 – Monitoramento do nível freático e da precipitação no Transecto C (C) e Transecto D (D)

De um modo geral pode-se dizer que, a partir dos resultados apresentados nas Figuras 20 e 21, ocorreu pouca variação na profundidade do nível freático em todos os poços ao longo do período. Porém, observa-se uma pequena variação em períodos em que não ocorreram eventos chuvosos. A maior variação no período (3,5 m) ocorreu no poço B2. Essa variação foi observada principalmente nos poços A1 e B1, seguidos dos poços B2 e D2. É importante notar que, nos pontos localizados abaixo da floresta plantada houve pouca variação do nível freático, o que indica que o plantio de Eucalipto não influenciou o nível da água subterrânea da microbacia durante o período do monitoramento.

Ainda em relação à Figura 20, existe diferença na variação entre os poços A2 e B2. Durante o inventário no Transecto B foi encontrada a terceira nascente (intermitente) da

microbacia do Tinga, o que indica que a altura da água subterrânea, principalmente na área do poço B2, é mais próxima da superfície, quando comparado ao poço A2 na margem oposta. A diferença entre os Transectos C e D, nos poços C3 e D3, ocorre provavelmente em função da topografia do terreno que resulta em uma maior altitude para o poço D3.

4.4 Análises químicas das águas

Com a intenção de complementar os resultados das análises químicas do nitrogênio mineral (N-NH_4^+ e N-NO_3^-) das águas coletadas nos piezômetros e na calha da estação linimétrica da microbacia, os resultados de pH, Ferro, Silício, Alumínio e Carbono Orgânico Dissolvido (DOC) são apresentados posteriormente. O anexo F apresenta os resultados das análises químicas das águas e o Anexo G apresenta os valores referentes à precipitação do período estudado.

4.4.1 Nitrogênio mineral: amônio (N-NH_4^+) e nitrato (N-NO_3^-)

As Figuras 22, 23, 24 e 25 apresentam os valores das concentrações de Amônio (N-NH_4^+) e as Figuras 26, 27, 28 e 29 os valores para Nitrato (N-NO_3^-) das amostras coletadas nos transectos de coleta da microbacia do Tinga.

