

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
CENTRO DE ENERGIA NUCLEAR NA AGRICULTURA

MAÍRA OMETTO BEZERRA

**Dinâmica do nitrogênio no solo e sua implicação na qualidade da água
em uma bacia hidrográfica com diferentes tipos de uso de solo com
ênfase no papel da floresta ripária**

Piracicaba

2009

MAÍRA OMETTO BEZERRA

**Dinâmica do nitrogênio no solo e sua implicação na qualidade da água em
uma bacia hidrográfica com diferentes tipos de uso de solo
com ênfase no papel da floresta ripária**

Tese apresentada ao Centro de Energia Nuclear
na Agricultura para obtenção do título de
Mestre em Ciências
Área de Concentração: Química na Agricultura
e no Ambiente
Orientador: Prof. Dr. Luiz Antonio Martinelli

Piracicaba

2009

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

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Seção Técnica de Biblioteca - CENA/USP

Bezerra, Máira Ometto

Dinâmica do nitrogênio no solo e sua implicação na qualidade da água em uma bacia hidrográfica com diferentes tipos de uso do solo com ênfase no papel da floresta ripária / Máira Ometto Bezerra; orientador Luiz Antonio Martinelli. - - Piracicaba, 2009.

129 f.: il.

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

1. Biogeoquímica 2. Desnitrificação 3. Mineralização 4. Nitrato 5. Nitrificação 6. Poluição da água 7. Poluição difusa 8. Zona ripária I. Título

CDU 574.4:546.17

DEDICO

A minha mãe, Elisete Ometto Bezerra, e ao meu pai, José de Ribamar Lopes Bezerra, com muita alegria, admiração e gratidão ao esforço empregado à provisão das condições necessárias para que eu siga o meu próprio caminho e também pelo amor e confiança que depositaram e depositam em mim.

Dedico também ao Wick Manfrinato com extrema gratidão por ser um dos pilares para que eu desenvolvesse esse projeto e pelo seu amor.

OFEREÇO

Ofereço este trabalho a todas as pessoas que por algum motivo se sentem fascinadas pelo desconhecido e que encontraram na ciência uma forma de perseguir as inquietudes inerentes a nossa condição humana de insignificância perante a Natureza. Além dessas, também ofereço àquelas que vêem a ciência também como uma ferramenta prática de trabalho para diminuir a insensatez humana desenfreada de uso dos recursos naturais.

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador Prof. Dr. Luiz Antonio Martinelli (Zebu) por, primeiramente, ter dado a oportunidade de ser sua aluna e por ter aceitado a “minha” proposta de trabalho, bem como pela confiança depositada em mim para a realização do mesmo. Agradeço também sua paciência e orientações ao longo do processo, especialmente, ao final da elaboração do texto. E ainda, agradeço por todas as oportunidades oferecidas, as quais aumentaram o meu fascínio pelo estudo da Natureza.

À Plant Inteligência Ambiental Ltda, especialmente, pela proposta de trabalho, a qual permitiu que eu lançasse um olhar mais prático sobre a ciência, bem como, agradeço o financiamento dado ao projeto, sem ele este trabalho não poderia ser desenvolvido.

Ao Centro de Energia Nuclear na Agricultura, em especial, ao laboratório de Ecologia Isotópica que me aprovaram e me acolheram para estudar.

Ao CNPq pela bolsa de estudos concedida.

Ao pesquisador do INPE, Jean Pierre Ometto pelas idéias e atenção a elaboração da proposta inicial desse projeto.

À Profa. Janaina Braga do Carmo pelas orientações sobre o estudo de solo, pela confiança e pelas conversas que bastante ajudaram na condução do trabalho.

Aos pesquisadores do Ecosystems Center, Dr. Chris Neill e Dra. Linda Deegan pela atenção e orientação quanto à elaboração da proposta inicial deste projeto. E também por me mostrarem o que é fazer ciência séria.

Ao seu Otaide e sua família da Fazenda Cachoeira (Jundiá), a dona Fátima e ao seu Cido (Itupeva), ao seu Mário Darcy da uva (Itupeva), ao seu Mário e sua família também da Fazenda Cachoeira e aos donos da Fazenda Cachoeira (que não conheci) os quais permitiram que eu entrasse em suas propriedades para fazer as minhas coletas. Muito obrigada pela receptividade! Agradeço em especial ao seu Mário da uva, pelas caixas de uva que me deu e também pelos seus ensinamentos sobre o cultivo da uva.

À Fabiana Fracassi (Fá) pela orientação e acompanhamento nas atividades do laboratório, bem como por ter aturado o meu perfeccionismo e por ter permitido que o

trabalho no laboratório fosse agradável. Agradeço também pelas conversas que muito me ajudaram nos momentos de tensão extrema.

À mãozinha dada por meus colegas em minhas coletas de campo, sem eles esse trabalho não poderia ter sido completado: Lucas Bezerra, meu Pai, FÁ, Edmar Mazzi, Wick, Michela Figueira, Marcos Scaranello, José Mauro, Ana Paula Leone, Eduardo Vasconcellos (Duzão), Leonardo Martinelli, Daniel, Ricardo (Torto).

Ao Dr. Roger Burke da United States Environmental Protection Agency pela ajuda prestada aos cálculos da desnitrificação potencial.

À Marília Henyei pela correção de minhas referências.

A minha família, Elisete Ometto Bezerra (mãe), José de Ribamar Lopes Bezerra (pai), Tainá e Lucas Ometto Bezerra, pelo amor e por principalmente terem a capacidade de suportar o meu estresse e por apoiarem as minhas decisões, apesar delas parecerem não tão boas, às vezes.

A minha irmã, Tainá Ometto Bezerra (Tshei) que, apesar de ser mais nova, tem se mostrado mais madura do que eu, me mostrando como transpor certas barreiras, imprescindíveis para me centrar em minha vida e, conseqüentemente, em meu trabalho de mestrado. E também por me lembrar que sou uma chata e que tenho muito a melhorar como pessoa. Ah... e ainda por achar carinhosamente que sou um “ser adoentado”, fazendo com que eu questione certos “achismos” que tenho.

Ao meu irmão, Lucas Ometto Bezerra (Lê), por ser um companheiro de atividades físicas, mesmo que às vezes só em pensamento, sem elas eu não conseguiria controlar a minha ansiedade.

A minha Tia Nair, minha segunda mãe, que esteve sempre presente para segurar a minha mão em vários momentos difíceis durante o processo. E, em especial, pelo carinho e atenção dedicados aos tantos almoços que fez, faz e fará para mim para que eu esteja sempre bem alimentada.

Ao Wick Manfrinato pelo respeito, amor, apoio, suporte, lealdade, brigas, com tudo isso o impossível tornou-se possível.

À Michela Figueira pela amizade e companheirismo e, especialmente, por me incentivar em meus sonhos profissionais.

Ao Eráclito Neto (Era) pelas orientações sobre como usar o GC e também por ser uma ótima companhia de balada, especialmente, Noites da Vodka, sem esses momentos de lazer, não seria possível sobreviver às pressões advindas do trabalho.

Ao J. (José Mauro) pelas “ajudas” com o GC e também pelas conversas e companhia em calangadas noturnas.

Aos meus colegas do laboratório de Ecologia Isotópica que deram o colorido ao processo, Prof. Reynaldo Victoria, Prof. Plínio Camargo, Fá, Simoni Grilo, Bethe Ravagnani, Luciana Coleta, Rodrigo Trevisan (Rodrigão) – em especial pelas cantorias, Era, Luiz Felipe Salemi (Urso), Juliano Groppo (Joba), Tatiana Morgan, Susian Martins, Vânia Neu, Giovanna, Ney Leite, Jadson, Fernando Godoy, Alexandre (Presunto), Eráclito, Michela, J., Duzão, Bruno Pereira, Sandra Furlan, Alexandra, Gabriela Nardoto, Simone Viera, Uwe Herpin, Edmar Mazzi, Maria Antonio (Tonica), Geraldo Arruda (Gera).

Aos técnicos do laboratório de Análises Ambientais e Geoprocessamento do CENA, Gustavo, Alexandra Montebello e Talita pelo apoio técnico dado muitas vezes durante o período de trabalho.

Ao Prof. Zilmar Z. Marcos por ser minha referência filosófica e pela conversa nos últimos momentos da elaboração da dissertação, quando estava à beira de um ataque de nervos.

Ao Prof. Sílvio Ferraz pela orientação e suporte técnico no que disse respeito ao georreferenciamento das imagens de minha bacia hidrográfica e descrição do uso do solo da mesma.

Ao Danilo Matsuda, da Plant, pelas ajudas técnicas como ArcGiz.

Ao Prof. Epaminondas Ferraz pela revisão de parte de minha dissertação e por sugestões e orientações. E pela oportunidade concedida para ir a Conferência Internacional de Nitrogênio.

As minhas amigas do coração Carol Postascheff e Ana Paula Leone que, com muito esforço, tentaram e conseguiram, algumas vezes, me tirar do trabalho para poder esfriar a cabeça um pouquinho.

Ao meu MELHOR amigo Tiago Eloi que, apesar da distância, sempre está presente para dividir os momentos de alegria e tristeza e conversar sobre qual é o sentido da vida.

A minha queria amiga Larissa Tosetti (Tops) pelas conversas que tanto acalmam o meu coração.

À Erica Pacheco Ferraz (Eri) por estar sempre receptiva a dividir a minha vida, as minhas descobertas, os meus erros etc.

Às meninas da república O Beko que trazem muitos momentos de descontração para aliviar o estresse.

A minha irmã de coração, Ana Paula Sevilha, que só se sentir a sua energia já tenho mais força.

E a todas as outras pessoas que de alguma forma passaram e interagiram comigo e com o meu trabalho, que devido ao cansaço de meus neurônios, não as mencionei aqui.

“Prima farò alcuna esperienza, avanti ch’io più proceda, perché mia intenzione è alegare prima la speranza e po’ colla ragione dimostrare perché tale esperienza è costretta in tal modo ad operare; e questa è la vera regola come li speculation delli effetti naturali hanno a procedere.”

(Leonardo da Vinci – Ms. E, folio 55r)

(Devo primeiramente fazer alguns experimentos antes de prosseguir, pois é minha intenção mencionar a experiência primeiro, e então demonstrar pelo raciocínio porque tal experiência é obrigada a operar de tal maneira. E essa é a regra verdadeira que aqueles que especulam sobre os efeitos da natureza devem seguir).