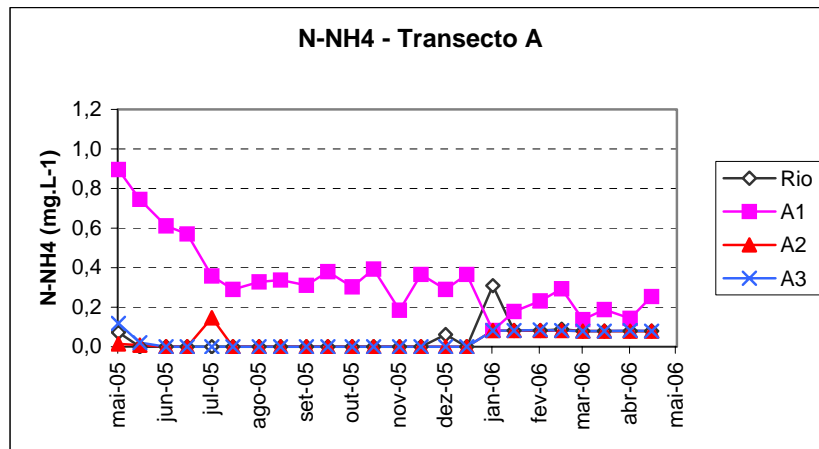


Figura 22 - Concentrações de N-NH_4^+ nas amostras de água do Transecto A

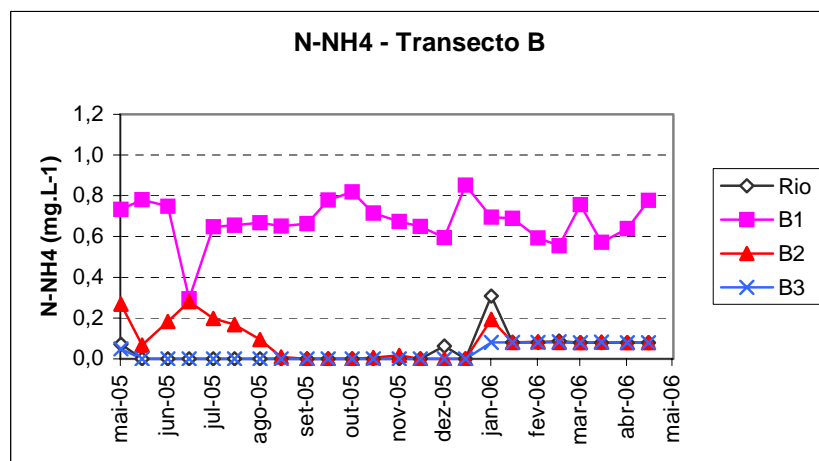


Figura 23 - Concentrações de N-NH_4^+ nas amostras de água do Transecto B

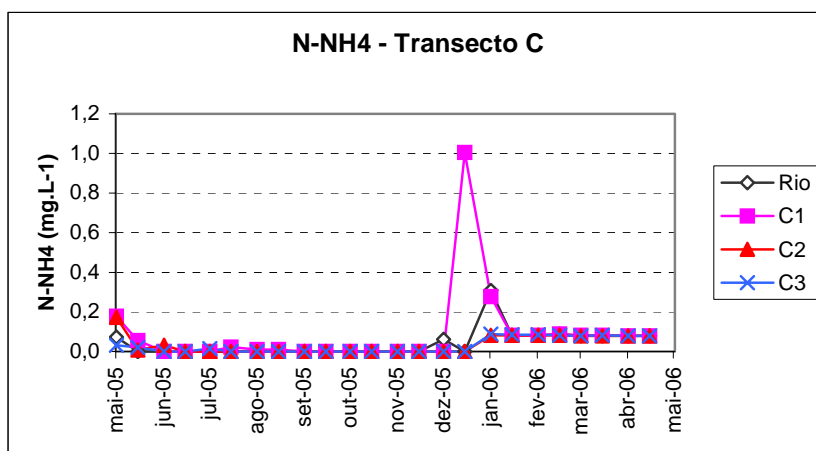


Figura 24 – Concentrações de N-NH₄⁺ nas amostras de água do Transecto C

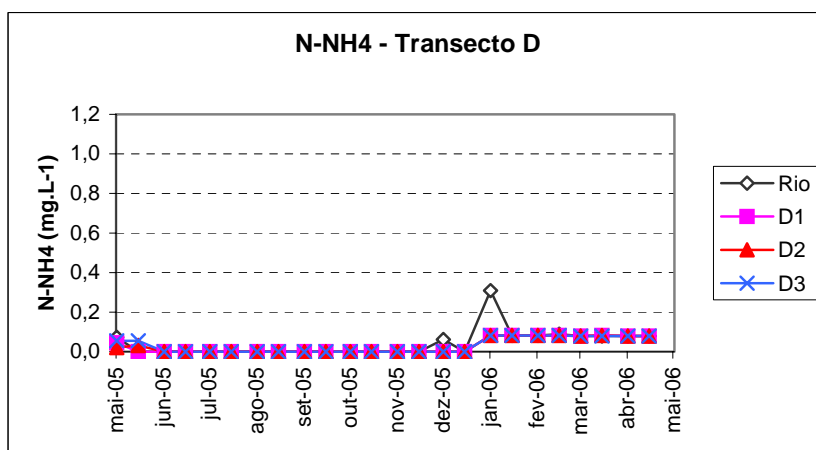


Figura 25 – Concentrações de N-NH₄⁺ nas amostras de água do Transecto D

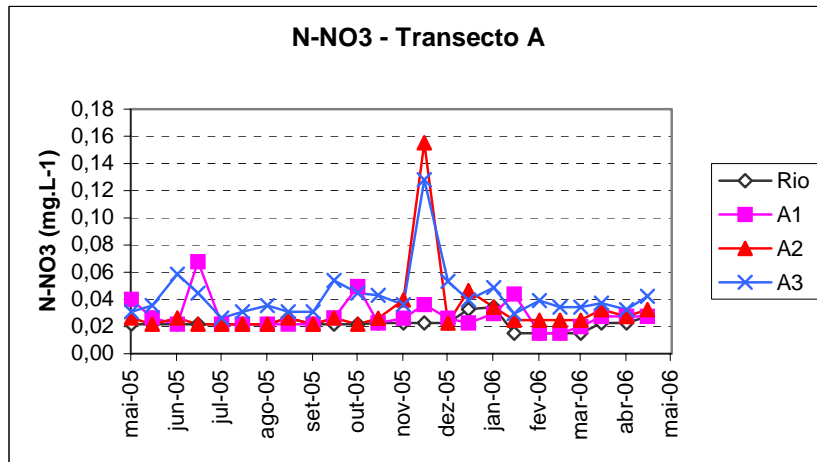


Figura 26 – Concentrações de N-NO₃⁻ nas amostras de água do Transecto A

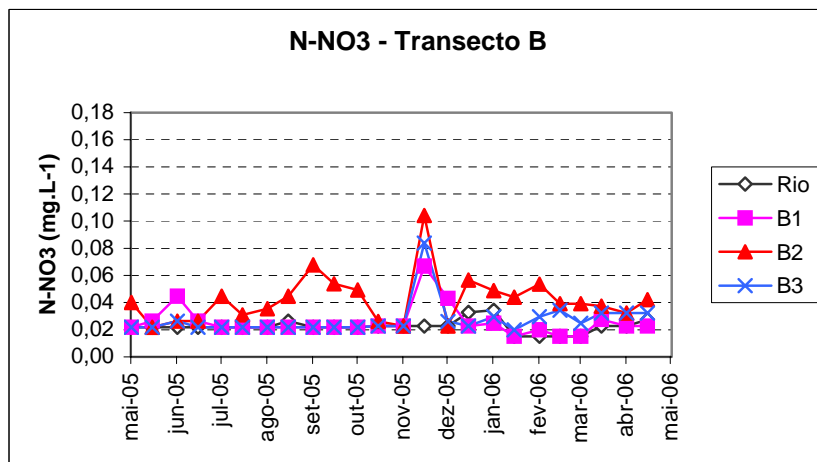


Figura 27 – Concentrações de N-NO₃⁻ nas amostras de água do Transecto B

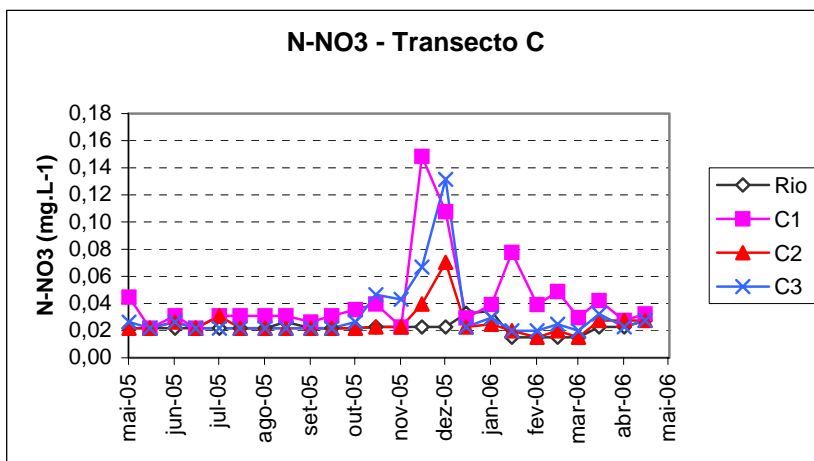


Figura 28 – Concentrações de N-NO₃⁻ nas amostras de água do Transecto C

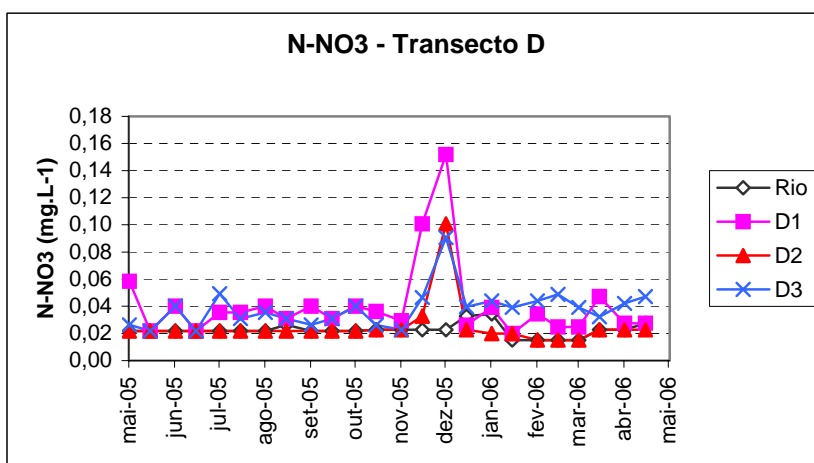


Figura 29 – Concentrações de N-NO₃⁻ nas amostras de água do Transecto D

As concentrações encontradas para as duas formas de nitrogênio mineral estudadas são muito baixas comparadas aos valores da literatura, que encontraram concentrações acima de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ (MAÎTRE et al., 2003; BAKER e VERVIER, 2004). Além disso, a dinâmica é muito diferente entre N-NH_4^+ e N-NO_3^- em todas as amostras. A quantidade de amônio encontrada é sempre maior do que o nitrato, indicando que as taxas de amonificação líquida são maiores do que as taxas de nitrificação líquida, no ecossistema ripário. De acordo com Buchanan (2000) os microorganismos liberam nitrogênio na forma de amônio durante a decomposição orgânica. Esse resultado também pode ser observado através da diferença existente entre os transectos C e D, ambos localizados nas nascentes, e os transectos A e B, próximos ao vertedor. O tempo de residência da água no solo pode ser um dos fatores que determina a velocidade e as taxas de modificação do nitrogênio mineral no solo. Por exemplo, nas cabeceiras, a declividade topográfica e a probabilidade de saturação do solo após um evento de chuva é maior do que na rede de drenagem da microbacia. Assim, o tempo de contato da água subterrânea com o solo ripário pode ser menor devido ao escoamento de áreas saturadas nas cabeceiras de drenagem. Por outro lado, na rede de drenagem, a saturação do solo é mais lenta e permite maior tempo de residência da água subterrânea, permitindo que os processos de transformação do nitrogênio ocorram com menor velocidade, podendo até ocorrer liberação do nitrogênio para a atmosfera por denitrificação e conseqüente perda de nitrogênio do ecossistema (VERRY, 1999; MCDOWELL et al., 1992).

A fim de avaliar as diferenças estatisticamente significativas entre as amostras, no Anexo H é apresentado o resultado dos testes estatísticos para a hipótese nula (H_0 = não há diferença entre amostras). No Quadro 1 é possível observar as variáveis que apresentaram semelhança estatística.

Quadro 1 –Variáveis do estudo que apresentaram semelhança estatística para a análise de variância não paramétrica (Mann-Whitney) das concentrações de N-NH_4^+ e N-NO_3^-

		N-NH_4^+			N-NO_3^-					
		Variável 1	Variável 2	Valor - p	Variável 1	Variável 2	Valor - p			
Área do vertedor	Transecto A	Rio	A2	0,84	A1	A2	0,75			
		Rio	A3	0,87						
		A2	A3	0,98						
	Transecto B	Rio	B3	0,87	Rio	B1	0,49			
					Rio	B3	0,12			
					B1	B3	0,37			
Cabeceira de drenagem	Transecto C	Rio	C1	0,28	Rio	C2	0,52			
		Rio	C2	0,82						
		Rio	C3	0,86						
		C1	C2	0,30	C2	C3	0,38			
		C1	C3	0,36						
		C2	C3	0,95						
	Transecto D	Rio	D1	0,85	Rio	D2	0,58			
								Rio	D2	0,97
								Rio	D3	0,90
		D1	D2	0,89	D1	D3	0,43			
		D1	D3	0,95						
		D2	D3	0,93						
Entre a área do vertedor e a cabeceira de drenagem	Transectos A e C	A1	C1	0,28	A2	C2	0,05			
		A2	C2	0,95						
		A3	C3	0,92						
	Transectos B e D	B3	D3	0,98			

Para os resultados de amônio por transecto, os poços A1, B1 e B2 apresentaram diferença estatística, o que confirma o funcionamento diferente para a região adjacente ao riacho, a zona ripária. No entanto, o mesmo não foi encontrado para os transectos localizados na cabeceira (C e D), nos quais nenhum ponto apresentou diferença estatística.

Comparando-se os resultados entre a localização dos poços ao longo da microbacia (cabeceira e vertedor), observou-se que não ocorre diferença estatística ($P < 0,05$) para os poços na mesma posição da vertente nos transectos A e C. Porém, entre os transectos B e D houve semelhança somente para os pontos localizados sob floresta plantada. É importante lembrar que no transecto B, entre os poços B2 e B1, foi encontrada uma nascente, o que pode influenciar no resultado do teste.

Para os resultados do nitrato, as semelhanças estatísticas não permitem discutir uma tendência que diferencie os poços quanto à posição no transecto, ou os transectos na posição na

microbacia (cabeceira e vertedor). Assim, os poços que apresentaram diferença significativa por transecto foram: A3, B2 e C1. No Transecto D, o resultado indicou que a água do riacho assemelha-se com o D2, e o poço D1 com o D3. Comparando-se transectos entre cabeceira e vertedor, o teste encontrou semelhança entre os poços A2 e C2.

4.4.2 Valores de pH e concentrações de Ferro, Silício, Alumínio e Carbono Orgânico Dissolvido (DOC)

A Figura 30 apresenta os valores de pH e precipitação nas águas amostradas do Transecto A, Transecto B, Transecto C e Transecto D, para o período de novembro de 2005 a abril de 2006.

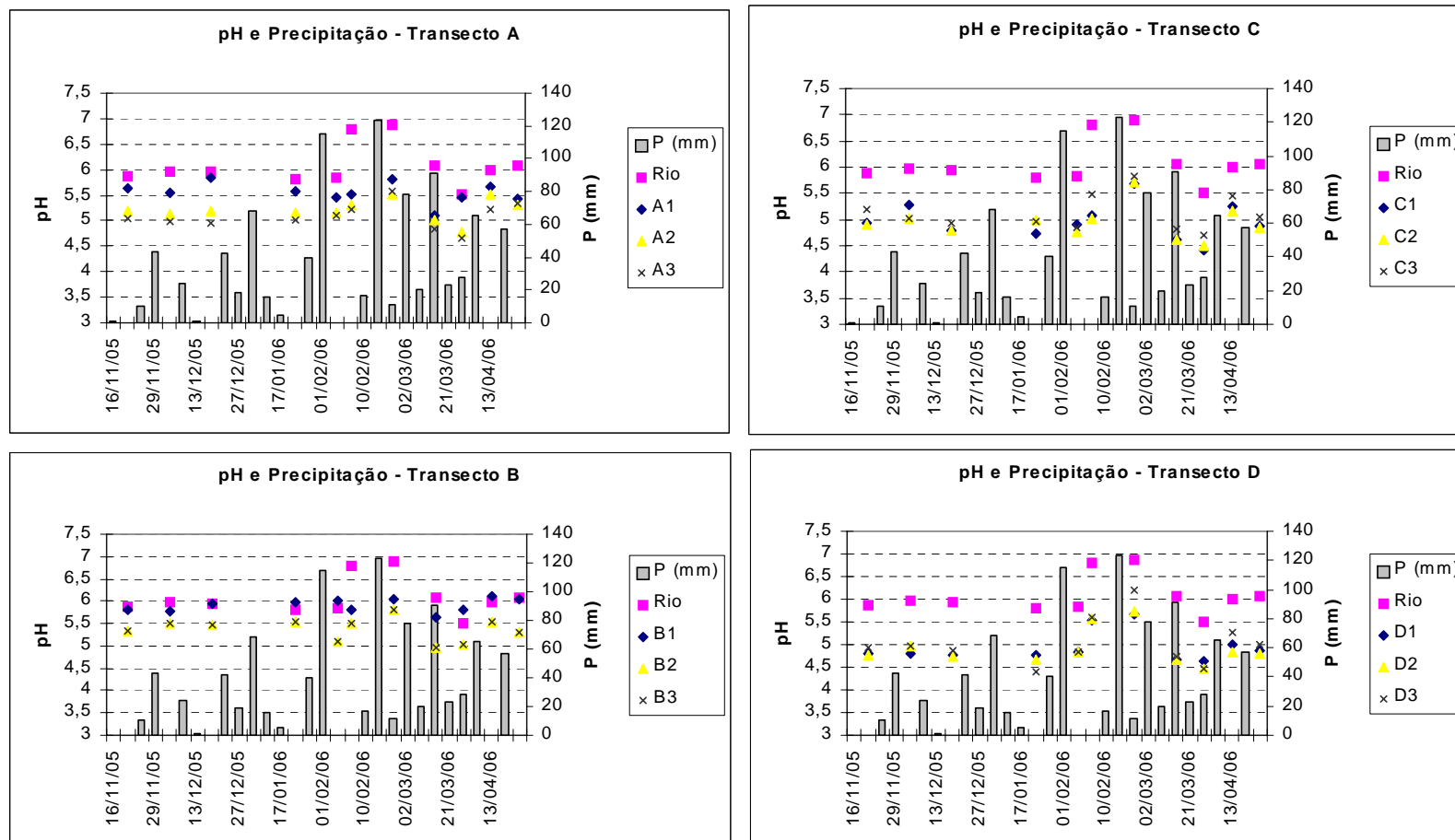


Figura 30 – Valores de pH para as amostras de água dos Transectos e Precipitação (mm).

Os valores de pH encontrados assemelham-se aos da literatura (ALLAN, 2002) e situaram-se entre 4,0 e 7,0. Durante o período do estudo, a variação temporal nos valores de pH indica que há relação entre essa variável e a precipitação, com diminuição no período sem chuvas, e conseqüentemente, aumento após o evento chuvoso, em fevereiro de 2006. Todos os poços apresentaram valores iguais ou abaixo dos valores encontrados para a água superficial do riacho. Entretanto, nos transectos situados próximos ao vertedor, os valores dos poços A1 e B1 são semelhantes aos valores do riacho (exceto no período de fevereiro e março), o que sugere que os processos que ocorrem durante a transferência das soluções subterrâneas sejam diferentes na cabeceira e próximo ao vertedor. Vários fatores podem influenciar o pH das soluções: material geológico, nitrificação vs denitrificação, absorção de nutrientes pelas raízes das plantas, atividade microbiana no solo, entre outros. É possível, ainda, observar que na área da nascente (Transectos C e D) os valores de pH são muito próximos entre os poços, mas são inferiores em relação à água do riacho. A variabilidade das formações vegetais e diferenças no tempo de residência das águas no solo entre a nascente e a área próxima ao vertedor poderia explicar esta diferença de pH observada.

A Figura 31 apresenta os resultados das análises para Ferro Total (mg.L^{-1}) e Alumínio (mg.L^{-1}), e na Figura 32 os resultados para Silício (mg.L^{-1}) e Carbono Orgânico Dissolvido–DOC (mg.L^{-1}), para os Transectos A e C, ambos localizados na margem direita do riacho, próximo ao vertedor e na cabeceira, respectivamente.