RESUMO

BEZERRA, M.O. **Dinâmica do nitrogênio no solo e sua implicação na qualidade da água em uma bacia hidrográfica com diferentes tipos de uso de solo com ênfase no papel da floresta ripária.** 2009. 129 f. Dissertação (mestrado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

Embora o nitrogênio seja um nutriente limitado, em excesso, ele pode causar a degradação de sistemas aquáticos. Apesar de, no âmbito nacional, o Brasil não apresentar problemas de escassez hídrica, regiões altamente populosas já tem enfrentado problemas de déficit hídrico, inclusive em função da poluição difusa de nitrogênio. Zonas ripárias têm sido apontadas como um dos atributos da bacia hidrográfica que pode ajudar na melhoria e manutenção da qualidade hídrica devido a sua capacidade de retirar nitrogênio do sistema terrestre oriundo de fontes difusas. Essa característica lhe é conferida por serem ambientes favoráveis ao processo de desnitrificação. A desnitrificação é um dos processos, se não o primeiro, responsável por converter o nitrato para formas gasosas N_2O e N_2 . Considerando que os estudos sobre a função desempenhada por vegetações ripárias como sumidouro de nitrogênio se concentraram em países de clima temperado e que paisagens alteradas são o uso da terra majoritário no Estado de São Paulo, onde o problema de déficit hídrico já é uma realidade. Entender o papel que zonas ripárias desempenham sobre a dinâmica do nitrogênio torna-se fundamental para o desenvolvimento de estratégias de manejo do uso da terra voltadas para a manutenção da qualidade de sistemas aquáticos em regiões tropicais. O objetivo do trabalho é investigar se existe mudança dos processos que regulam a dinâmica do nitrogênio no solo em paisagens alteradas, enfatizando o papel desempenhado por vegetações ripárias como sumidouros de nitrogênio. A bacia hidrográfica do ribeirão Caxambu, com elevada influência antrópica, foi selecionada. Dentro dela dois rios foram escolhidos: (i) ribeirão Cachoeira drenando uma vertente com uso pastoril, na qual o pasto se estende até a zona ripária e (ii) ribeirão Caxambu drenando uma vertente agrícola com presença de floresta ripária. Extratores de solução do solo foram instalados ao longo de ambas vertentes para a quantificação do nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) transportado ao longo de um ano. Amostras de solo foram coletadas nas porções: ripária e encosta de ambas vertentes para a quantificação das taxas líquidas de mineralização e nitrificação e também da desnitrificação potencial em cinco meses ao longo de um ano. Variáveis físico-químicas, incluindo NID, foram monitoradas em ambos os ribeirões. Os resultados indicam que as florestas ripárias estão processando o nitrogênio mais ativamente do que pastos ripários. As taxas líquidas de mineralização e nitrificação foram significativamente superiores no solo de florestas ripárias em relação ao solo de pasto ripário. No entanto, não houve diferença estatística significativa entre solo de floresta ripária e pasto ripário com relação à desnitrificação potencial. Não houve mudança das concentrações de NID na solução do solo ao longo da vertente pastoril, sendo estas relativamente baixas. Contrariamente, na vertente agrícola, submetida à fertilização, houve redução da concentração de NID na solução do solo quando se passou da encosta agrícola para a floresta ripária. Essa redução pode ser atribuída também ao processo de desnitrificação. Porém, outros processos além da desnitrificação devem estar atuando como moduladores da dinâmica do nitrogênio no solo de florestas ripárias. Tendo em vista que houve redução da ciclagem de nitrogênio na pastagem em relação à floresta, a inferência sobre o papel que o pasto ripário poderia desempenhar caso haja um elevado aporte de nitrogênio para essa zona ripária foi limitada. Concluí-se que as florestas ripárias podem atuar como sumidouro de nitrogênio em ambientes tropicais alterados. Portanto, podem ser uma ferramenta para o manejo sustentável de recursos hídricos na propriedade rural.

Palavras-chave: Nitrogênio, Zonas Ripárias, Desnitrificação, Mineralização, Nitrificação, Qualidade da Água

ABSTRACT

BEZERRA, M.O. **Nitrogen dynamic in the soil and its implication on the water quality of a watershed where different land uses are present with emphasis on the role of riparian forest.** 2009. 129 f. Dissertação (Mestrado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

Although nitrogen is a limiting nutrient, in excess, it can lead to the degradation of aquatic systems. Despite the fact that at national level Brazil does not have problems of water scarcity; regions highly populated are already facing deficit of water, caused among other things by nitrogen diffuse pollution. Riparian zones have been indicated as an attribute of the watershed that can maintain quality of water because their capacity in preventing diffuse pollution. Denitrification is one, if not the primary process responsible for this function, converting nitrate to gaseous N_2O or N_2 . Considering that studies about the role of riparian vegetations in removing nitrogen loads are concentrated in temperate countries, and that altered landscapes is the main land cover of the State of Sao Paulo, where water scarcity is already a problem; understanding about the role of riparian zones on nitrogen dynamics is fundamental to orient land management practices aiming at preservation of aquatic systems in tropical regions. The objective of this study is to investigate whether processes that regulate the nitrogen dynamic in the soil change among altered landscapes, emphasizing the role of riparian vegetations as nitrogen sinks. The study area is the Caxambu watershed which is under intense anthropogenic influence. Two streams were selected: (i) Cachoeira stream draining a pasture slope with a riparian zone under pasture use and (ii) Caxambu stream draining an agricultural slope with riparian forests. Soil solution extractors were installed in each slope to quantify the concentration of dissolved inorganic nitrogen (DIN) at 50 cm deep during one year. Soil samples were collected at four sites: riparian zone with pasture, upland with pasture, riparian zone with forest, and upland with agriculture in order to quantify net mineralization, net nitrification, and denitrification potential during five months, in a period of one year. Physical-chemical variables, including DIN, in each stream were monitored during one year. The results show that nitrogen cycling in riparian forests soils is more intense than riparian pastures. Net mineralization and net nitrification are higher at riparian forests in relation to riparian pastures and other sampled sites. However there is no significant difference between riparian forests and riparian pastures in relation to denitrification potential. There is no significant difference between DIN concentration in the soil solution at pasture slope, and these concentrations are relatively low. On the contrary, at the agricultural slope under fertilization DIN concentrations are reduced significantly as soil solution moves through the riparian forests. This reduction could be the result of higher denitrification that occurs at riparian forest soils. However, besides denitrification other processes may be playing important role as modulators of nitrogen dynamic in the soils of riparian forests. Because the results show that nitrogen cycling is lower in the pasture compared to forest, inferring about the role that riparian pastures could play as nitrogen sinks was limited. In conclusion there is an indication that riparian forests can play an important role as nitrogen sink at altered landscapes in tropical region. Therefore restoring riparian zones could be an interesting tool to further deterioration of aquatic systems.

Key words: Nitrogen, Riparian Zones, Denitrification, Mineralization, Nitrification, Water Quality

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Representação esquemática do ciclo do nitrogênio na biosfera.....	22
Figura 2	Diagrama <i>hole-in-the pipe</i> sobre a produção de NO e N ₂ O pelos processos de nitrificação e desnitrificação.....	25
Figura 3	Distribuição original da Floresta Atlântica em antes de 1500 e a sua distribuição nos anos 1990. Pequenos fragmentos não estão representados no mapa.....	33
Figura 4	Uso do solo e hidrografia da bacia hidrográfica do ribeirão Caxambu.....	40
Figura 5	Média histórica da temperatura (°C) (◆) e da precipitação (mm) (■) para o período de 1961 a 1990 na cidade de Jundiá.	44
Figura 6	(a) Hidrografia da bacia do ribeirão Caxambu com destaque para os trechos dos ribeirões estudados inclui localização dos locais de coleta de água (b) Uso do solo da área de drenagem do trecho do ribeirão Cachoeira, incluindo localização dos locais de coleta de água (c) Uso do solo da área de drenagem do trecho do ribeirão Caxambu, incluindo localização dos locais de coleta de água (d) Imagem Google Earth sobre o uso do solo das áreas adjacentes aos locais de coleta de água para coleta de solo no trecho do ribeirão Cachoeira (e) Imagem Google Earth sobre o uso do solo das áreas adjacentes aos locais de coleta de água para coleta de solo no trecho do ribeirão Caxambu.....	45
Figura 7	Esquema explicativo dos locais de amostragem de água dos ribeirões, solo e solução do solo.....	48
Figura 8	(a) Área de drenagem para instalação dos extratores de solução do solo na pastagem, vista a partir do ribeirão Cachoeira (b) Detalhe da zona ripária com pastagem na área de drenagem na pastagem e extratores alinhados na zona ripária (c) Detalhe do extrator de solução no solo protegido por arame farpado (d) Área de drenagem para instalação dos extratores de solução do solo com floresta ripária e encosta com produção de uva, com detalhe do extrator de solução do solo.....	49
Figura 9	Efeito do acetileno na nitrificação e na desnitrificação.....	54
Figura 10	(a) Frasco de incubação e seringa acoplada ao sistema de abertura e fechamento do frasco (b) Filtros de carvão ativado acoplados ao cilindro de gás acetileno (c) <i>Vials</i> para armazenamento de gás e seringas para retirada de gás para cada um dos frascos de incubação (d) Cromatógrafo gasoso Shimadzu 14-A utilizado para detecção das concentrações de óxido nitroso.....	57
Figura 11	(a) Detalhe sistema seringa válvula e mangueira da bomba de vácuo acoplada à borracha de vedamento do extrator de solução do solo (b) Bomba de vácuo acoplada a ao extrator de solução de solo (c) Seringa acoplada a mangueira de silicone inserida ao extrator de solução de solo.....	60
Figura 12	Ilustração da seção do ribeirão para medição da velocidade. Os pontos em preto indicam a 0,6 da profundidade onde foi alocado o molinete. A letra b indica a distância entre duas verticais.....	63
Figura 13	Dispersão do somatório de cargas cátions (TZ ⁺) e ânions (TZ ⁻) em μEq.L ⁻¹ das amostras de solução do solo. Inclui reta na proporção 1:1.....	72
Figura 14	Dispersão do somatório de cargas cátions (TZ ⁺) e ânions (TZ ⁻) em μEq.L ⁻¹ das amostras de água coletadas nos ribeirões Cachoeira e Caxambu. Inclui reta na proporção 1:1.....	76
Figura 15	Variação da vazão (L.s ⁻¹) nos dois trechos estudados: ribeirão Cachoeira e ribeirão Caxambu em função das coletas e sazonalidade, durante o ano hidrológico de agosto	

	de 2007 a julho de 2008. As linhas (—) são linhas de tendência do tipo distância dos mínimos quadrados ponderada.....	77
Figura 16	Variação da concentração de nitrato (μM) em função da sazonalidade para os dois ribeirões: Cachoeira – ordem 3 e Caxambu – ordem 4. As linhas (—) são linhas de tendência do tipo distância dos mínimos quadrados ponderada.....	80
Figura 17	Variação da concentração de amônio (μM) em função da sazonalidade para os dois ribeirões: Cachoeira – ordem 3 e Caxambu – ordem 4. As linhas (—) são linhas de tendência do tipo distância dos mínimos quadrados ponderada.....	81

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Erro prático permitido em função da condutividade elétrica da amostra.....	61
Tabela 2	Análise Kruskal-Wallis sobre o efeito do tipo de cobertura do solo sobre as variáveis: umidade e matéria orgânica do solo (%), N-NH ₄ ⁺ e N-NO ₃ ⁻ extraídos do solo (mg N.kg ⁻¹), taxa líquida de mineralização e taxa líquida de nitrificação (mgN.kg ⁻¹ .dia ⁻¹) e desnitrificação potencial (μg N.g ⁻¹ .dia ⁻¹).....	69
Tabela 3	Medianas e percentis 25 e 75 das variáveis: umidade e matéria orgânica do solo (%), N-NH ₄ ⁺ e N-NO ₃ ⁻ extraídos do solo (mg N.kg ⁻¹), taxa líquida de mineralização e taxa líquida de nitrificação (mg N.kg ⁻¹ .dia ⁻¹) e desnitrificação potencial (μg N.g ⁻¹ .dia ⁻¹). As letras indicam quais locais diferiram entre si para cada variável testada.....	69
Tabela 4	Análise Kruskal-Wallis sobre o efeito do período sobre as variáveis: umidade e matéria orgânica do solo (%), N-NH ₄ ⁺ e N-NO ₃ ⁻ extraídos do solo (mg N.kg ⁻¹), taxa líquida de mineralização e taxa líquida de nitrificação (mg N.kg ⁻¹ .dia ⁻¹) e desnitrificação potencial (μg N.g ⁻¹ .dia ⁻¹).....	70
Tabela 5	Matriz de correlação de Spearman entre todos os valores das variáveis: umidade e matéria orgânica do solo (%), N-NH ₄ ⁺ e N-NO ₃ ⁻ extraídos do solo (mg N.kg ⁻¹), taxa líquida de mineralização e taxa líquida de nitrificação (mg N.g ⁻¹ .dia ⁻¹) e desnitrificação potencial (μg N.g ⁻¹ .dia ⁻¹).....	71
Tabela 6	Análise Kruskal-Wallis sobre o efeito do tipo de cobertura do solo sobre as variáveis: C.E (μS.cm ⁻¹), nitrato (μM), nitrito (μM) e amônio (μM) da solução do solo durante o período estudado.....	74
Tabela 7	Medianas e percentis 25 e 75 das variáveis: condutividade elétrica (C.E.; μS.cm ⁻¹), nitrato (μM), amônio (μM), nitrito (μM) e nitrogênio inorgânico dissolvido (NID; μM) na solução do solo nos quatro locais analisados no período do estudo. As letras indicam quais locais diferiram entre si para cada variável testada.....	74
Tabela 8	Análise Kruskal-Wallis sobre o efeito do período sobre as variáveis: condutividade elétrica (C.E.; μS.cm ⁻¹), nitrato (μM), nitrito (μM) e amônio (μM) da solução do solo.....	75
Tabela 9	Análise Kruskal-Wallis sobre o efeito da ordem dos ribeirões Cachoeira e Caxambu sobre as variáveis físico-químicas: temperatura (°C), condutividade elétrica (C.E.; μS. cm ⁻¹), oxigênio dissolvido (mg.L ⁻¹), pH, nitrato (μM), amônio (μM) e NID (μM) durante o período de estudo.....	79
Tabela 10	Mediana e percentis 25 e 75 das variáveis: temperatura (°C), condutividade elétrica (C.E.; μS. cm ⁻¹), oxigênio dissolvido (mg.L ⁻¹), pH, nitrato (μM), amônio (μM) e NID (μM) durante o período de estudo para os dois ribeirões estudados.....	79
Tabela 11	Análise Kruskal-Wallis sobre o efeito do período sobre as variáveis: nitrato (μM), amônio (μM) e nitrogênio inorgânico dissolvido (NID; μM) para cada um dos ribeirões estudados.....	81
Tabela 12	Análise de variância sobre o efeito da ordem do ribeirão Caxambu sobre os fluxos normalizados pela área (mg.dia ⁻¹ .ha ⁻¹) das variáveis N-nitrato e N-amônio durante o período do estudo.....	82
Tabela 13	Matriz de correlação de Spearman para as variáveis: sulfato, nitrato, amônio, magnésio e cálcio em μM.....	83

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	15
1.1. HIPÓTESE.....	18
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	19
2.1. NITROGÊNIO	19
2.1.1. <i>Processos de transformação de nitrogênio no solo</i>	22
2.1.2. <i>Avaliação das fontes e sumidouros de nitrogênio</i>	25
2.2. SISTEMA RIPÁRIO.....	27
2.2.1. <i>Funções desempenhadas pelo sistema ripário</i>	27
2.2.2. <i>Nomenclatura de floresta ripária</i>	30
2.3. FLORESTA RIPÁRIA NO ESTADO DE SÃO PAULO.....	32
2.4. CONTAMINAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS.....	34
2.5. RESTAURAÇÃO DE RIOS: MONITORAMENTO E DIFICULDADES	35
3. MATERIAL E MÉTODOS	38
3.1. ÁREA DE ESTUDO.....	38
3.1.1. <i>Descrição geológica e pedológica</i>	42
3.1.2. <i>Descrição climatológica</i>	43
3.2. DESENHO EXPERIMENTAL.....	44
3.2.1. <i>Local de amostragem</i>	44
3.2.2. <i>Frequência de amostragem</i>	49
3.3. MÉTODOS ANALÍTICOS	51
3.3.1. <i>Solo</i>	51
3.3.2. <i>Solução do solo</i>	58
3.3.3. <i>Água do ribeirão</i>	62
3.3.4. <i>Análise estatística</i>	65
4. RESULTADOS	67
4.1. PROCESSOS DE TRANSFORMAÇÃO DE NITROGÊNIO NO SOLO	67
4.2. CONCENTRAÇÃO DE NITROGÊNIO NA SOLUÇÃO DO SOLO.....	72
4.3. ÁGUA DO RIBEIRÃO	76
5. DISCUSSÃO	84
5.1. DINÂMICA DO NITROGÊNIO NO SOLO	84
5.2. NITROGÊNIO NO RIBEIRÃO CAXAMBU	92
6. CONCLUSÃO.....	97
REFERÊNCIAS	99
APÊNDICES.....	114

1. INTRODUÇÃO

O nitrogênio é um elemento essencial à vida, porém em concentrações excessivas pode se tornar um poluente importante. A agricultura, incluindo fixação biológica e fertilização nitrogenada, e o uso de combustíveis fósseis (GALLOWAY, et al., 2008) têm sido apontados como os principais responsáveis pelas alterações no ciclo do nitrogênio observadas nas últimas décadas em escalas locais, regionais e globais (GALLOWAY et al., 2003; GALLOWAY et al., 2008). Com relação aos ambientes aquáticos, dentre os principais danos causados pelo excesso de nitrogênio em águas destacam-se: a perda de biodiversidade (VITOUSEK et al., 1997) e a eutrofização (RABALAIS, 2002). Além de causar danos ambientais, o excesso de nitrogênio em águas, na forma de nitrato, tem sido responsável pela incidência de câncer do trato gástrico (CANTOR, 1997).

A água é vital. No que tange às atividades humanas ela foi, é e sempre será essencial para o desenvolvimento das atividades sociais e econômicas, de tal forma que a demanda hídrica só tende a aumentar (POSTEL; DAILY; EHRLICH, 1996), concomitantemente, ao crescimento populacional e a utilização dos recursos (BROWN, 1995). No entanto, trata-se de um recurso natural limitado, o qual vem sendo degradado gradativamente, especialmente em função de seu uso excessivo e de fontes de poluição (pontuais e difusas) (DODDS, 2000). Já existem muitas regiões no mundo com problema de falta de água (UNESCO, 2006). No Brasil, apesar de ser um país que apresenta índices adequados de oferta hídrica (UNESCO, 2006), as regiões com elevada densidade populacional e altamente industrializadas já enfrentam problemas de escassez de água (MARTINELLI et al., 2002; GROPPPO et al., 2006; SERRA, 2007).

A restauração de riachos tem se tornando uma prática de manejo altamente difundida, visando dentre outros aspectos, reduzir o aporte excessivo de nitrogênio à ambientes aquáticos

(CARPENPET et al., 2004; BERNHARDT et al., 2005; CRAIG et al., 2008). Em países como os Estados Unidos, a recuperação das vegetações ripárias é a atividade mais utilizada quando se objetiva melhorar a qualidade da água de um rio (BERNHARDT et al., 2005), tendo em vista que as florestas ripárias atuam na remoção de nitrogênio do solo, contribuindo, significativamente, para a atenuação do aporte desse elemento aos ambientes aquáticos (PETERJOHN; CORRELL, 1984; LOWRANCE et al., 1985; DAVIDSON; SWANK, 1986, PINAY; ROQUES; FABRE, 1993; GROFFMAN; CRAWFORD, 2003).

No Brasil, a recuperação de vegetação ripária, especialmente de florestas ripárias, tem sido amplamente incentivada e implementada por diferentes setores da sociedade, desde órgãos públicos (Programa Matas Ciliares do Governo do Estado de São Paulo) a empresas privadas (Programa Água das Florestas – Instituto Coca-Cola Brasil) com o intuito de restaurar ambientes degradados, incluindo rios e riachos. No entanto, pouco esforço tem sido direcionado ao monitoramento dessas ações no que tange aos seus efeitos sobre a dinâmica do nitrogênio nos solos de zonas ripárias e, conseqüentemente, o seu efeito sobre a qualidade hídrica.

Existe uma lacuna entre a transformação do conhecimento científico em aplicações práticas no âmbito dos estudos ambientais (PALMER; BERNHARDT, 2006; MAYANNA; NOBRE, 2007; NOBRE; MAYANNA; OMETTO, 2008). No que tange as funções de florestas ripárias como mantenedoras da qualidade hídrica no Brasil essa lacuna é reforçada pelo fato de estudos sobre a função de vegetações ripárias ter se concentrado em países de clima temperado. Maior é a dificuldade quando se tem um cenário de elevada degradação de florestas ripárias, como é o caso do Estado de São Paulo, onde pequenos fragmentos de floresta ripária estão dispersos em meio à paisagem agrícola (SMA, 2008). A aplicação de conhecimentos biogeoquímicos científicos às bacias hidrográficas significativamente afastadas de suas condições naturais também é dificultada, pois esse tipo de paisagem não é

incluído aos estudos tradicionais sobre ciclagem de nutrientes. Paradoxalmente, esses tipos de ambientes são os que estão se tornando cada vez mais comuns, especialmente, em regiões metropolitanas de países em desenvolvimento, onde o problema de escassez hídrica já é uma realidade e que, portanto, demandam orientações científicas aplicadas as suas condições.

Nesse contexto, o entendimento sobre o papel das florestas ripárias como modulador da dinâmica do nitrogênio no solo em bacias hidrográficas com a cobertura natural alterada e seu conseqüente aporte ao corpo hídrico é fundamental para ampliar o conhecimento científico sobre as funções desempenhadas por este tipo de vegetação em áreas tropicais, onde mudanças de uso do solo são freqüentes. Além disso, esse conhecimento é importante para o avanço dos planos de manejo e monitoramento hídrico que lidam com as mais diferenciadas situações de uso da terra. Estudos nesse sentido permitem o desenvolvimento de estratégias de recuperação de ambientes aquáticos tropicais respaldadas em bases científicas sólidas, de tal forma que o re-estabelecimento das funções ecológicas do ecossistema funcione na manutenção e preservação da qualidade da água.

Assim, o objetivo do presente trabalho é investigar se existe mudança de comportamento dos processos que regulam a dinâmica do nitrogênio no solo em paisagens alteradas, com ênfase no papel desempenhado pela floresta ripária, bem como contextualizar a qualidade da água em termos de nitrogênio dos ribeirões que drenam essas paisagens.

Compararam-se usos do solo contrastantes entre trechos de ribeirões que drenam áreas de pastagem, na qual a pastagem foi mantida na zona ripária e que drenam áreas agrícolas onde a vegetação ripária original foi mantida.

1.1. HIPÓTESE

O objetivo apresentado foi baseado na seguinte hipótese:

A quantidade de nitrogênio na solução do solo de vertentes topográficas agropastoris deve diminuir ao passar pela zona ripária. Essa redução é causada pela conversão do nitrogênio para formas gasosas através do processo de desnitrificação quando este atinge as zonas ripárias, tendo em vista que as condições físicas neste ambiente favorecem a desnitrificação, especialmente quando esta se encontra sob cobertura florestal.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. NITROGÊNIO

O nitrogênio é 7º elemento químico da tabela periódica, apresentando número atômico 7 e massa atômica de 14,00674 μ . Estima-se que o nitrogênio seja o quinto elemento químico mais abundante por massa do universo (TRIMBLE, 1996). No planeta Terra a massa de nitrogênio totaliza 4×10^{21} gramas, o que corresponde a massa de carbono, fósforo, oxigênio e enxofre somadas (MACKENZIE, 1998¹ apud GALLOWAY et al., 2003). É o quarto elemento químico essencial à vida em termos da concentração requerida (BERNER; BERNER, 1987), pois constitui os aminoácidos (monômeros das proteínas) e ácidos nucleicos (DNA e RNA) nos seres vivos, está presente nos neurotransmissores e também é componente de alcalóides, que são moléculas biológicas.