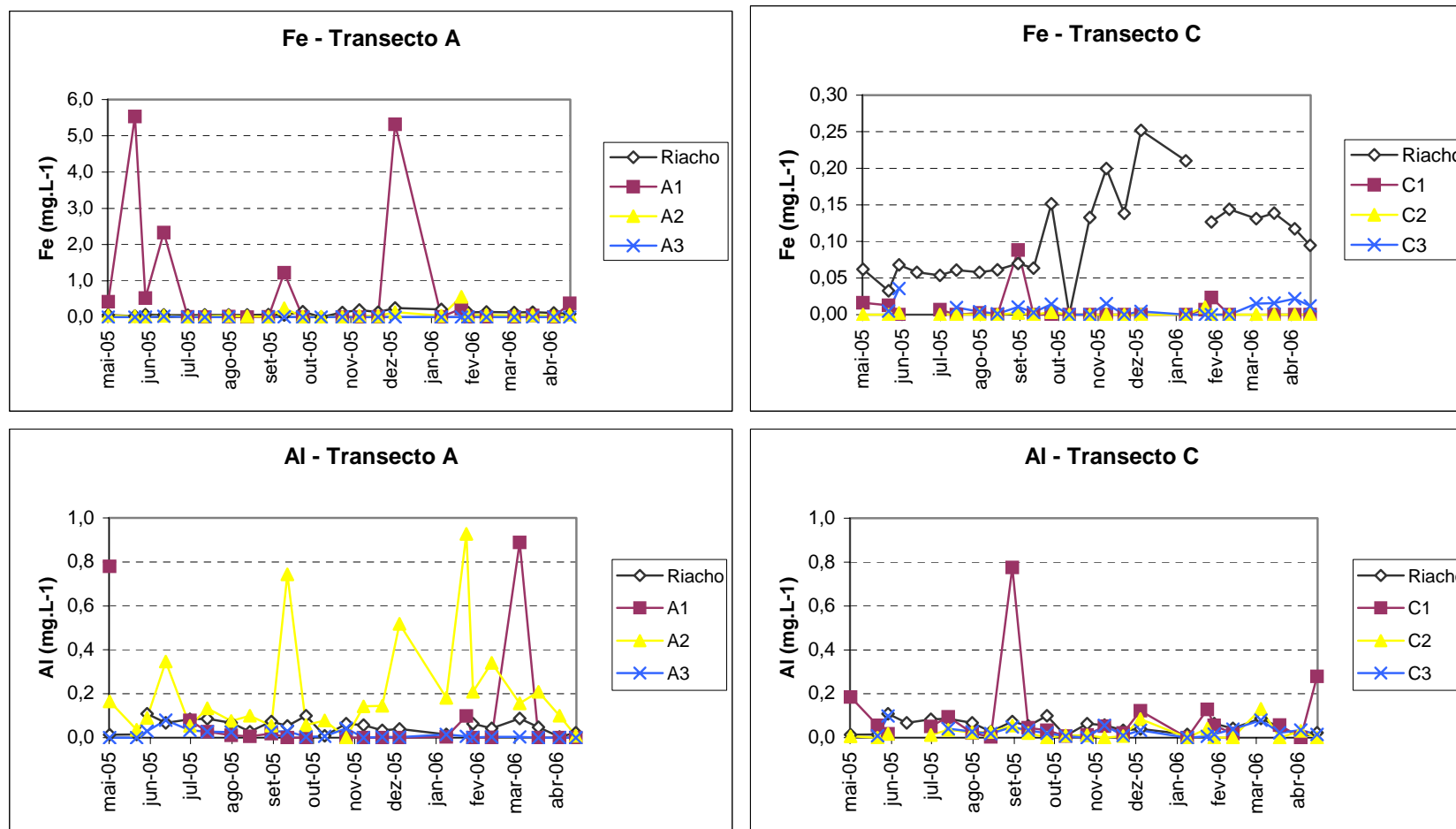


Figura 31 - Resultados das análises para Ferro Total (mg.L^{-1}) e Alumínio (mg.L^{-1}) para os Transectos A e C

Para a variável Ferro Total os valores variaram de 0 (não detectável, $<0,01 \text{ mg.L}^{-1}$) a $5,53 \text{ mg.L}^{-1}$. Observou-se a diferença entre os transectos A e C, indicando que a formação geológica difere entre a cabeceira e a rede de drenagem na microbacia. Na microbacia do Tinga, como já foi descrito, há a ocorrência de duas formações geológicas, a Serra Geral e o Grupo Bauru. Na formação Serra Geral há presença de óxidos de ferro, e estaria mais próxima na área da microbacia próxima ao vertedor, na qual foram encontrados maiores valores de Ferro Total (Transecto A). Os picos observados na concentração de ferro no período de estudo indicam que há uma relação entre a solubilidade do ferro presente no solo, a precipitação e o aumento do nível freático. As datas em que ocorrem as maiores concentrações de Ferro, principalmente no poço A1 estão relacionadas a eventos de chuva que causaram aumento no nível freático (Figura 20). Quando o perfil do solo está saturado, o Fe_2^+ é transformado para Fe_3^+ , que pode ser detectado na água por ser solúvel. Dessa forma, a solubilização do Fe_3^+ aumentaria a concentração de Ferro Total presente na água.

No caso do Alumínio não pôde ser observada a relação entre essa variável e a precipitação, porém, há diferença entre o sistema de cabeceira (transecto C) e a rede de drenagem (Transecto A), sugerindo a diferença geológica entre os dois pontos. Diferentes condições redox entre os transectos também podem explicar a diferença de comportamento do Alumínio nas águas. As concentrações de Alumínio nas amostras variaram entre 0 (não detectável, $<0,05 \text{ mg.L}^{-1}$) e $0,92 \text{ mg.L}^{-1}$.

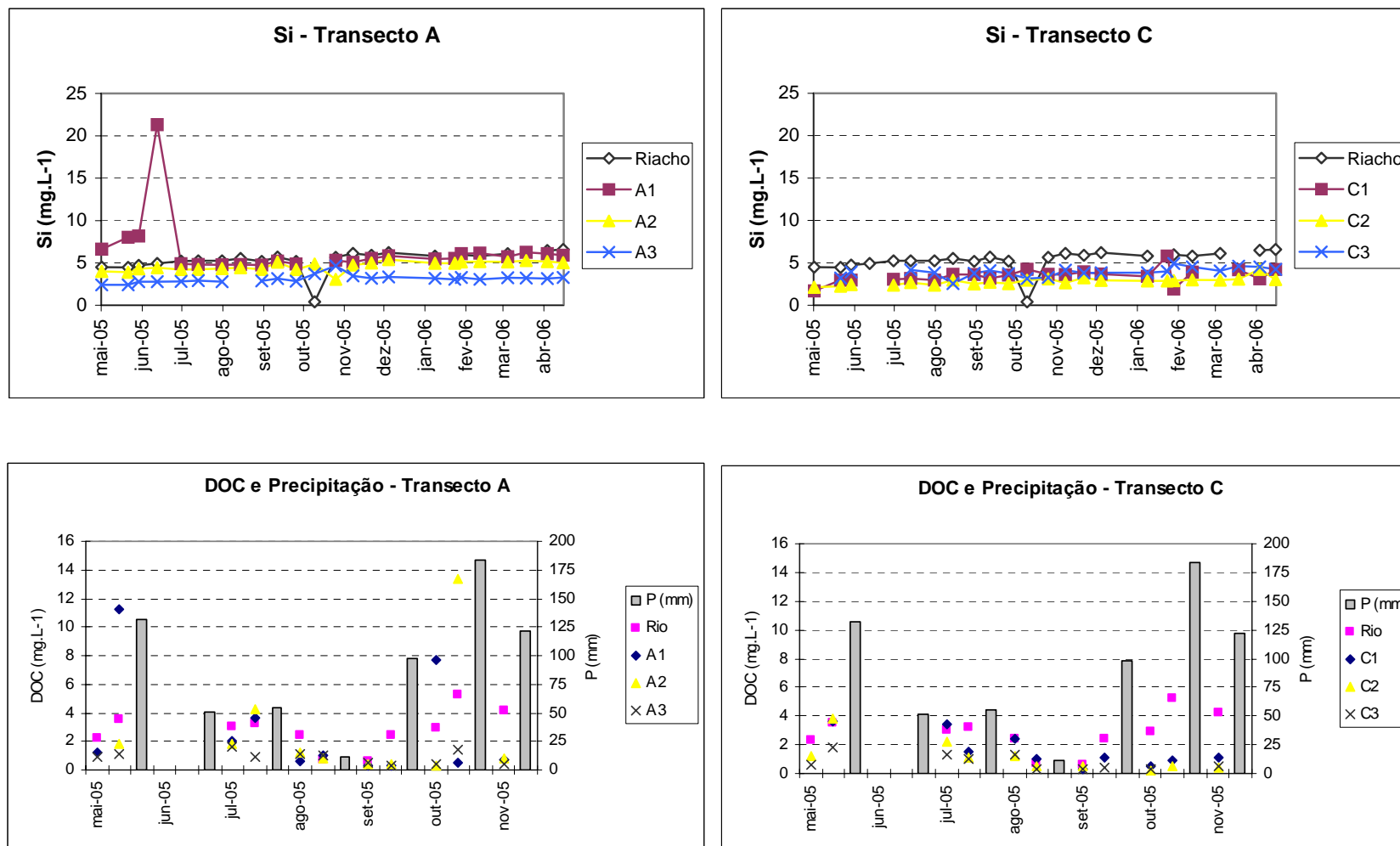


Figura 32 - Resultados das Análises de Silício e Carbono Orgânico Dissolvido (DOC) em mg.L^{-1} para os Transectos A e C.

A variável Silício possui pouca relação com a vegetação, mas pode ser relacionada com a variação do nível freático e a precipitação, como observado em junho de 2005, quando houve diminuição do nível freático e da precipitação e um aumento na concentração de silício. Na Figura 16 também é possível verificar que a água superficial do rio provavelmente sofre maior interferência do escoamento das vertentes próximas ao vertedor, pois as concentrações encontradas nos poços do transecto A são mais próximas aos valores do riacho, quando comparadas com o Transecto C. Os valores de Silício variaram entre 0,41 e 21,3 mg.L⁻¹.

A concentração de DOC variou de 0,23 a 13,36 mg.L⁻¹, valores semelhantes aos encontrados na literatura (EGLINTON e MURPHY, 1969; ALLAN, 1995). A variação temporal nas concentrações de DOC também pode ser relacionada com a precipitação, uma vez que as flutuações seguem a mesma tendência. Porém, os valores encontrados para o plantio de eucalipto sugerem que na área ripária há menores taxas de degradação no solo do carbono dissolvido, uma vez que apresentam maiores concentrações de DOC próximo ao riacho. Segundo Allan (2002), a concentração de DOC é maior em áreas ripárias do que em outros tipos de águas naturais, devido à maior deposição orgânica, baixo pH (de 3 a 6), dominância de ácidos orgânicos (fúlvicos).

4.5 Influência da área ripária na água subterrânea

Há diferenças estruturais entre a floresta plantada e a floresta ripária, e entre a floresta ripária próximo às cabeceiras de drenagem e ao longo do riacho. A declividade não mostrou ser um fator de causa direta da diferença na vegetação entre os transectos, mas a profundidade da água subterrânea é limitante para diversidade da vegetação.

O monitoramento da profundidade da água subterrânea mostrou que poucas flutuações ocorrem durante o ano hidrológico. Os resultados também indicam que a floresta plantada não alterou o nível da água subterrânea durante o monitoramento do nível freático, nem apresentou altas concentrações nas variáveis de estudo, em todos os transectos. Quando se observa o nível médio da água subterrânea entre a cabeceira e a área próxima ao vertedor, é possível verificar que o nível da água subterrânea próximo à superfície (considerando o nível da água no poço) se expande mais na cabeceira de drenagem.