Embora o nitrogênio seja o elemento mais abundante na atmosfera, hidrosfera e biosfera terrestre, é o elemento menos prontamente disponível à biota; 99% do nitrogênio não está disponível para 99% dos seres vivos (GALLOWAY et al., 2003). Aproximadamente 78% do total do ar atmosférico é constituído por nitrogênio. Na atmosfera, esse elemento encontra-se no estado inerte que é o estado molecular (N_2), não biologicamente disponível, devido a sua forte tripla ligação. O N_2 deve ser transformado às formas biologicamente assimiláveis (nitrogênio reativo) para que se torne disponível aos seres vivos.

Os componentes de nitrogênio na natureza podem ser divididos em dois grupos: não reativo e reativo. A forma não reativa é a forma diatômica do nitrogênio (N_2) e as formas reativas incluem todas as formas de nitrogênio ativo biologicamente, fotossinteticamente e radioativamente. O nitrogênio reativo pode ser subdividido em (i) componentes inorgânicos reduzidos (amônia (NH_3), amônio (NH_4^+)) e componentes inorgânicos oxidados (óxido de

¹ MACKENZIE, F.T. **Our changing planet**: an introduction to Earth system science and global environmental change. 2. ed. Upper Saddle River – NJ: Prentice-Hall, 1998.

nitrogênio (NO_x), ácido nítrico (HNO_3), óxido nitroso (N_2O) e nitrato (NO_3^-) e (ii) componentes orgânicos que são a uréia, aminas, aminoácidos, proteínas e ácidos nucleicos.

No ambiente natural, considerando um ciclo simples, ou seja, somente entrada e saída, o nitrogênio reativo só pode ser produzido de duas maneiras, por descargas elétricas e por fixação biológica² (FBN) (GALLOWAY et al., 2003). No ambiente pré-humano, o nitrogênio reativo voltaria à atmosfera através do processo de desnitrificação. Dado que as taxas de fixação biológica e desnitrificação eram equivalentes, não havia acúmulo de nitrogênio reativo nos diferentes ecossistemas terrestres e aquáticos (AYRES; SCHLESINGER; SOCOLOW, 1994).

No entanto, esse estado de equilíbrio não mais está sendo mantido. O nitrogênio reativo está se acumulando no ecossistema em escalas locais, regionais e globais (GALLOWAY et al., 1995). Esse desequilíbrio tem como três causas principais: (i) aumento do cultivo de plantas fixadoras de nitrogênio, tais como soja, arroz e feijão, que convertem N_2 a N orgânico; (ii) queima de combustíveis fósseis que produz NO_x ; e (iii) processo Haber-Bosch³, o qual converte N_2 a amônia (HASTINGS; JARVIS; STEING, 2009; GALLOWAY et al., 2003).

Estima-se que, entre os anos de 1860 e 2050, a geração de nitrogênio reativo por fontes antrópicas deve aumentar de 262 $\text{TgN}\cdot\text{ano}^{-1}$ para 492 $\text{TgN}\cdot\text{ano}^{-1}$, respectivamente (GALLOWAY et al., 2004). Globalmente, a FBN pela agricultura contribuía com 15 $\text{TgN}\cdot\text{ano}^{-1}$ em 1869 e passou a contribuir com 31,5 $\text{TgN}\cdot\text{ano}^{-1}$ no início dos anos 1990; a queima de combustíveis fósseis que contribuía também com 15 $\text{TgN}\cdot\text{ano}^{-1}$ em 1860 passou a contribuir com 156 $\text{TgN}\cdot\text{ano}^{-1}$ no início dos anos 1990 (GALLOWAY et al., 2004).

² Fixação biológica de nitrogênio é um processo biológico realizado por microorganismos (*Rhizobium*, *Bradyrhizobium* e *Azorhizobium*) através de enzimas do tipo nitrogenase.

³ Processo Haber-Bosch desenvolvido por Fritz Haber e Carl Bosch no início dos anos 1900 que transforma o N_2 na atmosfera em amônia (NH_3) através de altas pressões e altas temperaturas.

No Brasil, segundo Filoso et al. (2006), no ano de 2002 a principal fonte de entrada de nitrogênio foi a FBN ($6.136 \text{ kg.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$), sendo 52% correspondente a FBN natural, dos quais 67% relativos somente à Amazônia. Os outros 48% são correspondentes a FBN antrópica, oriunda da agricultura. Os mesmos autores apontam ainda que, embora a FBN corresponda a um terço das entradas de nitrogênio no Brasil, nas áreas mais desenvolvidas do país como o Estado do São Paulo, as entradas por fertilizantes ($1.210 \text{ kg.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$) e por queima de combustíveis fósseis já são relativamente altas.

Embora o uso de fertilizantes tenha resultado no aumento da produtividade e conseqüente melhoria da qualidade nutricional da população (SMIL, 2002), ele trouxe uma série malefícios. À saúde humana podem se destacar problemas cardíacos e respiratórios, dada a exposição a altas concentrações de ozônio, partículas finas e óxidos de nitrogênio (WOLFE; PATZ, 2002) e também cânceres do trato gástrico em função das altas concentrações de nitrato em águas de beber (CANTOR, 1997).

Dentre os problemas ambientais causados pelo aumento do nitrogênio reativo na Terra, destacam-se: (i) perda de biodiversidade em ambientes terrestres e aquáticos pela entrada de altas concentrações de nitrogênio reativo ao ecossistema (VITOUSEK et al., 1997; RABALAIS, 2002 e MATSON; LOHSE; HALL, 2002); (ii) mudança de abundância de organismos benéficos do solo que regulam funções do ecossistema (MATSON; LOHSE; HALL, 2002); (iii) aumento da deposição atmosférica de NO_x pela queima de combustíveis fósseis e de NH_x da agricultura animal que, freqüentemente, levam a acidificação de florestas, solos e ecossistemas de água doce (RABALAIS, 2002 e MATSON; LOHSE; HALL, 2002; FORTI et al., 2007; RANZINI et al., 2007); (iv) saturação de nitrogênio reativo de solos em ambientes terrestres aumenta a exportação de nitrogênio reativo para ambientes aquáticos (MATSON; LOHSE; HALL, 2002), resultando em eutrofização e, em alguns casos, em *hypoxia*, em ambientes costeiros (RABALAIS, 2002).

2.1.1. PROCESSOS DE TRANSFORMAÇÃO DE NITROGÊNIO NO SOLO

No solo o nitrogênio sofre uma série de transformações (ciclo terrestre do nitrogênio) (Figura 1).

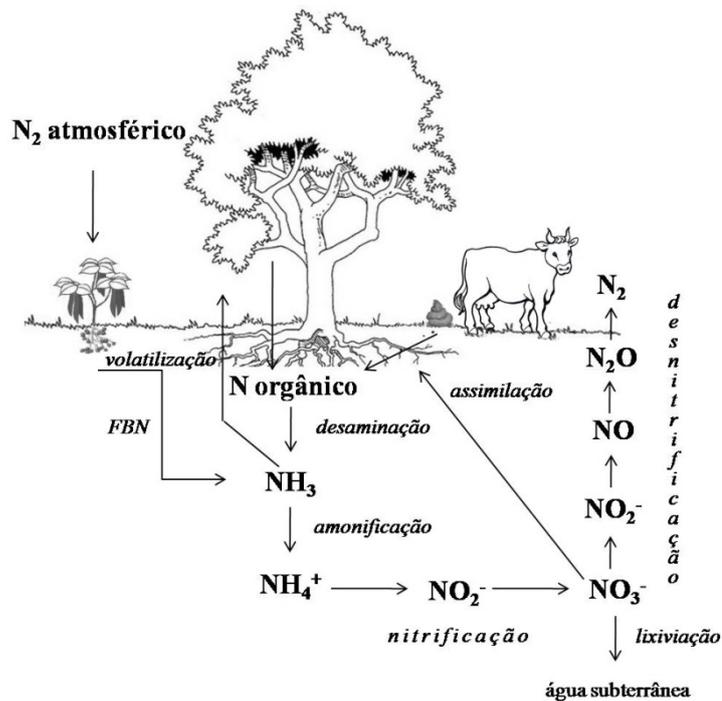


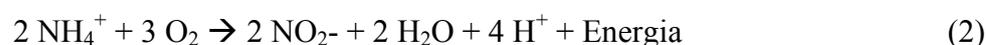
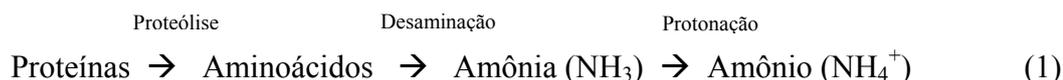
Figura 1. Representação esquemática do ciclo do nitrogênio na biosfera

O ciclo inicia-se com a mineralização. A mineralização é o processo de transformação de nitrogênio orgânico a nitrogênio mineral (amônia e nitrato). É realizada por organismos heterotróficos do solo, os quais utilizam os compostos orgânicos como fonte de energia para quebrar as ligações protéicas. A molécula de proteína é inicialmente quebrada através de proteólise (aminização) e que resulta em moléculas de aminoácidos. Essas moléculas de aminoácidos sofrem desaminação que é a retirada de um radical amina da molécula de aminoácido e resulta em moléculas de amônia (Equação 1). A desaminação ocorre preferencialmente em temperaturas entre 5 a 40°C, com umidade variando de 50 a 100% da capacidade de retenção do solo. Em meio ácido, a amônia sofre protonação ou amonificação

(adição de um próton – H^+ , oriundos da desorção de H^+ dos colóides) e resulta na formação de moléculas de amônio. A transformação da amônia a amônio resulta em elevação do pH do solo, dado a retirada de íons H^+ do solo. Os microorganismos envolvidos ao processo de amonificação são bactérias aeróbias facultativas e algumas anaeróbias estritas (*Pseudomonas* sp.; *Bacillus* sp.; *Clostridium* sp. etc); fungos (*Alternaria* sp.; *Aspergillus* sp.; *Mucos* sp.; *Penicillium* sp.; *Rhizopus* sp. etc.) e actinomicetos.

O amônio é então nitrificado até a forma de nitrato. O processo de nitrificação tem duas fases. Na primeira, ocorre a transformação do amônio a nitrito. É um processo realizado por bactérias autotróficas obrigatórias, conhecidas como *Nitrosomonas* (do gênero *Nitrisimonas*, *Nitrisospira* e *Nitrosococcus*), que altera o estado de oxidação do nitrogênio de 3- para 5+ (Equação 2). Na segunda fase da nitrificação ocorre a oxidação de nitrito a nitrato (Equação 3). As bactérias envolvidas nesse processo também são autotróficas obrigatórias denominadas de *Nitrobacter*. A nitrificação é favorecida por temperaturas entre 30 a 25°C, umidade de 50 a 70% da capacidade de campo e pH de 6,6 a 8,0. A nitrificação libera íons H^+ , resultando na acidificação do solo quando fertilizantes orgânicos e amoniacais são convertidos a nitrato (TISDALE; NELSON, 1970⁴ apud SAHRAWAT, 2008).

Organismos heterotróficos também realizam nitrificação, no entanto em taxas mais baixas do que as realizadas por autotróficos (SAHRAWAT, 2008).



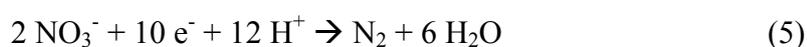
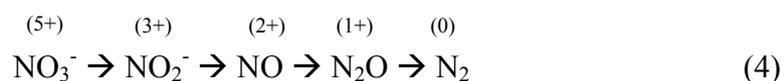
⁴ TISDALE, S. L.; NELSON, W. L. *Soil fertility and fertilizers*. 2. ed. New York: The Macmillan Co., 1970.



Durante o processo de oxidação do amônio e do nitrito pode haver pequena produção de N_2O e NO por dismutação química do nitroxil (N-OH) ou por ação de redutase de nitrito (BREMNER, 1997; DAVIDSON et al., 2000) (Figura 2).