A análise estatística dos resultados para N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ nos transectos mostrou que a dinâmica entre a cabeceira e a rede de drenagem para N-NH₄⁺ é diferente. Enquanto os transectos

localizados na cabeceira não apresentam diferenças significativas entre os poços para N-NH_4^+ , todos os transectos apresentaram diferenças entre poços para N-NO_3^- , embora os valores encontrados nas amostras sejam concentrações muito baixas e semelhantes às referências na literatura (CÂMARA et al. 2006). Isso ocorre provavelmente porque a dinâmica espacial e a saturação do solo (a área de expansão da zona ripária) na cabeceira é maior do que na rede de drenagem, e isso influencia diretamente no ciclo do nitrogênio, através das condições redutoras que podem impedir a nitrificação ou favorecer a denitrificação. A textura arenosa na área de cabeceira pode proporcionar maiores teores de oxigênio no solo, o que permite maior produção de nitrato ao invés de amônio (VIDON et al., 2004). No entanto, não foram realizadas medições para a determinação das taxas de mineralização do nitrogênio.

Tanto para as análises estatísticas de N-NH_4^+ quanto para N-NO_3^- , o poço 1 foi o que mais apresentou diferença estatística, confirmando um funcionamento hidrológico diferente dos demais. Na zona ripária próxima ao vertedor, o riacho apresentou concentrações sempre menores do que as do poço 1, adjacente ao riacho. Em alguns casos, porém, não foi encontrada diferença entre poços no transecto, como é o caso das nascentes, nas quais a zona ripária pode se expandir muito além dos limites definidos como área de preservação permanente.

O poço B2 apresentou maior variação na profundidade da água subterrânea e diferença estatística para as concentrações quando comparado ao poço A2, localizado na mesma posição da vertente, mas na vertente oposta. A zona ripária desse transecto apresentou características distintas devido ao funcionamento diferenciado de zona ripária de cabeceira intermitente, apresentando resposta na variação do nível freático e picos de concentração logo após eventos chuvosos (BUTTURINI et al., 2002).

Para as variáveis pH, DOC e Ferro, as alterações mostraram-se relacionadas com a precipitação do período, embora o pH também apresente relação com as formações geológicas da microbacia, o que pode ser um fator que determine as diferenças entre a cabeceira e a rede de drenagem.

Dessa forma, os resultados mostraram as variações existentes na zona ripária que a caracterizam como um ecótono tridimensional: variação horizontal entre a área plantada e o riacho; variação longitudinal, ao longo do curso d'água, entre a cabeceira e a rede de drenagem; e variação vertical, determinada pela influência da água subterrânea na estrutura da vegetação.

5 CONCLUSÃO

A partir dos resultados obtidos e da hipótese levantada, pode-se concluir que:

a) Na microbacia do Tinga a concentração de N-NH_4^+ na água subterrânea é indicador de zona ripária na área próxima ao vertedor, enquanto a concentração de N-NO_3^- é indicador de zona ripária na cabeceira de drenagem.

b) Existe maior concentração de N-NH_4^+ , teor de matéria orgânica e argila na zona ripária adjacente ao riacho e próxima ao vertedor. Na cabeceira, há maiores concentrações de nitrato e teor de areia no perfil do solo.

c) A cabeceira de drenagem possui maior ligação temporal e espacial com a água subterrânea, sendo que o maior tempo de residência da água na zona ripária determina a velocidade dos processos que acarretam na manutenção do equilíbrio ecossistêmico. Ao mesmo tempo em que os processos envolvidos com o equilíbrio de nutrientes são mais lentos e intensos, a saturação do solo em um evento de chuva promove escoamento superficial de zonas saturadas mais rapidamente do que à jusante na microbacia.

d) A denitrificação que ocorre no ecossistema ripário não é uniforme espacialmente e é influenciada principalmente pelo regime hidrológico, condições edáficas e deposição de matéria orgânica. Este processo, sem dúvida, é importante para os processos ecológicos que ocorrem no ecótono (solo-água-plantas), colaborando para o equilíbrio do ecossistema lótico.

e) Portanto, a zona ripária é responsável pelos processos que mantêm a integridade do funcionamento hidrogeológico e biológico entre a área produtiva e o riacho, pois quando as suas características (solo, temperatura, umidade, microorganismos, entre outros) são conservadas, sua função é exercida, baseado nos processos do ciclo de nitrogênio estudados. A saúde da microbacia depende da manutenção desses processos, e, portanto, o manejo de microbacias deve incluir as zonas ripárias e respeitar as condições necessárias para o desempenho de sua função tampão. No entanto, deve ser compreendido que a função tampão da zona ripária é apenas uma das funções que contribuem para a manutenção do equilíbrio do ecótono, devendo também ser considerados outros processos tais como: controle dos escoamentos superficiais e subsuperficiais, geração do escoamento direto produzido pelas chuvas, corredor de fluxo gênico, entre outras características.

Assim, é certo que a restauração de ecossistemas ripários deve considerar as flutuações sazonais de vazão, os afloramentos da água subterrânea, as mudanças de textura do solo superficial, áreas de transição terrestre/aquática. A mudança na estrutura da vegetação de acordo com a profundidade do nível freático é algo não previsto em legislação, mas influencia diretamente a entrada de energia no sistema e os processos biogeoquímicos. Para toda a microbacia, a área a ser considerada como zona ripária deve ser delimitada através dos processos que nela ocorrem, sendo que, a área definida como preservação permanente (APP), nem sempre condiz com a zona ripária.

Do ponto de vista de práticas sustentáveis de manejo, uma alternativa possível seja proteger o prolongamento das zonas ripárias além dos limites definidos pela lei (APP's) usando a delimitação da Reserva Legal. A adoção de faixas protetoras, como filtro ou faixa tampão, da forma como é estabelecido pelo Código Florestal, não garante a função da zona ripária e a manutenção da qualidade dos recursos hídricos.

É importante salientar que outras informações poderiam complementar o estudo sobre a função da zona ripária, como por exemplo, a taxa de mineralização do nitrogênio do solo, a variabilidade espacial da denitrificação e a identificação da flora microbiana. Para o monitoramento da água subterrânea, pode-se adotar a coleta de dados mensal nos períodos de estiagem e nenhuma intervenção no uso do solo. O estudo em transectos em microbacias mostrou-se adequado pois foi possível identificar especificidades ao longo das vertentes de drenagem.

Práticas sustentáveis de manejo do solo e modelos de restauração ecológica das zonas ripárias devem considerar a dinâmica espacial, temporal e tridimensional do ecótono.

Diversos estudos têm delimitado a zona ripária com o uso de sensoriamento remoto e modelagem. No entanto, em microbacias, é possível visualizar indicadores da influência da água subterrânea, no campo. Geralmente, a mudança na vegetação ou no solo são os mais visíveis. A identificação através dos processos de mineralização do nitrogênio, por exemplo, só é possível se as condições naturais estiverem sendo mantidas para que ocorram. A delimitação da zona ripária através do monitoramento das concentrações de amônio e nitrato na água subterrânea pode ser utilizado em microbacias em que o limite físico do ecótono transacional não seja bem definido, ou em cursos d'água intermitentes.

REFERÊNCIAS

- ALLAN, J. D. **Stream ecology**: structure and function of running waters. London: New York: Chapman & Hall, 1995. 388 p.
- AMOROS, C; GIBERT, J, GRENNWOOD, M.T. Interactions between units of the fluvial hydrosystem. In: PETTS, G.E.; AMOROS, C. (Ed). **Fluvial Hydrosystems**. London: Chapman & Hall, 1996. chap. 9, p. 184-210.
- ANGIER, J.T; MCCARTY, G.W.; PRESTEGAARD, K.L. Hydrology of a first-order riparian zone and stream, mid-Atlantic coastal plain, Maryland. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 309, p.149-166, 2005.
- BACCHI, E.; CORREL, D.L.; HAUER, R.; PINAY, G.; TABACCHI, A. P.; WISSMAR, R.C. Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 40, p. 497-516, 1998.
- BAKER, M.A.; VERVIER, P. Hydrological variability, organic matter supply and denitrification in the Garonne River ecosystem. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 49, p. 181-190, 2004.
- BRASIL. Lei n. 4771/65. Código Florestal Brasileiro. **Diário Oficial**, Brasília, 15 set. 1965.
- BRUIJNZEEL, L.A. Nutrient input-output budgets of tropical forest ecosystems: a review. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v.7, p. 1-24, 1991.
- BUCHANAN, B.B.; GRUISSEM, W.; JONES, R.L. (Eds.) **Biogeochemistry and Molecular Biology of Plants**. 1st ed. Rockville, Md: American Society of Plant Physiologists, 2000. 1367 p.
- BUTTLE, J.; MCDONELL, J.J. Isotope tracers in catchment hydrology in the humid tropics . In: BONELL, M. E BRUIJNZEEL, L.A. (Ed.). **Forest - water - people in the humid tropics**. New York: Cambridge University Press, 2003. chap. 32, p. 770-789.
- BUTTURINI, A.; BERNAL, S.; SABATER, S.; SABATER, F. The influence of riparian-hyporheic zone on the hydrological responses in na intermittent stream. **Hydrology and Earth System Sciences**, Katenburg-Lindau, v.6, n. 3, p. 515-525, 2002.
- CÂMARA, C.D.; LIMA, W.P.; ZAKIA, M.J.B. Critérios e indicadores hidrológicos de monitoramento em microbacias. In: LIMA, W.P.; ZAKIA, M.J.B. (Eds.). **As florestas plantadas e a água**: implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento. São Carlos: RiMa, 2006. cap. 8, p. 107-140.
- CAMPINAS. Instituto Agrônômico. In: RAIJ, B. van; ANDRADE, J.C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A (Eds). **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas, Instituto Agrônômico, 2001. 285 p.

CANALS, G., E. MARTÍ, AND F. SABATER. 2003. Denitrification potential rates in an agricultural and an urban mediterranean stream. In: ANNUAL MEETING OF THE NORTH AMERICAN BENTHOLOGICAL SOCIETY, 51, 2003, Athens. **Proceedings...**, Athens: NABS, 2003.

CIUTTI, F. Vegetazione riparia e funzionalità dell'ecosistema fluviale. Atti Convegno **Forestry**, Padova: febr, 2003. p. 1-5.

CLINNICK, P.F. Buffer strip management in Forest Operations: A Review. **Australian Forestry**, Melbourne, v. 48, n. 1, p. 34-45. 1985.

DAHM, C.N.; MARMONIER, P.; VALETT, H.M.; VERVIER, P. Nutrient dynamics at the interface between surface waters and groundwaters. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 40, p. 427-451, 1998.

DILAHA, T.A.; RENEAU, R.B.; MOSTAGHIMI, S; LEE, D. Vegetative filter strips for agricultural nonpoint source pollution control. **Transactions of the ASAE**, Cambridge, v. 32, n. 2, p. 513-519, 1989.

DUCROS, C.M.; JOYCE, C.B. Environmental Assessment. Field-Based Evaluation Tool for Riparian Buffer Zones in Agricultural Catchments. **Environmental Management**, New York, v. 32, n. 2, p. 252-267, 2003.

EDWARDS, R. **The Hidden River in Riparian Zones**. Center for Streamside Studies. University of Washington, Seattle: session I, section B, p. 103-104. Disponível em <www.cfr.washington.edu/outreach/summit/23Edwards.pdf>. Acesso em: 13 ago. 2005.

FOLHA TOPOGRÁFICA BRASILEIRA DO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA **Mapa Geológico Itatinga**. Bloco 49, 1973. Escala 1:50000.

GOMI, T.; SIDLE, R.C.; RICHARDSON, J.S. Understanding Processes and downstream linkages of headwater systems. **Bioscience**, Washington, n. 10, v. 52, p. 905-916, 2002.

GONÇALVES, J.L.M.; MENDES, K.C.F.S.; SASAKI, C.M. Mineralização de Nitrogênio em Ecossistemas Florestais Naturais e Implantados do estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 25, p. 601-616, 2001.

GONÇALVES, T.D. **Mapeamento de Solos e de Produtividade em Plantações de *Eucalyptus grandis* na Estação Experimental de Itatinga, ESALQ com uso de geoprocessamentos**. 2003. 47 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, 2003.

HILL, A.; CARDACI, M. Denitrification and organic carbon availability in riparian wetland soils and subsurface sediments. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.68, p. 320-325, 2004.

- ILHARDT, B.L.; VERRY, E.S.; PALIK, B.J. Defining Riparian Areas. In: VERRY, E.S.; DOLLOFF, C.A.; HORNBECK, J.W. (Ed.). **Riparian Management in Forests of the Continental Eastern United States (Hardcover)**. Washington: National Academy Press, 1999. chap. 2, p. 23-42.
- IVANAUSKAS, N.M.; RODRIGUES, R. R.; NAVE, A.G. Fitossociologia de um trecho de floresta estacional semidecidual em Itatinga, São Paulo, Brasil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n.56, p.83-99. 1999.
- LAMONTAGNE, S.; HERCZEG, A.; LEANEY, F.; DIGHTON, J.; PRITCHARD, J.; ULLMAN, W.; JIWAN, J. Nitrogen attenuation by stream riparian zones: prospects for Australian landscapes. In: MURRAY DARLING BASIN COMMISSION GROUNDWATER WORKSHOP, 8, 2001, Victor Harbor. **Proceedings...** Victor Harbor: 2001, p. 4-6.
- LIMA, W.P.; ZAKIA, M.J.B. Hidrologia de Matas Ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. (Eds.). **Matas Ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo, EDUSP, FAPESP, 2004. cap. 3, p. 33-44.
- LOWRANCE, T.; TOOD, R.; FAIL JUNIOR; HEINDRICKSON JUNIOR, O.; LEONARD, R.; ASMUSSEN, L. Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds. **Bioscience**, Washington, v. 34, n. 6, p. 374-377. 1984.
- MAÎTRE, V.; COSANDEY, A.; DESAGHER, E.; PARRIAUX, A. Effectiveness of groundwater nitrate removal in a river riparian area: the importance of hydrogeological conditions. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 278. p. 76-93. 2003.
- MCCLAIN, M.E.; RICHEY, J.E.; PIMENTEL, T.P. Groundwater nitrogen dynamics at the terrestrial-lotic interface of a small catchment in the Central Amazon Basin. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v.27, n.2, p. 1-15. 1994.
- MCDOWELL, W.; BOWDEN, W.B.; ASBURY, C.E. Riparian nitrogen dynamics in two geomorphologically distinct tropical rain forest watersheds: subsurface solute patterns. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 18, n. 2, p. 77-99. 1992.
- MCGLYNN, B.L. E MCDONNELL, J.L. 2003. Quantifying the relative contributions of riparian and hillslope zones to catchment runoff. **Water Resources Research**, Washington, v. 39, n.11, p. 1310-1320. 2003. Disponível em:
<http://209.85.165.104/search?q=cache:4hmQ43MgCFwJ:landresources.montana.edu/watershed/PDFs/papers/McGlynn_McD_riparian_hillslope_contrib_RO_2003WR002091.pdf+Buttle+McDonnell+2003+riparian&hl=pt-BR&ct=clnk&cd=3&gl=br>. Acesso em: 31 mar. 2005.
- MIKKELSEN, K; VESHO, I. **Riparian Soils: A Literature Review**. Center for water and watershed studies. march, 2000. Disponível em:
<depts.washington.edu/cwws/outreach/publications/soillitreview.html> Acesso em: 15 dez. 2005.

- MOSTER, C.; LIMA, W.P.; ZAKIA, M.J.B.; CÂMARA, C.D. Determinação do ano hidrológico visando a qualidade do balanço hídrico em microbacias experimentais. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba, n. 197, p. 1-6. 2003.
- PETERJOHN, W.T.; CORREL, D.L. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. **Ecology**, Brooklyn, v. 65, n. 5, p. 1466-1475, 1984.
- RICHARDS, C. The influence of Riparian Areas on Stream Ecosystems. In: At the water's edge: the Science of riparian forestry, 1995, Duluth. **Conference Proceedings...** Duluth: University of Minnesota, 1996. p. 47-53.
- SCARDUA, F.P. **Caracterização hidrológica de uma microbacia hidrográfica da Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga, ESALQ/USP**. 1994. 94p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais). Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, 1994.
- SENTELHAS, P.C.; PEREIRA, A.R.; MARIN, F.R.; ANGELOCCI, L.R.; ALFONSI, R.R.; CARAMORI, P.H.; SWART, S. **Balanços Hídricos Climatológicos de 500 localidades Brasileiras**. 2000. Disponível em: <<http://ce.esalq.usp.br/dce/nurma.htm>>. Acesso em: 12 set. 2004.
- SISTEMA DE GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS - SIGRH. Comitê da Bacia Hidrográfica do Tietê/Batalha (CBH – TB). **Relatório de Situação dos Recursos Hídricos da UGRHI 16**. Centro Tecnológico da Fundação Paulista de Tecnologia e Educação - CETEC. 2002. Disponível em: <http://www.sigrh.sp.gov.br/sigrh/ARQS/RELATORIO/CRH/CBH-BT/543/rel_zero/BT_2-2-1.PDF> . Acesso em: 9 jan. 2007.
- SORIANO JR., R.; REIS, F.A.G.V. Análise comparativa entre métodos de amostragem de águas subterrâneas. *Engenharia Ambiental, Espírito Santo do Pinhal*, v. 2, n. 1, p. 149-167, 2005.
- STUTTER, M.I.; DEEKS, L.K.; LOW, D.; BILLET, M.F. Impact of soil and groundwater heterogeneity on surface water chemistry in an upland catchment. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 318, p. 103-120. 2006.
- TRISKA, F.J.; KENNEDY, V.C.; AVANZINO, R.J.; ZELLWEGER, G.W.; BENCALA, K.E. Retention and transport in a third-order stream in Northwestern California: hyporheic processes. **Ecology**, Brooklyn, v.70, n.6, p. 1893-1913. 1989.
- VANNOTE, R.L.G.; MINSHALL, W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J.R.; GUSHING, E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 37, p. 130-137. 1980. Disponível em: <http://209.85.165.104/search?q=cache:mt2Gc7yuiZ0J:www.colorado.edu/geography/geomorph/envs_5810/vannote_1980.pdf+vannote+1980&hl=pt-BR&ct=clnk&cd=2&gl=br>. Acesso em: 4 jun 2005.
- VERRY, E.S. E DOLLOFF, A.C. The challenge of managing for healthy riparian areas. In: VERRY, E.S.; DOLLOFF, C.A.; HORNBECK, J.W. (Ed.). **Riparian Management in Forests**

of the Continental Eastern United States (Hardcover). Washington: National Academy Press, 1999. cap. 1, p. 1-22.

VIDON, P.G.F.; HILL, A.R. Landscape controls on the hydrology of stream riparian zones. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 292 , p. 210-228, 2004.

VIEIRA, S. A. **Efeito das plantações florestais (*Eucalyptus* sp.) sobre a dinâmica de nutrientes em região de cerrado do Estado de São Paulo**. 1998. 73 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais). Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, 1998.

VITOUSEK, P.M.; GOSZ, R.; GRIER, C.C.; MELILLO, J.M.; REINERS, W.A.; TODD, R.L. Nitrate losses from disturbed Ecosystems. **Science**, Washington, v. 204, n. 4392, p. 469-474, 1979.

WILLIAMS, M.R.; MELACK, J.M. Solute export from forested and partially deforested catchments in the central Amazon. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 38, n. 3, p. 303-335. 1997. Disponível em: <www.ocean.udel.edu/level1/facultystaff/faculty/uwelman/MDBC-paper.pdf>. Acesso em: 27 set. 2004.

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

ANEXOS

Anexo A – Resultado do inventário da vegetação nas parcelas com raio = 8m (CAP \geq 15cm)

Parcela	No. Individuos	No. Espécies	Área Basal (m²/ha)	Peso seco (kg/ha)
A1	34	9	11,0	172,408
A1e	38	16	14,0	77,423
A1d	21	8	9,6	...
A2	69	17	24,4	...
A2e	83	13	28,2	...
A2d	87	13	25,7	70,122
A3	33	1	10,5	237,743
A3e	32	1	15,1	264,389
A3d	44	1	16,0	144,986
B1	74	14	9,2	105,652
B1e	27	12	14,8	...
B1d	96	8	8,0	133,003
B2	87	15	21,2	...
B2e	24	5	29,1	...
B2d	160	19	17,1	78,453
B3	30	2	22,4	120,007
B3e	46	2	15,2	77,725
B3d	25	2	31,4	213,272
C1	71	21	20,5	13,858
C1e	75	10	16,0	142,269
C1d	83	16	36,2	110,360
C2	47	10	23,9	60,114
C2e	81	12	33,4	140,290
C2d	86	12	43,1	26,605
C3	24	2	29,2	...
C3e	27	3	32,5	226,686
C3d	18	2	39,5	49,704
D1	77	17	19,6	101,178
D1e	74	14	29,4	75,999
D1d	97	19	41,3	143,128
D2	97	19	33,3	285,556
D2e	59	18	22,4	19,134
D2d	103	17	36,4	...
D3	27	6	7,7	395,504
D3e	29	4	15,0	327,026
D3d	24	7	3,8	219,921

Anexo B – Resultado do inventário nas sub-parcelas com raio=2m (CAP <15cm)

Sub-parcela	Número	Espécie	Atura (m)	Sub-parcela	Número	Espécie	Atura (m)	
A3d	1	NÃO IDENTIFICADA	2,50	C2c	1	NÃO IDENTIFICADA	2,20	
A3e	1	NÃO IDENTIFICADA	1,40		2	NÃO IDENTIFICADA	2,10	
B1c	1	NÃO IDENTIFICADA	1,70	C3e	1	NÃO IDENTIFICADA	2,23	
	2	NÃO IDENTIFICADA	1,70		2	NÃO IDENTIFICADA	1,46	
	3	NÃO IDENTIFICADA	1,70	C3c	1	NÃO IDENTIFICADA	2,50	
	4	NÃO IDENTIFICADA	1,70		1	NÃO IDENTIFICADA	2,00	
	5	NÃO IDENTIFICADA	1,70		2	NÃO IDENTIFICADA	1,70	
B2d	1	NÃO IDENTIFICADA	2,00	D1d	3	NÃO IDENTIFICADA	2,24	
	2	NÃO IDENTIFICADA	2,00		4	NÃO IDENTIFICADA	1,88	
	3	NÃO IDENTIFICADA	2,00		5	NÃO IDENTIFICADA	1,75	
	4	NÃO IDENTIFICADA	2,00		D1e	1	NÃO IDENTIFICADA	1,94
	5	NÃO IDENTIFICADA	2,00			2	NÃO IDENTIFICADA	2,25
B2c	1	NÃO IDENTIFICADA	3,00	D1c	1	NÃO IDENTIFICADA	1,84	
	2	NÃO IDENTIFICADA	3,00		2	NÃO IDENTIFICADA	1,61	
	3	NÃO IDENTIFICADA	3,00		3	NÃO IDENTIFICADA	2,37	
	4	NÃO IDENTIFICADA	1,30		4	NÃO IDENTIFICADA	1,30	
	5	NÃO IDENTIFICADA	2,00		5	NÃO IDENTIFICADA	1,35	
	6	NÃO IDENTIFICADA	2,00	D2d	1	NÃO IDENTIFICADA	2,48	
B3e	1	NÃO IDENTIFICADA	1,40		2	NÃO IDENTIFICADA	2,23	
C1d	1	NÃO IDENTIFICADA	1,89		3	NÃO IDENTIFICADA	1,88	
C1e	1	NÃO IDENTIFICADA	2,17		4	NÃO IDENTIFICADA	2,83	
	2	NÃO IDENTIFICADA	2,05		5	NÃO IDENTIFICADA	2,20	
C1c	1	Romã Brava	1,85		6	NÃO IDENTIFICADA	2,23	
	2	Romã Brava	2,45		7	NÃO IDENTIFICADA	2,42	
	3	Canela	2,60	D2e	1	NÃO IDENTIFICADA	1,38	
C2e	1	NÃO IDENTIFICADA	1,78		2	NÃO IDENTIFICADA	1,63	
	2	NÃO IDENTIFICADA	1,50		3	NÃO IDENTIFICADA	1,49	
	3	NÃO IDENTIFICADA	1,72		4	NÃO IDENTIFICADA	1,53	
	4	NÃO IDENTIFICADA	1,70	D2c	1	NÃO IDENTIFICADA	1,74	
	5	NÃO IDENTIFICADA	2,39		2	NÃO IDENTIFICADA	1,65	
	6	NÃO IDENTIFICADA	2,19		3	NÃO IDENTIFICADA	1,79	
	7	NÃO IDENTIFICADA	2,00		4	NÃO IDENTIFICADA	1,74	
					5	NÃO IDENTIFICADA	2,14	