A saída do nitrogênio inorgânico do sistema terrestre ocorre através da desnitrificação, volatilização e lixiviação. Segundo Galloway et al. (2003) 80% das perdas de nitrogênio do sistema terrestre ocorrem através de formas gasosas.

A desnitrificação é o processo respiratório de bactérias que reduz as formas oxidadas de nitrogênio para formas gasosas de nitrogênio. O NO_3^- funciona como substituto ao acceptor de elétrons terminal. Ou seja, há doação de elétrons pela bactéria para a molécula de nitrato durante a respiração celular, resultando na liberação de energia (Equação 4 e Equação 5). Os principais microorganismos envolvidos na desnitrificação são as bactérias heterotróficas *Pseudomonas*; *Paracoccus denitrificans* e as bactérias autotróficas *Thiohacillus denitrificans*. A desnitrificação do nitrato é favorecida por condições anaeróbias, temperatura variando a 30°C e pH entre 6 e 8.



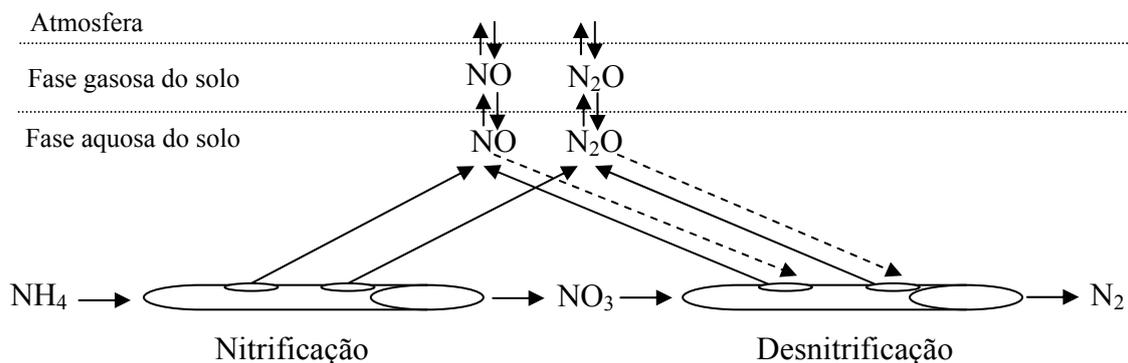


Figura 2. Diagrama *hole-in-the pipe* sobre a produção de NO e N_2O pelos processos de nitrificação e desnitrificação

Fonte: Adaptado de Davison et al. (2000).

O produto final da nitrificação e da desnitrificação vai depender, principalmente do conteúdo de água presente no solo, como demonstrado por Verchot et al. (1999) e do pH. Como demonstrado por esses autores, em condições intermediárias de umidade a nitrificação deve dominar e o produto final tenderá a ser o NO. Já, em condições de levada umidade, com a redução da quantidade de oxigênio no solo, haverá o predomínio da desnitrificação, com emissão de N_2O . No somatório de nitrificação e desnitrificação, os solos de florestas ripárias, parecem mais propícios para retirar nitrogênio do solo (CORRELL, 1997).

2.1.2. AVALIAÇÃO DAS FONTES E SUMIDOUROS DE NITROGÊNIO

Para avaliar o comportamento do nitrogênio nos ecossistemas há a necessidade de se determinar quais sistemas atuam como fontes ou sumidouros de nitrogênio, bem como se deve considerar como as diferentes formas de nitrogênio estão se movendo entre os ecossistemas (GROFFMAN, 2000).

Locais tipo fonte de nitrogênio são aqueles que inerentemente são ricos em nitrogênio e/ou que são fertilizados e/ou que são lavouras com espécies fixadoras de nitrogênio

(GALLOWAY, 1995) e/ou apresentam alto grau de distúrbio (BORMANN; LIKENS, 1979). Locais tipo sumidouro apresentam condições favoráveis para a ocorrência dos processos que retiram nitrogênio do sistema terrestre.

Um potencial sumidouro somente desempenhará essa função se estiver localizado em uma posição da paisagem favorável ao recebimento de nitrogênio oriundo de locais tipo fonte. A capacidade de transmitir nitrogênio à atmosfera é uma das formas determinantes para a identificação dos sumidouros (GROFFMAN, 2000).

As variáveis do solo que mais influenciam o potencial de um local em transmitir nitrogênio para a atmosfera são a cobertura e o pH (GROFFMAN, 2000). A cobertura do solo influencia o potencial de um local ser afetado por vento e erosão. E solos com $\text{pH} > 8,0$ tem alto potencial em volatilizar o nitrogênio, enquanto solos com $\text{pH} < 5,0$ apresentam potencial para produzir N_2O e NO (FIRESTONE; DAVIDSON, 1989⁵ apud GROFFMAN, 2000).

A justaposição das fontes e dos sumidouros de nitrogênio na paisagem é claramente o maior determinante dos fluxos de nitrogênio no sistema terrestre. Isso explica porque as florestas ripárias têm sido objeto de estudo no controle das saídas de nitrogênio de bacias hidrográficas agrícolas (LOWRANCE et al., 1984; PETERJOHN; CORRELL, 1984; OSBORNE; KOVARIC, 1993). A presença de um ecossistema com alto potencial para atuar como sumidouro, em uma posição para absorver o nitrogênio que está se movendo a partir da encosta, tem um grande impacto sobre a saída do nitrogênio da bacia hidrográfica.

⁵ FIRESTONE, M.K.; DAVIDSON, E.A. Microbiological basis of NO and N_2O production and consumption in soil. In: ANDREAR, M.O.; SCHIMEL, D.S. (Ed.). **Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere**. Chichester: John Wiley and Sons, 1996.

2.2. SISTEMA RIPÁRIO

A floresta ripária ocupa uma das áreas mais dinâmicas da paisagem em termos hidrológicos, ecológicos e geomorfológicos (LIMA; ZAKIA, 2001).

A palavra ripária é oriunda da palavra *riparius* do latim que significa “pertencente ao dique de um rio” (“of for belonging to the bank of a river”)⁶.

Dado a sua posição na paisagem de uma bacia hidrográfica, os sistemas ripários integram interações entre componentes de ambientes aquáticos e terrestres (GRIMM et al., 2003). São ambientes caracterizados por fortes regimes energéticos, substancial heterogeneidade de habitats, diversidade de processos ecológicos e gradientes multidimensionais (NAIMAN; LATTERELL, 2005; NAIMAN et al., 2002; PINAY; CLÉMENT; NAIMAN, 2002; PINAY; ROQUES; FABRE, 1993). São também locais de alta concentração de biodiversidade em escalas regionais e continentais (NAIMAN; DÉCAMPS; POLLOCK, 1993). E podem apresentar características biogeoquímicas próprias (McCLAIN et al., 2003).

2.2.1. FUNÇÕES DESEMPENHADAS PELO SISTEMA RIPÁRIO

As zonas ripárias desempenham uma variedade de funções, incluindo: (i) filtração física da água, como remoção de sedimento (COOPER et al., 1987); (ii) retenção, transformação e liberação de nutrientes (LOWRANCE; TODD; ASMUSEN, 1984; COOPER; GILLIAM, 1987; TRISKA et al., 1989; McDOWELL; BOWDEN; ASBURY, 1992; OSBORNE; KOVACIC, 1993; McCLAIN; RICHEY; PIMENTEL, 1994; WILLIAMS; FISHER; MELACK, 1997; NEILL et al., 2006a); (iii) regulação da luz e condições térmicas nos rios (HILL; DIMICK, 2002; KIFFNEY; RICHARDSON; BULL, 2004; BOOTHROYD

⁶ Webster's New Universal Unabridged Dictionary, 2003.

et al., 2004); (iv) provisão de energia e matéria para consumidores aquáticos (MINSHALL, 1967; CUMMINS et al., 1989, AFONSO; HENRY; RODELLA, 2000); e (vi) provisão de corredores para dispersão de plantas e animais (NAIMAN; DÉCAMPS; POLLOCK, 1993; GREGORY et al., 1991; KEUROGHLIAN; EATON, 2008).

Para a maioria desses processos há carência de padronização da metodologia de acesso e/ou não são rotineiramente medidos (MINSHALL; RUGENSKI, 2007).

Os estudos sobre a influência de zonas ripárias sobre a qualidade hídrica tiveram um crescimento exponencial a partir da década de 1970. Nessa década, a média de publicação foi de 2,5 artigos por ano, ao passo que subiu para 35 artigos por ano na década de 1990 (CORRELL, 1997). Esses estudos se concentraram em países de clima de temperado, com pequena participação de estudos em regiões tropicais, cujas contribuições originaram-se na Nova Zelândia. Porém, mesmo com esse expressivo aumento no número de publicações, Correll (1997) diz que a ciência ainda está longe de ter um conhecimento adequado sobre o efeito das zonas ripárias na qualidade da água.

No Brasil, estudos sobre o papel de zonas ripárias tiveram início com McDowell; Bowden; Asbury (1992), McClain; Richey; Pimentel (1994) e Williams; Fisher; Melack (1997) ao longo da década de 1990 e pouca evolução foi observada após esses estudos na Amazônia, podendo-se destacar Neill et al., (2006a); Parron (2004).

2.2.1.1. MECANISMOS DE REMOÇÃO E TRANSFORMAÇÃO DO NITRATO EM ZONAS RIPÁRIAS

Os mecanismos que têm sido pontuados como responsáveis pelas reduções de nitrato observadas pelos estudos citados anteriormente incluem desnitrificação, assimilação e

retenção de nitrogênio pela vegetação e transformação do amônio e nitrogênio orgânico seguida pela retenção em solos de zonas ripárias (CORRELL, 1997).

A desnitrificação muitas vezes é apontada como sendo o mecanismo primário de retenção de nitrato. No entanto devido ao fato desse mecanismo apresentar elevada variabilidade temporal e espacial (GROFFMAN et al., 2006) há dificuldade de se determinar precisamente os fluxos de gases de nitrogênio oriundos desse processo. Medições da desnitrificação através de incubações em laboratório têm sido amplamente utilizadas em estudos em zonas ripárias (GROFFMAN et al., 1992; GROFFMAN et al., 2001; GROFFMAN; CRAWFORD, 2003; GARDNER, 2008).

A maioria dos estudos indica que a desnitrificação em zonas ripária ocorrem nos primeiros centímetros do solo. Em função disso, as condições físicas em zonas mais profundas do solo que incluem baixa temperatura, baixo pH e baixa concentração de matéria orgânica, levaram Fail et al. (1986) a concluir que a assimilação pela vegetação seria importante para a retirada nitrato do solo. Posteriormente, foi verificado que a assimilação conjuntamente ao armazenamento na biomassa seria um importante mecanismo de retirada de nitrogênio do sistema (PETERJOHN; CORRELL, 1984; BEARE; LOWRANCE; MEYER, 1994; EVANYLO, 1994).

Mas o nitrogênio oriundo da água subterrânea contido na biomassa somente representava 30% advindo da encosta, o que não seria suficiente para explicar a redução total de nitrato em zonas ripárias (CORRELL, 1997). O que sugere que o “bio-armazenamento” somado a ciclagem interna do nitrogênio no solo da floresta ripária seria importante para o resultado final da remoção do nitrato em florestas ripárias (CORRELL, 1997).

Desta forma, a assimilação pela floresta poderia ser o mecanismo primário da remoção de nitrogênio do sistema terrestre durante a fase de crescimento das plantas e o fluxo de

nitrogênio orgânico depositado ao solo da floresta como serrapilheira poderia ser gradualmente mineralizado e desnitrificado na superfície do solo (CORRELL, 1997).

A desnitrificação é dependente de baixos potenciais de oxi-redução (CORRELL, 1997). Em função disso, bem como pelo fato da desnitrificação ser bastante variável temporal e espacialmente, dada a sua dependência de condições muito particulares para a sua ocorrência (ausência de O₂, nitrato e carbono em concentrações não limitantes). A desnitrificação deve estar associada a períodos curtos entre eventos de chuva ou ser um fenômeno sazonal. O que sugere que uma combinação de processos, nitrificação e desnitrificação, seria responsável pela remoção do nitrato do sistema terrestre (CORRELL, 1997).

2.2.2. NOMENCLATURA DE FLORESTA RIPÁRIA

No Brasil, muitos são os termos utilizados para denominar as vegetações, que margeiam corpos hídricos (RODRIGUES, 2001). Porém, eles não refletem a complexidade ecológica associada a essas vegetações (NAIMAN; DÉCAMPS; MCCLAIN, 2005; AB'SABER, 2001; RODRIGUES, 2001). Dentre os termos populares destacam-se, floresta e/ou mata ripária, de galeria, de brejo, de várzea, aluvial etc. Rodrigues (2001) afirma que a característica fisionômica por si só não expressa as características edáficas, climáticas, de relevo etc. do ecossistema ribeirinho e também não garante a sua representação na composição florística da maioria dos tipos vegetacionais ribeirinhos.

O Código Florestal também é um determinante da designação dada às vegetações que margeiam corpos hídricos. O termo Área de Preservação Permanente (APP) tem sido erroneamente empregado para designar florestas ripárias (MANFRINATO et al., 2005).

Segundo a Lei 4771/65 (BRASIL, 1965, grifo nosso) que estabelece APP em seu Artigo primeiro Parágrafo segundo Alínea II:

[...] II - área de preservação permanente: área protegida nos termos dos arts. 2º e 3º desta Lei, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas;

[...]

E ainda, especificam as APP como:

[...]

a) ao longo dos rios ou de qualquer curso d'água desde o seu nível mais alto em faixa marginal cuja largura mínima será:

1 - de 30 (trinta) metros para os cursos d'água de menos de 10 (dez) metros de largura;

2 - de 50 (cinquenta) metros para os cursos d'água que tenham de 10 (dez) a 50 (cinquenta) metros de largura;

3 - de 100 (cem) metros para os cursos d'água que tenham de 50 (cinquenta) a 200 (duzentos) metros de largura;

4 - de 200 (duzentos) metros para os cursos d'água que tenham de 200 (duzentos) a 600 (seiscentos) metros de largura;

5 - de 500 (quinhentos) metros para os cursos d'água que tenham largura superior a 600 (seiscentos) metros;

b) ao redor das lagoas, lagos ou reservatórios d'água naturais ou artificiais; c) nas nascentes, ainda que intermitentes e nos chamados "olhos d'água", qualquer que seja a sua situação topográfica, num raio mínimo de 50 (cinquenta) metros de largura;

[...]

Assim, o Código Florestal, através do emprego do termo APP faz uma delimitação genérica do tamanho da zona ripária em corpos hídricos, sem considerar as complexidades geomorfológicas, hidrológicas e ecológicas associadas aos diferentes tipos de zona ripária que podem existir ao longo dos diversos corpos hídricos.

2.3. FLORESTA RIPÁRIA NO ESTADO DE SÃO PAULO

O histórico de degradação de florestas ripárias no Estado de São Paulo está atrelado ao contexto de uso e ocupação do solo brasileiro.

Desde a instalação dos primeiros povos na porção referente à floresta Atlântica na América do Sul (DEAN, 1996), sucessivos ciclos produtivos (pau-brasil, ouro, café, cana-de-açúcar) e de desenvolvimento socioeconômico, ora utilizando matéria prima da floresta ora estabelecendo cidade, fizeram com que a floresta Atlântica fosse reduzida a menos de 10% de sua abrangência original (DEAN, 1996; BRASIL, 2002; Figura 3). Os fragmentos florestais atlânticos de hoje, podem ser meramente florestas secundárias avançadas, não havendo quase nenhuma floresta Atlântica primária (DEAN, 1996).



Figura 3. Distribuição original da Floresta Atlântica em antes de 1500 e a sua distribuição nos anos 1990. Pequenos fragmentos não estão representados no mapa

Fonte: adaptado de Morellato e Haddad (2000).

Atualmente, 110 milhões de pessoas vivem em mais de 3000 cidades instaladas em regiões desmatadas de floresta Atlântica (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2009). Originalmente, o Estado de São Paulo apresentava 82% de sua área coberta por floresta Atlântica (VICTOR, 1977). Atualmente, existem somente 12% do Estado coberto por floresta (KRONKA et al., 2003).

A alteração da cobertura do solo no Estado de São Paulo incluiu as regiões de florestas ripárias que, por se tratarem de áreas adjacentes a cursos d'água, foram vetores primários das primeiras ocupações humanas (DEAN, 1996). A partir do século XX, as pressões mais intensas para o desmatamento dessas florestas ripárias estavam ligadas à expansão agrícola, à implantação de agroindústrias e à construção de grandes empreendimentos, especialmente, usinas hidrelétricas (BARBOSA, 1989; DÉCAMPS; NAIMAN, 1990; JOLY, 1994; BARBOSA; ASPERTI; SANTOS, 1997). No caso das áreas mais populosas do Brasil, as florestas ripárias foram reduzidas drasticamente e, quando presentes, encontram-se normalmente bastante perturbadas (BARBOSA, 2001).

Dos 248.209.426 km² da área do Estado de São Paulo, 1,7% são florestas ripárias (SMA, 2008). A maior concentração dessas vegetações ripárias está nas áreas de maior declividade, na Serra do Mar e nas unidades de conservação administradas pelo Governo do Estado (SÃO PAULO, 2004). Atualmente, existem no Estado de São Paulo, aproximadamente, um milhão de hectares de floresta ripária desmatados (SMA, 2008).

Um exemplo do desmatamento das florestas ripárias no Estado de São Paulo é o estudo que, através de georeferenciamento, verificou que em sete bacias do Estado de São Paulo o total de zonas tampão de 30 m margeando os rios é igual a 6,236 km², o que corresponde a 7% da soma total das sete bacias (88,322 km²). Desses 6.236 km² somente 25%

encontram-se cobertos por vegetação ripária, sendo a pastagem a vegetação predominante (SILVA et al., 2007).

2.4. CONTAMINAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS

A água é o primeiro recurso de sobrevivência. A sua disponibilidade é um componente essencial no desenvolvimento socioeconômico (UNESCO, 2006). A escassez de água é causada por dois fatores essenciais: consumo e contaminação (DODDS, 2000).

A contaminação dos recursos hídricos ocorre por fontes pontuais e difusas de poluição e através da precipitação. As fontes pontuais são aquelas lançadas diretamente em águas superficiais como esgoto doméstico e industrial, fossas sépticas, depósitos de lixo e dejetos de animais. As fontes difusas são resultado do escoamento superficial e vazamentos das áreas rurais e urbanas. As contaminações por chuva, resultado da poluição atmosférica, seguem diretamente a rios e lago.

O maior contaminante de águas no Brasil é ainda o esgoto doméstico. Em 2000, 80% do volume de esgoto gerado no Brasil foi lançado *in natura* para os rios (IBGE, 2000).

No Estado de São Paulo onde a maior parte do esgoto também não é tratado, Martinelli et al. (1999); Martinelli et al. (2002) e Groppo et al. (2008) verificaram que o esgoto não tratado é a causa principal das alterações observadas na qualidade da água de diversas bacias no Estado de São Paulo.

Embora em menor escala comparativamente a países desenvolvidos, a poluição difusa no Brasil já tem alterado a qualidade hídrica. Silva et al. (2007) verificaram em microbacias hidrográficas do Estado de São Paulo que a cultura da cana de açúcar é um importante fator de modificação da química da água de corpos hídricos. A transformação do cerrado em

plantações de *Pinus caribaea* altera o conteúdo de carbono transportado à água subterrânea (CISGLASCH et al., 2004) podendo contribuir com a mudança da química da água dos corpos hídricos nessas plantações.

Na Amazônia, Chaves et al. (2008) verificaram que a conversão de floresta em pastagem aumenta a participação da água oriunda do escoamento superficial sobre a água de córregos, o que potencialmente pode significar aumento das concentrações de solutos na água de córregos que drenagem essas pastagens. Corroborando esse o estudo, Markevitz et al. (2001) verificaram que as camadas mais superficiais dos solos amazônicos sob corte e queima são as principais responsáveis pela alteração da composição catiônica de riachos amazônicos.

2.5. RESTAURAÇÃO DE RIOS: MONITORAMENTO E DIFICULDADES

Restauração de rios significa a reparação de corpos hídricos que não mais desempenham funções ecológicas e sociais essenciais, como: mitigar inundações, prover água potável, remover nutrientes que estão em níveis excessivos e sedimento antes que atinjam águas costeiras e manter habitat adequado para a vida aquática e selvagem (PALMER; ALLAN, 2006; BERNHARDT; PALMER, 2007; CRAIG et al., 2008).

A restauração de rios e riachos tem se tornado um fenômeno mundial, bem como um próspero negócio (CARPENPET et al., 2004; BERNHARDT et al., 2005). Os Estados Unidos são um país que apresentam uma grande variedade de projetos de restauração de rios (BERNHARDT et al., 2005). Neste país, dentre as 10 atividades mais utilizadas para o manejo da qualidade da água de rios e riachos, a primeira posição foi ocupada por projetos que visam à criação e manutenção de vegetações ripárias (PALMER et al., 2008).

No Brasil, mas expressivamente no Estado de São Paulo, o reflorestamento de zonas ripárias tem sido implementado por vários órgãos, tanto privado quanto público. Por exemplo,

a Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo desenvolve o Projeto de Recuperação de Matas Ciliares (SÃO PAULO, 2009) e o Instituto Coca-Cola colabora com o reflorestamento de 3000 ha na bacia hidrográfica do rio Jundiaí através de seu Programa Água das Florestas (INSTITUTO COCA-COLA, 2005). No entanto, assim como nos Estados Unidos (PALMER; ALLAN, 2006), poucas são as iniciativas que visam o monitoramento efetivo do efeito do reflorestamento de florestas ripárias sobre as variáveis constituintes da qualidade da água, como o nitrogênio.

Existe uma lacuna entre a transformação do conhecimento científico em aplicações práticas no âmbito dos estudos ambientais (PALMER; BERNHARDT, 2006; MAYANNA; NOBRE, 2007; NOBRE; MAYANNA; OMETTO, 2008) e essa lacuna dificulta o trabalho de monitoramento da efetividade das ações de restauração de florestas ripárias sobre a qualidade da água.

No que tange o entendimento das funções de florestas ripárias como mantenedoras da qualidade hídrica no Brasil essa lacuna é reforçada pelo fato de estudos sobre a função de vegetações ripárias ter se concentrado em países de clima temperado. Maior é a dificuldade quando se tem um cenário de elevada degradação de florestas ripárias, como é o caso do Estado de São Paulo, onde pequenos fragmentos de floresta ripária estão dispersos em meio a paisagem agrícola.

O desenvolvimento de ciência aplicada voltada ao monitoramento do efeito de atividades de restauração no âmbito da ciclagem biogeoquímica não é trivial.

Embora a ciência sobre ciclagem biogeoquímica ligada ao estudo hidrológico seja um dos campos mais produtivos e avançados da pesquisa científica (BERNHARDT et al., 2006), principalmente no que tange as respostas sobre a influência das mudanças de uso do solo causadas pelo homem sobre a ciclagem de nutrientes (ver artigos do Programa de Grande

Escala da Biosfera-Atmosfera na Amazônia (LBA, sigla em inglês)). Esses estudos tem se limitado ora a micro escala ora a larga escala.