Anexo C - Lista de espécies do inventário: nome vulgar, gênero, família e número de indivíduos

	Nome Vulgar	Gênero	Família	no. Indivíduos
1	açoita cavalo	<i>Luehea</i>	Malvaceae	6
2	alecrim	<i>Baccharis</i>	Asteraceae	1
3	Amescla	<i>Protium</i>	Burseraceae	147
4	Angico Branco	<i>Anadenanthera</i>	Leg-Mimosoideae	8
5	Araçá	<i>Psidium</i>	Myrtaceae	106
6	araticum	<i>Annona</i>	Annonaceae	19
7	Areiro	NÃO IDENTIFICADA	NÃO IDENTIFICADA	18
8	aroeira	<i>Myracrodruon</i>	Anacardiaceae	2
9	Bico-de-Pato	<i>Machaerium</i>	Fabaceae	6
10	branquinho	<i>Sebastiania</i>	Euphorbiaceae	9
11	Brasa viva	<i>Myrcia</i>	Myrtaceae	94
12	cambará	<i>Gochnatia</i>	Asteraceae	33
13	cambuí	<i>Myrciaria</i>	Myrtaceae	73
14	canafístula	<i>Peltophorum</i>	Ochnaceae	16
15	canela	<i>Ocotea</i>	Lauraceae	60
16	canela amarela	<i>Nectandra</i>	Lauraceae	11
17	canela de corvo	<i>Ocotea</i>	Lauraceae	6
18	canela de cotia	<i>Diplokeleba</i>	Sapindaceae	13
19	canelão	<i>Persea</i>	Lauraceae	23
20	canelinha	<i>Ocotea</i>	Lauraceae	23
21	Canjerana	<i>Cabralea</i>	Meliaceae	2
22	capixaba	NÃO IDENTIFICADA	NÃO IDENTIFICADA	5
23	capixingui	<i>Croton</i>	Euphorbiaceae	50
24	Capororoca	<i>Myrsine</i>	Myrsinaceae	70
25	Carobinha	<i>Jacaranda</i>	Bignoniaceae	2
26	carvãozinho	<i>Milconia</i>	Melastomataceae	11
27	Cedro Rosa	<i>Cedrela</i>	Meliaceae	2
28	cinzeiro	NÃO IDENTIFICADA	NÃO IDENTIFICADA	5
29	cipó	NÃO IDENTIFICADA	NÃO IDENTIFICADA	9
30	congonha	<i>Vochysia</i>	Vochysiaceae	19
31	copaíba	<i>Copaifera</i>	Leg-Caesalpinoideae	14
32	Coração de negro	<i>Poecilanthe</i>	Leg-Papilionoideae	9
33	Embaúba	<i>Cecropia</i>	Cecropiaceae	4
34	Embira de sapo	<i>Lonchocarpus</i>	Leg-Papilionoideae	8
35	erva de lagarto	<i>Casearia</i>	Flacourtiaceae	8
36	eucalipto	<i>Eucalyptus</i>	Myrtaceae	656
37	Faveiro	<i>Dimorphandra</i>	Leg-Mimosoideae	2
38	gabirola	<i>Campomanesia</i>	Myrtaceae	1
39	guaçatonga	<i>Casearia</i>	Salicaceae	2
40	guaçara	<i>Luetzelburgia</i>	Leg-Papilionoideae	1
41	ignorada	NÃO IDENTIFICADA	NÃO IDENTIFICADA	17
42	ingá	<i>Inga</i>	Leg-Mimosoideae	22
43	jacarandá	<i>Jacaranda</i>	Bignoniaceae	7
44	jatobá	<i>Hymenaea</i>	Leg-Caesalpinoideae	3
45	jequitibá	<i>Cariniana</i>	Lecythidaceae	1
46	Jerivá	<i>Syagrus</i>	Palmae	8
47	louro	<i>Laurus</i>	Lauraceae	24
48	mamica de porca	<i>Zanthoxylum</i>	Rutaceae	12
49	mandioqueiro	NÃO IDENTIFICADA	NÃO IDENTIFICADA	1
50	marolo	NÃO IDENTIFICADA	NÃO IDENTIFICADA	1
51	massaranduba	<i>Pouteria</i>	sapotaceae	7
52	não identificada	NÃO IDENTIFICADA	NÃO IDENTIFICADA	4
53	pata de vaca	<i>Bauhinia</i>	Fabaceae	6
54	pau jacaré	<i>Piptadenia</i>	Leg-Mimosoideae	4
55	peito de pomba	<i>Tapirira</i>	Anacardiaceae	114
56	pimentinha	<i>Erythroxylum</i>	Vochysiaceae	22
57	Quixabeira	<i>Sideroxylon</i>	Myrtaceae	25
58	Romã Brava	NÃO IDENTIFICADA	NÃO IDENTIFICADA	7
59	sapuva	<i>Machaerium</i>	Fabaceae	5
60	sapuvão	<i>Machaerium</i>	Fabaceae	12
61	tamanqueiro	<i>Alchornea</i>	Euphorbiaceae	67
62	três folhas	NÃO IDENTIFICADA	NÃO IDENTIFICADA	13
63	vassoura	<i>Baccharis</i>	Asteraceae	115
64	vassourão	<i>Vernonia</i>	Asteraceae	78
TOTAL				2129

Anexo D – Resultado da análise química de solos coletados nos Transectos A e C

Profundidade	Poço	P mg.Kg ⁻¹	M.O. g.Kg ⁻¹	pH CaCl ₂	K Ca Mg H+Al SB T					V %	
					(mmolc Kg ⁻¹)						
0-10 cm	A1	35	90	3,7	1,9	2	11	205	15	220	7
	A2	15	45	3,8	1,5	4	10	86	16	102	16
	A3	15	36	3,8	0,8	4	3	77	8	85	9
	C1	21	60	3,8	1,9	4	4	135	9	144	7
	C2	9	30	3,8	0,7	1	3	67	5	72	6
	C3	17	36	3,7	1,5	4	3	89	8	98	8
10-30 cm	A1	27	61	3,9	0,6	1	2	164	4	168	2
	A2	5	30	3,8	0,5	1	4	100	6	106	6
	A3	4	18	3,9	0,4	2	1	57	3	60	5
	C1	11	34	3,9	0,8	1	2	119	3	122	3
	C2	4	16	3,8	0,7	2	2	43	4	47	9
	C3	5	15	3,8	0,7	1	1	56	3	59	5
30-50 cm	A1	63	49	3,9	0,3	3	2	132	5	138	4
	A2	3	17	3,9	0,2	2	2	77	4	81	4
	A3	2	12	4,0	0,2	3	1	45	4	49	7
	C1	5,3	20,2	3,9	0,5	0,7	1,0	109,1	2,2	111,3	2,0
	C2	2	8	3,9	0,1	1	1	32	1	34	4
	C3	2	8	3,9	0,9	2	0	34	3	37	9
50-100 cm	A1	119	50	3,8	0,2	11	5	211	17	227	7
	A2	3	14	3,9	0,1	0	1	72	1	73	2
	A3	2	10	4,1	0,3	1	0	37	1	38	3
	C1	5	47	4,0	0,2	1	1	141	2	143	1
	C2	2	6	3,9	0,1	0	0	40	1	41	2
	C3	1	3	3,9	0,4	2	0	29	2	31	8

Anexo E - Declividade média (α) entre pontos nos transectos, em graus, a partir do riacho

	α (graus)		α (graus)
Rio-A1	19,80	Rio-C1	19,60
A1-A2	18,55	C1-C2	16,95
A2-A3	12,25	C2-C3	15,51
Rio-B1	4,20	Rio-D1	29,30
B1-B2	14,07	D1-D2	13,30
B2-B3	12,28	D2-D3	12,62

Anexo F - Resultados das análises químicas das águas

(continua)

	Mês	ID	ICP			FIA		DOC	pH
			Fe	Al	Si	N-NH4	N-NO3		
			(mg/L)						
1	abr	Riacho	0,04	0,01	4,3	2,023	...
2	abr	A1	0,28	1,19	3,22
3	abr	A2	0,01	0,05	3,69	-	0,02	1,05	...
4	abr	A3	-	0,00	2,3	0,05	0,03	0,659	...
5	abr	B1	0,02
6	abr	B2	0,02
7	abr	B3	-	0,03
8	abr	C1	0,02	0,32	2,09	...	0,02
9	abr	C2	-	0,00	2,26	0,06	0,02	0,777	...
10	abr	C3	0,02	0,04	3,23	-	0,02	0,51	...
11	abr	D1	-	0,05
12	abr	D2	-	0,02
13	abr	D3	-	0,02
15	mai	Riacho	0,06	0,01	4,49	0,07	0,02	2,27	...
16	mai	A1	0,43	0,78	6,62	0,90	0,04	1,185	...
17	mai	A2	0,04	0,16	4	0,01	0,03
18	mai	A3	0,00	-	2,4	0,12	0,03	0,87	...
19	mai	B1	0,73	0,02
20	mai	B2	0,27	0,04
21	mai	B3	0,05	0,02
22	mai	C1	0,02	0,19	1,7	0,18	0,04
23	mai	C2	-	0,01	2,12	0,17	0,02	1,207	...
24	mai	C3	0,03	0,03	0,586	...
25	mai	D1	0,04	0,06
26	mai	D2	0,02	0,02
27	mai	D3	0,06	0,03
29	mai	Riacho	0,03	0,01	4,46	-	0,02	3,528	...
30	mai	A1	5,53	2,82	8,02	0,75	0,03	11,24	...
31	mai	A2	0,03	0,04	3,91	0,01	0,02	1,789	...
32	mai	A3	-	-	2,4	0,02	0,04	1,064	...
33	mai	B1	0,78	0,03
34	mai	B2	0,07	0,02
35	mai	B3	-	0,02
36	mai	C1	0,01	0,06	2,96	0,06	0,02	3,643	...
37	mai	C2	-	-	2,25	0,01	0,02	3,817	...
38	mai	B3	0,01	0,01	3,2	0,02	0,02	1,828	...

Anexo F - Resultados das análises químicas das águas

(continuação)

	Mês	ID	ICP			FIA		DOC	pH
			Fe	Al	Si	N-NH4	N-NO3		
			(mg/L)						
39	mai	D1	-	0,02
40	mai	D2	0,03	0,02
41	mai	D3	0,06	0,02
56	jun	Riacho	0,07	0,11	4,73	-	0,02
57	jun	A1	0,52	2,91	8,17	0,61	0,02
58	jun	A2	0,02	0,09	4,3	-	0,03
59	jun	A3	0,00	0,03	2,77	-	0,06
60	jun	B1	0,75	0,04
61	jun	B2	0,18	0,03
62	jun	B3	-	0,03
63	jun	C1	-	0,02	2,96	-	0,03
64	jun	C2	0,00	0,02	2,44	0,03	0,03
65	jun	C3	0,04	0,1	3,92	-	0,03
66	jun	D1	0,00	0,03	3,07	-	0,04
67	jun	D2	-	0,02
68	jun	D3	-	0,04
70	jun	Riacho	0,06	0,07	4,94	-	0,02
71	jun	A1	2,33	19,3	21,3	0,57	0,07
72	jun	A2	0,04	0,35	4,44	-	0,02
73	jun	A3	0,03	0,08	2,77	-	0,04
74	jun	B1	0,29	0,03
75	jun	B2	0,28	0,03
76	jun	B3	-	0,02
77	jun	C1	-	0,02
78	jun	C2	-	0,02
79	jun	B3	-	0,02
80	jun	D1	-	0,02
81	jun	D2	-	0,02
82	jun	D3	-	0,02
83	jul	Riacho	0,05	0,08	5,22	-	0,02	3,04	...
84	jul	A1	0,01	0,08	4,9	0,36	0,02	2,026	...
85	jul	A2	0,01	0,05	4,2	0,15	0,02	1,773	...
86	jul	A3	0,00	0,03	2,8	-	0,03	1,651	...
87	jul	B1	0,65	0,02
88	jul	B2	0,20	0,04

Anexo F - Resultados das análises químicas das águas

(continuação)

	Mês	ID	ICP			FIA		DOC	pH
			Fe	Al	Si	N-NH4	N-NO3		
			(mg/L)						
89	jul	B3	-	0,02
90	jul	C1	0,01	0,05	3,07	-	0,03	3,456	...
91	jul	C2	-	0,01	2,36	-	0,03	2,168	...
92	jul	C3	0,01	0,02	1,352	...
93	jul	D1	-	0,04
94	jul	D2	-	0,02
95	jul	D3	0,00	0,03	2,91	-	0,05
97	jul	Riacho	0,06	0,09	5,24	-	0,02	3,21	...
98	jul	A1	-	0,03	4,81	0,29	0,02	3,675	...
99	jul	A2	0,03	0,13	4,25	-	0,02	4,274	...
100	jul	A3	0,00	0,03	2,9	-	0,03	0,882	...
101	jul	B1	0,66	0,02
102	jul	B2	0,17	0,03
103	jul	B3	-	0,02
104	jul	C1	-	0,10	3,14	0,02	0,03	1,516	...
105	jul	C2	0,00	0,04	2,69	-	0,02	1,156	...
106	jul	C3	0,01	0,04	4,17	-	0,02	1,038	...
107	jul	D1	-	0,04
108	jul	D2	-	0,02
109	jul	D3	-	0,03
110	ago	Riacho	0,06	0,07	5,24	-	0,02	2,429	...
111	ago	A1	0,02	0,01	4,76	0,33	0,02	0,612	...
112	ago	A2	0,03	0,08	4,33	-	0,02	1,22	...
113	ago	A3	0,00	0,03	2,79	-	0,04	1,162	...
114	ago	B1	0,67	0,02
115	ago	B2	0,10	0,04
116	ago	B3	-	0,02
117	ago	C1	0,00	0,02	2,95	0,01	0,03	2,439	...
118	ago	C2	-	0,02	2,37	-	0,02	1,246	...
119	ago	C3	0,00	0,03	3,85	-	0,02	1,354	...
120	ago	D1	-	0,04
121	ago	D2	-	0,02
122	ago	D3	-	0,04
124	ago	Riacho	0,06	0,03	5,53	-	0,03	0,727	...
125	ago	A1	-	0,01	4,81	0,34	0,02	1,061	...
126	ago	A2	0,02	0,1	4,44	-	0,03	0,822	...

Anexo F - Resultados das análises químicas das águas

(continuação)

	Mês	ID	ICP			FIA		DOC	pH
			Fe	Al	Si	N-NH4	N-NO3		
			(mg/L)						
127	ago	A3	-	0	2,82	-	0,03	1,056	...
128	ago	B1	0,65	0,02
129	ago	B2	0,01	0,04
130	ago	B3	-	0	3,64	-	0,02
131	ago	C1	-	0,03	2,95	0,01	0,03	0,985	...
132	ago	C2	0,00	0,02	2,56	-	0,02	0,525	...
133	ago	C3	0,01	0,04	3,81	-	0,02	0,349	...
134	ago	D1	-	0,03
135	ago	D2	-	0,02
136	ago	D3	-	0,03
137	set	Riacho	0,07	0,07	5,18	-	0,02	0,638	...
138	set	A1	0,01	0,02	4,75	0,31	0,02	0,347	...
139	set	A2	0,01	0,06	4,26	-	0,02	0,385	...
140	set	A3	0	0,03	2,88	-	0,03	0,468	...
141	set	B1	0,66	0,02
142	set	B2	-	0,07
143	set	B3	-	0,02
144	set	C1	0,09	0,78	3,63	-	0,03	0,33	...
145	set	C2	0,00	0,06	2,52	-	0,02	0,455	...
146	set	C3	0,01	0,05	3,78	-	0,02	0,289	...
147	set	D1	-	0,04
148	set	D2	-	0,02
149	set	D3	-	0,03
151	set	Riacho	0,06	0,05	5,69	-	0,02
152	set	A1	0,04	0,04	4,76	0,38	0,03	2,436	...
153	set	A2	0,69	0	4,61	-	0,03	0,341	...
154	set	A3	0,29	0,94	4,63	-	0,05	0,442	...
155	set	B1	-	0,04	2,48	0,78	0,02	0,313	...
156	set	B2	-	0,05
157	set	B3	-	0,02
158	set	C1	-	0,05	3,17	-	0,03
159	set	C2	-	0,01	2,76	-	0,02	1,113	...
160	set	C3	-	0	2,15	-	0,02	0,385	...
161	set	D1	-	0,03	3,45	-	0,03	1,781	...
162	set	D2	-	0,02
163	set	D3	-	0,03

Anexo F - Resultados das análises químicas das águas

(continuação)

	Mês	ID	ICP			FIA		DOC	pH
			Fe	Al	Si	N-NH4	N-NO3		
			(mg/L)						
164	out	Riacho	0,15	0,1	5,19	-	0,02	2,89	...
165	out	A1	0,00	-	4,88	0,30	0,05	7,654	...
166	out	A2	0,01	0,06	4,22	-	0,02	0,338	...
167	out	A3	0,00	0	2,83	-	0,04	0,411	...
168	out	B1	0,00	0,04	3,15	0,82	0,02
169	out	B2	-	0,05
170	out	B3	-	0,02
171	out	C1	0,00	0,03	3,55	-	0,04	0,499	...
172	out	C2	0,00	-	2,54	-	0,02	0,228	...
173	out	C3	0,01	0,02	3,73	-	0,03	0,313	...
174	out	D1	-	0,04
175	out	D2	-	0,02
176	out	D3	-	0,04
178	out	Riacho	-	0,01	0,42	-	0,02	5,267	...
179	out	A1	0,39	0,02	0,487	...
180	out	A2	0,01	0,08	4,86	-	0,03	13,36	...
181	out	A3	-	0,01	3,71	-	0,04	1,429	...
182	out	B1	0,72	0,02
183	out	B2	0,01	0,03
184	out	B3	-	0,02	1,752	...
185	out	C1	-	0,01	4,24	-	0,04	0,897	...
186	out	C2	-	0,01	2,97	-	0,02	0,508	...
187	out	C3	-	0,01	3,14	-	0,05
188	out	D1	-	0,04
189	out	D2	-	0,02
190	out	D3	-	0,03
191	nov	Riacho	0,13	0,06	5,64	-	0,02	4,189	...
192	nov	A1	-	-	5,3	0,18	0,03	0,736	...
193	nov	A2	-	-	3,07	-	0,04	0,775	...
194	nov	A3	0,01	0,04	4,64	-	0,04	0,452	...
195	nov	B1	0,67	0,02
196	nov	B2	0,02	0,02
197	nov	B3	-	0,02
198	nov	C1	-	0,01	3,64	-	0,02	1,061	...
199	nov	C2	-	0,01	3,11	-	0,02	0,401	...
200	nov	C3	-	-	3,27	-	0,04	0,463	...

Anexo F - Resultados das análises químicas das águas

(continuação)

	Mês	ID	ICP			FIA		DOC	pH
			Fe	Al	Si	N-NH4	N-NO3		
			(mg/L)						
201	nov	D1	-	0,03
202	nov	D2	-	0,02
203	nov	D3	-	0,02
205	nov	Riacho	0,20	0,06	6,1	-	0,02	...	5,88
206	nov	A1	-	-	5,05	0,37	0,04	...	5,64
207	nov	A2	0,04	0,14	4,74	-	0,16	...	5,19
208	nov	A3	-	-	3,47	-	0,13	...	5,03
209	nov	B1	0,65	0,07	...	5,82
210	nov	B2	-	0,10	...	5,32
211	nov	B3	-	0,08	...	5,21
212	nov	C1	-	0,05	3,62	-	0,15	...	4,94
213	nov	C2	-	-	2,64	-	0,04	...	4,89
214	nov	C3	0,01	0,06	4,15	-	0,07	...	5,18
215	nov	D1	-	0,10	...	4,79
216	nov	D2	-	0,03	...	4,76
217	nov	D3	-	0,05	...	4,94
218	dez	Riacho	0,14	0,03	5,89	0,06	0,02	...	5,97
219	dez	A1	0,01	-	5,53	0,29	0,03	...	5,55
220	dez	A2	0,03	0,15	4,99	-	0,02	...	5,14
221	dez	A3	-	0	3,2	-	0,05	...	4,99
222	dez	B1	0,59	0,04	...	5,79
223	dez	B2	-	0,02	...	5,49
224	dez	B3	-	0,03	...	5,69
225	dez	C1	-	0,02	3,92	-	0,11	...	5,27
226	dez	C2	-	0,01	3,24	-	0,07	...	5,02
227	dez	C3	-	0,01	3,79	-	0,13	...	5,03
228	dez	D1	-	0,15	...	4,81
229	dez	D2	-	0,10	...	4,98
230	dez	D3	-	0,09	...	4,97
232	dez	Riacho	0,25	0,04	6,21	-	0,03	...	5,95
233	dez	A1	5,32	-	5,84	0,37	0,02	...	5,85
234	dez	A2	0,13	0,52	5,41	-	0,05	...	5,19
235	dez	A3	-	0	3,34	-	0,04	...	4,95
236	dez	B1	0,85	0,02	...	5,95
237	dez	B2	-	0,06	...	5,46
238	dez	B3	-	0,02	...	5,11

Anexo F - Resultados das análises químicas das águas

(continuação)