Na micro escala, esse tipo de estudo tem mostrado a importante função do processamento de nutrientes que ocorre nas cabeceiras das bacias, nas zonas ripárias e nos rios de primeira e segunda ordens (PETERJOHN; CORRELL, 1984, TRISKA et al. 1984, GRIMM 1987, MULHOLLAND 1992; NEILL et al., 2006a; SALEMI, 2009). Na larga escala, os estudos científicos permitiram a observação dos efeitos das atividades antrópicas ao ciclo do nitrogênio em ecossistemas, vide o problema de eutrofização, mencionado anteriormente.

Outra dificuldade da aplicação da ciência à prática relaciona-se aos locais de estudo. Ambientes não alterados que são extensamente estudados, estão alocados em ecoregiões diferentes daquelas onde estão localizados ambientes antropizados, o que torna o processo de extrapolação de taxas e tendências difícil de ambientes naturais para os alterados (PINAY; CLÉMENT; NAIMAN, 2002).

Atualmente, a ciência é incapaz de realizar medidas simultâneas em várias localidades ao longo de pequenas bacias hidrográficas. Essa deficiência está relacionada à disponibilidade instrumental, custos e quantidade de pessoas requeridas para a coleta de amostras e operação de instrumentos (BERNHARDT et al., 2006). Em países como o Brasil, essa deficiência é ainda maior devido ao próprio problema da ausência de recursos financeiros para o desenvolvimento de estudos científicos diversificados (CARVALHO; CAMPOS; BEVILACQUA, 2002).

Desta forma, o desafio deste século é achar meios para desenvolver o capital humano (socioeconomicamente, culturalmente e equitativamente), enquanto que, ao mesmo tempo, haja a preservação e proteção do capital natural (UNESCO, 2006).

3. MATERIAL E MÉTODOS

Optou-se pelo uso do termo ripário, ao longo dessa dissertação, dado que a ele está associado o complexo conceito de interações geomorfológicas, hidrológicas e biogeoquímicas existentes no ambiente situado ao lado de um corpo hídrico.

3.1. ÁREA DE ESTUDO

Para estudar o efeito da presença de floresta ripária no contexto de uma bacia hidrográfica com alto grau de degradação escolheu-se uma bacia onde essa característica fosse presente, a qual será objeto de atividades de reflorestamento ripário no âmbito do Projeto Águas das Florestas do Instituto Coca-Cola (2005).

Assim, a área de estudo está inserida a bacia hidrográfica do ribeirão Caxambu que totaliza, aproximadamente, 100 km². Esta bacia localiza-se no interior do Estado de São Paulo, entre os municípios de Jundiaí, Cabreúva e Itupeva à, aproximadamente, 60 km da cidade de São Paulo.

Para o georreferenciamento da bacia escolhida foram utilizadas cartas cartográficas do IBGE 1:50.000 de Indaiatuba (IGBE, 1973b), Jundiaí (IGBE, 1971), Cabreúva (IGBE, 1973a) e Santana do Parnaíba (IGBE, 1984). A classificação do uso da terra foi realizada com as bandas 3, 4 e 5 de imagem Landsat TM (resolução de 30 m), cena 219/76, obtida junto ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) referente à passagem do dia 17/17/2008. O trabalho foi desenvolvido com o auxílio do software Arcgis versão 9.2 para o Windows.

A calha principal dessa bacia hidrográfica é o ribeirão Caxambu, que por sua vez deságua no rio Jundiaí. Este ribeirão representa a fronteira entre os municípios de Jundiaí, Itupeva e Cabreúva. O ribeirão Caxambu é formado por dois ribeirões principais: córrego Cachoeira e ribeirão Ermidas, sendo que o Cachoeira, antes de se juntar ao Ermidas, recebe

águas de mais dois ribeirões importantes para a formação do Caxambu, sendo que um deles não apresenta nome e o outro denomina-se ribeirão das Pedras. Todos esses quatro ribeirões nascem na Serra do Japi, que é uma Reserva Biológica (AB'SABER, 1979; SÃO PAULO, 1983; UNESCO, 1994).

A bacia do ribeirão Caxambu pode ser caracterizada como rural-urbana, em função da presença concomitante de áreas agrícolas, florestas nativas e plantadas, condomínios residenciais e indústrias de pequeno, médio e grande porte (Figura 4; SÃO PAULO, 2009). Cerca de 60% ou 58 km² da bacia encontra-se coberta por floresta, incluindo floresta natural e plantada. A floresta natural concentra-se principalmente na região da Serra do Japi que é a cabeceira da bacia (Figura 4). As florestas plantadas se concentram ao pé da Serra do Japi (BEZERRA; MANFRINATO, 2007) e a sua expansão para o resto da Serra deve ter sido freada em função da instituição da Reserva Biológica anteriormente citada. Alguns fragmentos de floresta natural dispersos à paisagem puderam ser observados através de sobrevôo a bacia hidrográfica, possibilitando a identificação de um longo e contínuo fragmento de floresta ripária as margens ribeirão Caxambu (Figura 4; BEZERRA; MANFRINATO, 2007).

Sobre a agricultura observam-se, principalmente, plantações de uva, café, morango e pêssego nas pequenas propriedades ao longo do ribeirão Caxambu (CARNEIRO, 2008; BEZERRA; MANFRINATO, 2007). Nas regiões ao pé da serra há o predomínio de pastagem em fazendas extensas (BEZERRA; MANFRINATO, 2007).

A vegetação original da cabeceira da bacia do Caxambu é composta por Floresta Estacional Semidecidual (VELOSO; FILHO; LIMA, 1991). As florestas ripárias da Serra do Japi representam um corredor natural, pois conecta a área da reserva a outros remanescentes florestais da região (CARDOSO-LEITE et al., 2005).

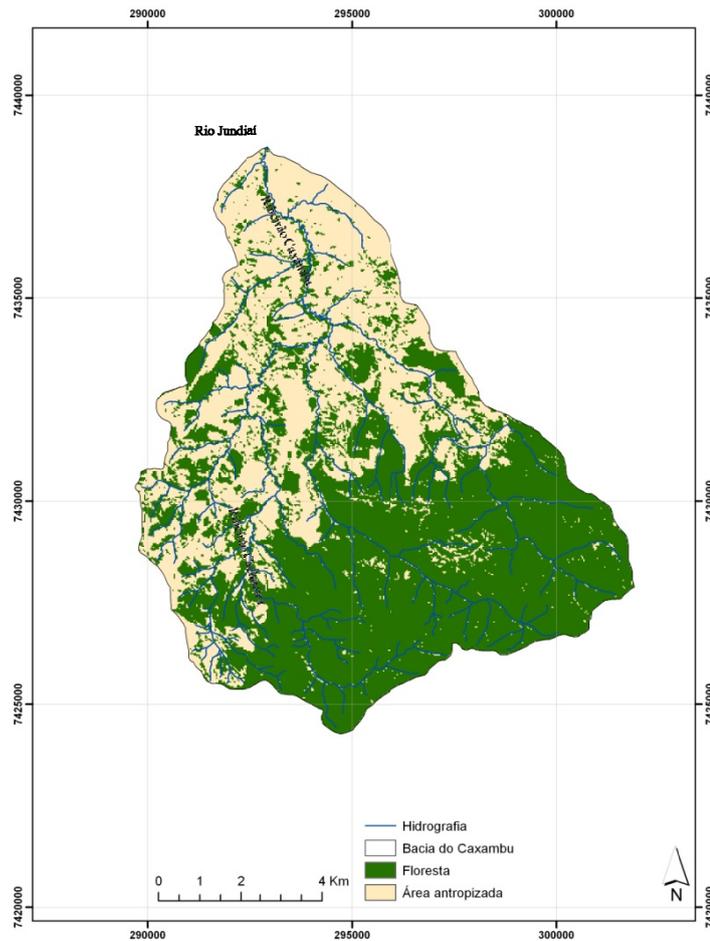


Figura 4. Uso do solo e hidrografia da bacia hidrográfica do ribeirão Caxambu

Dentro da bacia hidrográfica do Caxambu foi selecionado um trecho ao longo do ribeirão Cachoeira sem floresta ripária, dentro da fazenda Cachoeira e um trecho ao longo do ribeirão Caxambu com floresta ripária (Figura 6). Essa seleção foi realizada através de visitas de campo e de imagens aéreas obtidas através de sobrevôo sobre a bacia do Caxambu (BEZERRA; MANFRINATO, 2007).

A extensão do trecho do ribeirão Cachoeira estudada totalizou 1,5 km, abrangendo uma área de drenagem de 17,5 km² dentro da Fazenda Cachoeira (Figuras 6b e 6d). O trecho do ribeirão Caxambu escolhido foi o trecho onde havia floresta ripária, o qual totalizou aproximadamente 4,6 km, abrangendo uma área de drenagem de 92,3 km² (Figuras 6c e 6e).

Vale destacar que o ribeirão Cachoeira e o ribeirão Caxambu apresentam ordens distintas, sendo o primeiro de ordem três e o segundo de ordem quatro.

Utilizou-se o Código Florestal (1965) como base para estabelecer extensão da zona ripária. Dadas as larguras dos ribeirões estudados, a zona ripária deve ser de 30 m. Buscou-se um trecho do ribeirão em que essa extensão fosse respeitada. No entanto, dado que na região do estudo a extensão média da floresta ripária é de 25 m (CARDOSO-LEITE et al., 2005), aceitou-se esta extensão como referência.

A área de estudo do trecho do ribeirão Cachoeira apresenta-se predominantemente ocupada por pastagem (*Brachiaria decumbens*), mas há a presença de eucalipto e algumas espécies florestais dispersas na paisagem (BEZERRA; MANFRINATO, 2007). Vale destacar que a zona ripária de 25 m ao longo do ribeirão Cachoeira apresentava algumas vegetações arbustivas em regeneração.

O trecho escolhido do ribeirão Caxambu percorre uma paisagem onde predominam pequenas propriedades, cuja principal cultura desenvolvida é a uva, quando se considera a margem esquerda, mas há também a presença de chácaras para usos diversos no lado direito do ribeirão (município de Jundiaí) (BEZERRA; MANFRINATO, 2007). Há a presença de floresta ripária secundária nas zonas marginais do ribeirão Caxambu (Figura 4 e Figuras 6c e 6e; BEZERRA; MANFRINATO, 2007), a qual de acordo com imagens de satélite e com o sobrevôo (BEZERRA; MANFRINATO, 2007) é o fragmento ripário mais bem preservado na bacia do Caxambu.

Nas florestas ripárias do Japi há o predomínio das seguintes espécies: *Bathysa meridionalis* Smith & Downs, *Cabralea canjerana* (Vell.) Mart., *Cedrela fissilis* Vell., *Ocotea puberula* (Rich.) Ness, *Rapanea umbellata* (Mart.) Mez (CARDOSO-LEITE et al., 2002).

3.1.1. DESCRIÇÃO GEOLÓGICA E PEDOLÓGICA

Dado que os trechos dos ribeirões em estudo estão contidos na bacia do Caxambu e que esta está inserida no contexto geológico da Serra do Japi, a descrição geológica aqui apresentada se dá em função da Serra do Japi.

A Serra do Japi é uma feição geomorfológica a oeste do Planalto Atlântico (SANTORO; MACHADO-JUNIOR, 1992), com domínio de morros com pequenas serras e picos quartzíticos (AB'SABER, 1992).