	Mês	ID	ICP			FIA		DOC	pH
			Fe	Al	Si	N-NH4	N-NO3		
			(mg/L)						
239	dez	C1	0,00	0,12	3,69	1,00	0,03	...	4,8
240	dez	C2	-	0,09	2,94	-	0,02	...	4,8
241	dez	C3	0,00	0,03	3,84	-	0,02	...	4,93
242	dez	D1	-	0,03	...	4,77
243	dez	D2	-	0,02	...	4,72
244	dez	D3	-	0,04	...	4,86
245	jan	Riacho	0,21	0,01	5,79	0,31	0,03	...	5,8
246	jan	A1	0,01	0	5,46	0,08	0,03	...	5,59
247	jan	A2	0,04	0,18	4,97	0,08	0,03	...	5,15
248	jan	A3	-	0,01	3,19	0,08	0,05	...	5,02
249	jan	B1	0,70	0,02	...	5,98
250	jan	B2	0,19	0,05	...	5,53
251	jan	B3	0,08	0,03	...	5,35
252	jan	C1	-	-	3,41	0,28	0,04	...	4,72
253	jan	C2	-	-	2,86	0,08	0,02	...	4,99
254	jan	C3	-	-	3,84	0,09	0,03	...	4,97
255	jan	D1	0,08	0,04	...	4,77
256	jan	D2	0,08	0,02	...	4,68
257	jan	D3	0,08	0,04	...	4,4
258	jan	Riacho	0,08	0,02	...	5,84
259	jan	A1	0,24	0,1	5,52	0,18	0,04	...	5,47
260	jan	A2	0,56	0,93	4,96	0,08	0,02	...	5,15
261	jan	A3	-	0,01	3,07	0,08	0,03	...	5,11
262	jan	B1	0,69	0,02	...	6
263	jan	B2	0,08	0,04	...	5,09
264	jan	B3	0,08	0,02	...	5,21
265	jan	C1	0,01	0,13	5,8	0,08	0,08	...	4,9
266	jan	C2	0,01	0,04	2,88	0,08	0,02	...	4,77
267	jan	C3	-	0,01	3,98	0,08	0,02	...	4,86
268	jan	D1	0,08	0,02	...	4,85
269	jan	D2	0,08	0,02	...	4,83
270	jan	D3	0,08	0,04	...	4,85
271	fev	Riacho	0,13	0,06	5,96	0,08	0,02	...	6,8
272	fev	A1	-	-	6,09	0,23	0,02	...	5,52
273	fev	A2	0,05	0,21	5,1	0,08	0,02	...	5,32
274	fev	A3	0,00	0,00	3,27	0,08	0,04	...	5,22

Anexo F - Resultados das análises químicas das águas

(continuação)

	Mês	ID	ICP			FIA		DOC	pH
			Fe	Al	Si	N-NH4	N-NO3		
			(mg/L)						
275	fev	B1	0,59	0,02	...	5,82
276	fev	B2	0,08	0,05	...	5,52
277	fev	B3	0,08	0,03	...	5,23
278	fev	C1	0,02	0,06	1,9	0,08	0,04	...	5,16
279	fev	C2	-	-	2,89	0,08	0,02	...	5,03
280	fev	C3	-	0,02	4,91	0,08	0,02	...	5,48
281	fev	D1	0,08	0,03	...	5,53
282	fev	D2	0,08	0,02	...	5,58
283	fev	D3	0,08	0,04	...	5,61
284	fev	Riacho	0,14	0,04	5,81	0,09	0,02	...	6,88
285	fev	A1	-	0,00	6,14	0,29	0,02	...	5,8
286	fev	A2	0,06	0,34	5,16	0,08	0,02	...	5,53
287	fev	A3	-	0,00	3,06	0,08	0,03	...	5,57
288	fev	B1	0,55	0,02	...	6,04
289	fev	B2	0,08	0,04	...	5,81
290	fev	B3	0,08	0,03	...	5,62
291	fev	C1	-	0,02	3,89	0,09	0,05	...	5,68
292	fev	C2	-	0,00	2,99	0,08	0,02	...	5,7
293	fev	C3	-	0,04	4,51	0,08	0,02	...	5,82
294	fev	D1	0,08	0,02	...	5,66
295	fev	D2	0,08	0,02	...	5,75
296	fev	D3	0,08	0,05	...	6,21
297	mar	Riacho	0,13	0,09	6,1	0,08	0,02	...	6,07
298	mar	A1	-	0,89	5,71	0,14	0,02	...	5,11
299	mar	A2	0,04	0,16	5,13	0,08	0,02	...	5,01
300	mar	A3	-	0,00	3,24	0,08	0,03	...	4,84
301	mar	B1	-	0,11	4,22	0,76	0,02	...	5,63
302	mar	B2	0,08	0,04	...	4,96
303	mar	B3	0,08	0,02	...	4,9
304	mar	C1	0,08	0,03	...	4,61
305	mar	C2	-	0,13	2,97	0,08	0,02	...	4,61
306	mar	C3	0,02	0,08	4,05	0,08	0,02	...	4,81
307	mar	D1	0,08	0,02	...	4,65
308	mar	D2	0,08	0,02	...	4,65
309	mar	D3	0,08	0,04	...	4,75
310	mar	Riacho	0,14	0,05		0,08	0,02	...	5,51

Anexo F - Resultados das análises químicas das águas

(continuação)

	Mês	ID	ICP			FIA		DOC	pH
			Fe	Al	Si	N-NH4	N-NO3		
			(mg/L)						
311	mar	A1	0,05	-	6,25	0,19	0,03	...	5,47
312	mar	A2	0,05	0,21	5,29	0,08	0,03	...	4,78
313	mar	A3	-	-	3,22	0,08	0,04	...	4,65
314	mar	B1	0,57	0,03	...	5,8
315	mar	B2	0,08	0,04	...	5,02
316	mar	B3	0,08	0,03	...	4,72
317	mar	C1	-	0,06	4,18	0,08	0,04	...	4,42
318	mar	C2	-	-	3,08	0,08	0,03	...	4,5
319	mar	C3	0,02	0,02	4,6	0,08	0,03	...	4,69
320	mar	D1	0,08	0,05	...	4,64
321	mar	D2	0,08	0,02	...	4,45
322	mar	D3	0,08	0,03	...	4,48
323	abr	Riacho	0,12	0,00	6,48	0,08	0,02	...	5,99
324	abr	A1	-	-	6,07	0,14	0,03	...	5,67
325	abr	A2	0,04	0,1	5,15	0,08	0,03	...	5,51
326	abr	A3	-	-	3,16	0,08	0,03	...	5,22
327	abr	B1	0,64	0,02	...	6,1
328	abr	B2	0,08	0,03	...	5,54
329	abr	B3	0,08	0,03	...	5,42
330	abr	C1	-	-	3,1	0,08	0,03	...	5,26
331	abr	C2	-	0,03	4,23	0,08	0,03	...	5,16
332	abr	C3	0,02	0,04	4,52	0,08	0,02	...	5,45
333	abr	D1	0,08	0,03	...	4,99
334	abr	D2	0,08	0,02	...	4,82
335	abr	D3	0,08	0,04	...	5,26
336	abr	Riacho	0,09	0,02	6,58	0,08	0,03	...	6,07
337	abr	A1	0,38	-	5,89	0,25	0,03	...	5,44
338	abr	A2	0,07	0,01	5,02	0,08	0,03	...	5,32
339	abr	A3	-	-	3,27	0,08	0,04	...	5,33
340	abr	B1	0,78	0,02	...	6,05
341	abr	B2	0,08	0,04	...	5,3
342	abr	B3	0,08	0,03	...	5,18
343	abr	C1	-	0,28	4,21	0,08	0,03	...	4,88
344	abr	C2	-	-	3,04	0,08	0,03	...	4,84
345	abr	C3	0,01	0,01	4,23	0,08	0,03	...	5,06
346	abr	D1	0,08	0,03	...	4,88

Anexo F - Resultados das análises químicas das águas

(conclusão)

	Mês	ID	ICP			FIA		DOC	pH
			Fe	Al	Si	N-NH ₄	N-NO ₃		
			(mg/L)						
347	abr	D2	0,08	0,02	...	4,8
348	abr	D3	0,08	0,05	...	5

Anexo G – Valores de Precipitação (mm) para o período do estudo

Data	P (mm)	Data	P (mm)
17/5/2005	1,5	1/11/2005	55
24/5/2005	34	8/11/2005	13
31/5/2005	96	16/11/2005	0,5
7/6/2005	2,2	22/11/2005	10,5
14/06/05	0	29/11/2005	43
21/6/2005	49	6/12/2005	24
28/6/2005	1,5	13/12/2005	1
5/7/2005	10	20/12/2005	42
12/7/2005	2,5	27/12/2005	18,5
19/7/2005	4,3	3/1/2006	68
26/7/2005	38	10/1/2006	16
2/8/2005	2	17/1/2006	4,75
9/8/2005	0,8	24/1/2006	40
16/8/2005	2	1/2/2006	115
23/8/2005	0,4	10/2/2006	16,5
30/8/2005	6,5	14/2/2006	123
6/9/2005	62	21/2/2006	11,2
13/9/2005	20	2/3/2006	78
20/9/2005	5	7/3/2006	20
27/9/2005	11	14/3/2006	91
4/10/2005	1	21/3/2006	23
11/10/2005	30	28/3/2006	28
18/10/2005	89	4/4/2006	65
25/10/2005	64	14/4/2006	57

Anexo H – Resultado dos Testes de Hipótese da Análise de Variância de Medidas Repetidas (GLM) para N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻

	N-NH ₄		N-NO ₃	
	Valor - F	Ho	Valor - F	Ho
Entre poços	6,26	rejeita	0,28	não rejeita
Poços e datas	1,08	não rejeita	0,40	não rejeita
Entre Transectos	0,51	não rejeita	0,08	não rejeita
Transectos e datas	0,98	não rejeita	2,14	não rejeita

Anexo I – Resultado dos Testes de Hipótese “Mann-Whitney” para N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻

	N-NH4		N-NO3	
	Valor - p	Ho	Valor - p	Ho
Rio e A1	0,0000	rejeita	0,0489	rejeita
Rio e A2	0,8366	não rejeita	0,0054	rejeita
Rio e A3	0,8690	não rejeita	0,0000	rejeita
A1 e a2	0,0000	rejeita	0,7493	não rejeita
A1 e A3	0,0000	rejeita	0,0001	rejeita
A2 e A3	0,9835	não rejeita	0,0000	rejeita
Rio e B1	0,0000	rejeita	0,4897	não rejeita
Rio e B2	0,0209	rejeita	0,0000	rejeita
Rio e B3	0,8690	não rejeita	0,1220	não rejeita
B1 e B2	0,0000	rejeita	0,0000	rejeita
B1 e B3	0,0000	rejeita	0,3697	não rejeita
B2 e B3	0,0097	rejeita	0,0000	rejeita
Rio e C1	0,2790	não rejeita	0,0000	rejeita
Rio e C2	0,8206	não rejeita	0,5227	não rejeita
Rio e C3	0,8609	não rejeita	0,1323	não rejeita
C1 e C2	0,3025	não rejeita	0,0000	rejeita
C1 e C3	0,3588	não rejeita	0,0015	rejeita
C2 e C3	0,9507	não rejeita	0,3808	não rejeita
Rio e D1	0,8528	não rejeita	0,0000	rejeita
Rio e D2	0,9671	não rejeita	0,5848	não rejeita
Rio e D3	0,9015	não rejeita	0,0000	rejeita
D1 e D2	0,8934	não rejeita	0,0000	rejeita
D1 e D3	0,9507	não rejeita	0,4333	não rejeita
D2 e D3	0,9343	não rejeita	0,0000	rejeita
A1 e C1	0,2790	não rejeita	0,0020	rejeita
A2 e C2	0,9507	não rejeita	0,0526	não rejeita
A3 e C3	0,9179	não rejeita	0,0001	rejeita
B1 e D1	0,0000	rejeita	0,0004	rejeita
B2 e D2	0,0119	rejeita	0,0000	rejeita
B3 e D3	0,9835	não rejeita	0,0001	rejeita