Mapas litológicos da região compreendida pela bacia do Caxambu mostram o predomínio do Grupo Itapira, estando presente também o Grupo São Roque e Depósitos Quaternários às margens dos corpos hídricos (CPRM, 1991a; CPRM, 1991b; CPRM, 1991c). As rochas do Grupo Itapira na porção sudeste da bacia do Caxambu, ou na Serra do Japi e ao pé dessa serra são compostas por rochas metapsamíticas (quartzitos de coloração branca a cinza, granulação fina a média) com intercalações de quartzitos conglomeráticos e metarenitos, estando presentes também gnaisses decomposição granítica a granodiorítica, biotita-muscovita gnaisses e rochas leucoclásticas e mesocrásticas com intercalações freqüentes de sillimanita-biotita xistos, anfibólitos quartzitos; incluem-se também gnaisses quartzosos e biotita quartzito. Já o Grupo Itapira na região da cabeceira do ribeirão Cachoeira apresenta rochas do tipo muscovita-biotita, xistos contendo granada, escaurolita e por vezes sillimanita, metarenitos e rochas cálcio-silicáticas. O Grupo São Roque presente na área da microbacia do ribeirão Cachoeira apresenta rochas metapsamíticas rítmicas, sendo elas muscovita-biotita quartzitos, biotita quartzitos feldspáticos e intercalações de filitos e xistos. O Depósito Quaternário que margeia todas as águas correntes é composto por aluviões em geral.

Os solos na bacia hidrográfica do ribeirão Caxambu seguem a seguinte classificação da EMBRAPA: PVA41 - Argissolos Vermelhos-Amarelos distróficos textura argilosa relevo forte ondulado + Cambissolos Háplicos distróficos textura argilosa e média relevo forte ondulado e montanhoso ambos A moderado e PVA52 - Argissolos Vermelhos-Amarelos distróficos textura média/argilosa + Latossolos Vermelhos-Amarelos distróficos textura argilosa ambos A moderado relevo suave ondulado e ondulado (IAC, 1999; Hélio do Prado, informação pessoal⁷).

3.1.2. DESCRIÇÃO CLIMATOLÓGICA

O clima da região é estacional com estação quente e úmida e seca e fria (PINTO, 1992), havendo o predomínio de climas Cfa e Cfb pela classificação de Köppen (SETZER, 1966). A pluviosidade média da região é de 1400 mm.ano⁻¹ (IAC, 2009). A temperatura média mínima para essa área é de 14,2°C e a máxima de 27,6°C (IAC, 2009). A Figura 5 traz a média histórica da temperatura e da precipitação para o posto meteorológico de Jundiá, o qual era o mais próximo à bacia hidrográfica onde se realizou o estudo.

⁷ PRADO, H. Consulta solos ribeirão Caxambu. Mensagem recebida por mairabezerra@yahoo.com.br em 27 maio 2009.

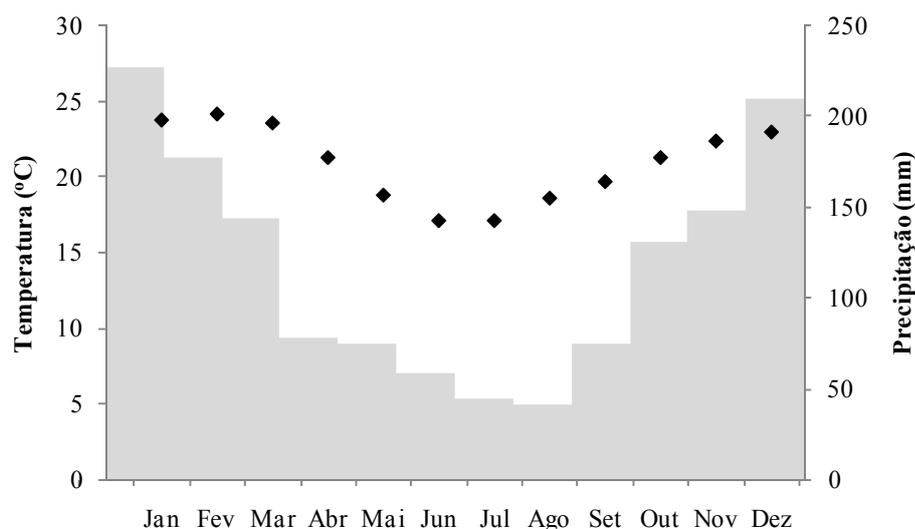


Figura 5. Média histórica da temperatura (°C) (◆) e da precipitação (mm) (■) para o período de 1961 a 1990 na cidade de Jundiaí

Fonte: Posto meteorológico de Jundiaí (23,20S - 46,88O) (IAC, 2009). Elaborado pela autora.

3.2. DESENHO EXPERIMENTAL

3.2.1. LOCAL DE AMOSTRAGEM

Primeiramente, foram estabelecidos os locais de coleta de água nos ribeirões.

Seis locais foram determinados, sendo três no trecho do ribeirão Cachoeira, sem floresta ripária e três no ribeirão Caxambu, com floresta ripária; de tal forma a englobar o início e o fim das faixas ripárias (Figura 6a). Os três pontos do ribeirão Cachoeira representaram o uso pastoril do solo na bacia hidrográfica (Figuras 6b e 6d). Os três pontos do ribeirão Caxambu representaram o uso agrícola do solo na bacia (Figuras 6c e 6e). No caso do ribeirão Caxambu, a determinação dos pontos de coleta de água também levou em conta aspectos de logística como acesso ao ribeirão e permissão dos proprietários rurais.

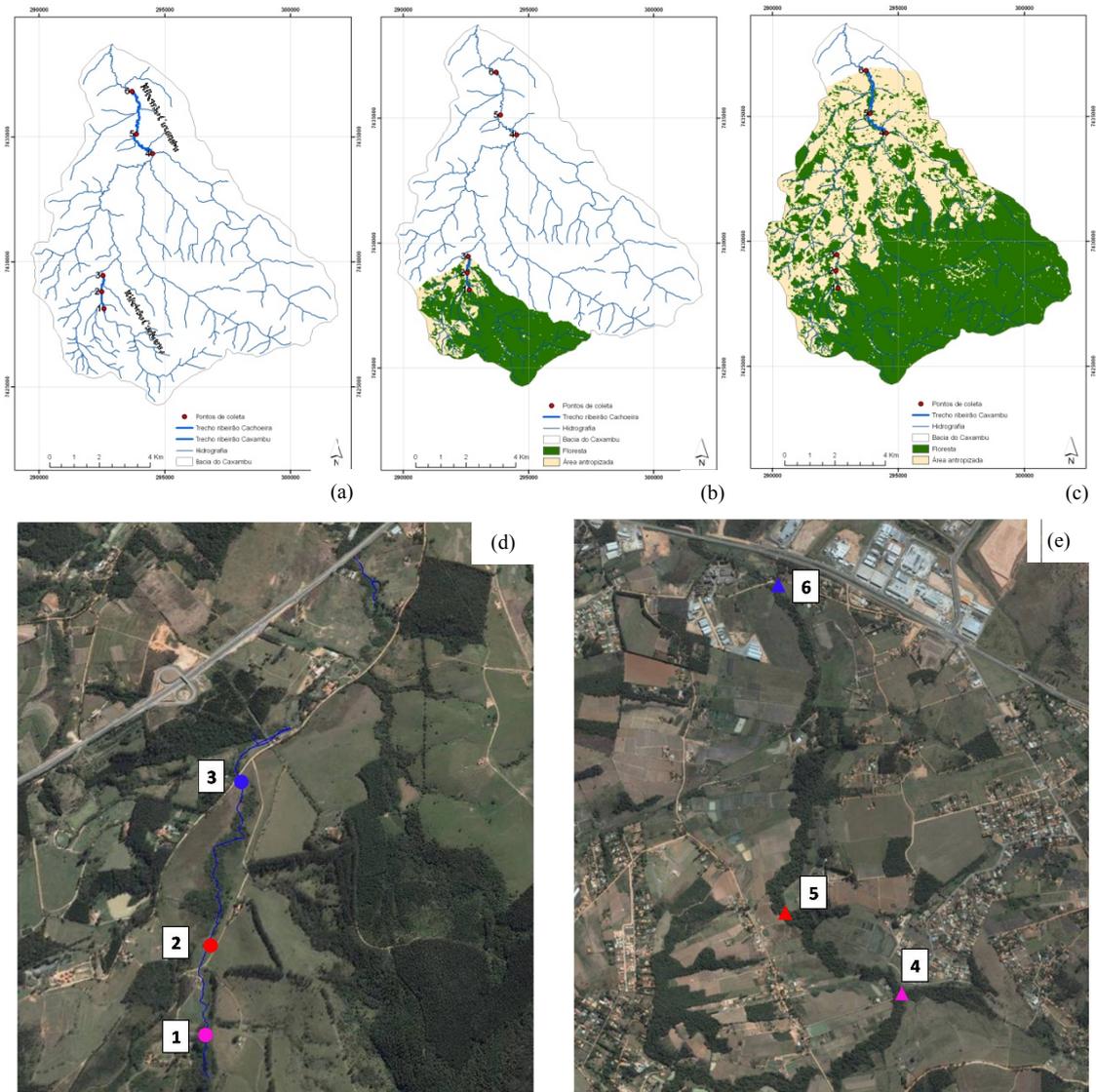


Figura 6. (a) Hidrografia da bacia do ribeirão Caxambu com destaque para os trechos dos ribeirões estudados inclui localização dos locais de coleta de água (b) Uso do solo da área de drenagem do trecho do ribeirão Cachoeira, incluindo localização dos locais de coleta de água (c) Uso do solo da área de drenagem do trecho do ribeirão Caxambu, incluindo localização dos locais de coleta de água (d) Imagem Google Earth sobre o uso do solo das áreas adjacentes aos locais de coleta de água para coleta de solo no trecho do ribeirão Cachoeira (e) Imagem Google Earth sobre o uso do solo das áreas adjacentes aos locais de coleta de água para coleta de solo no trecho do ribeirão Caxambu

Considerando os dois trechos dos ribeirões estudados e os seis locais de coleta de água descritos acima. Foi necessário escolher um dos lados de cada trecho para se proceder a amostragem de solo. No caso, do ribeirão Cachoeira optou-se pelo lado direito pela facilidade de acesso e no caso do ribeirão Caxambu pelo lado esquerdo. No caso do trecho no ribeirão Caxambu, o lado esquerdo foi escolhido pelo fato do uso agrícola desse lado do rio

apresentar-se mais homogêneo em relação ao lado direito e também porque a floresta ripária deste lado encontrava-se em melhor estado de conservação.

Os locais de amostragem de solo foram alocados próximos aos locais de coleta de água do ribeirão, separados em zona ripária e encosta. O limite entre zona ripária e encosta foi determinado como sendo de 25 m a partir da calha do ribeirão. E a encosta apresentou comprimento de aproximadamente 100 m a partir do final da zona ripária de cada trecho dos ribeirões em análise. Desta forma ao longo da encosta em direção ao canal foram definidas as seguintes áreas de coleta.

Ribeirão Cachoeira

- Solo de encosta pastoril (anterior a zona ripária pastoril).
- Solo de zona ripária pastoril.

Ribeirão Caxambu

- Solo de encosta agrícola (anterior a zona ripária florestada com diferentes tipos de lavoura, tais quais milho e uva).
- Solo de zona ripária florestal.

Para avaliar o efeito do uso do solo sobre a distribuição e estado oxidativo do nitrogênio na solução do solo na transição, área de encosta agrícola para a região ripária com e sem floresta, extratores de solução do solo foram instalados ao longo da vertente topográfica da área de drenagem. No caso do ribeirão Cachoeira a vertente de instalação dos extratores

localizou-se adjacientemente ao ponto 2 e no ribeirão Caxambu localizou-se adjacientemente ao ponto 5.

A Figura 7 ilustra os locais de amostragem para água, solo e solução do solo, utilizados pelo estudo. Bem como indica as distâncias entre cada um dos pontos de coleta de água e, conseqüentemente indica a distância entre os locais de coleta de solo.

A Figura 8 ilustra o uso do solo das vertentes de instalação dos extratores de solução do solo, bem como mostra os extratores instalados na vertente pastoril.

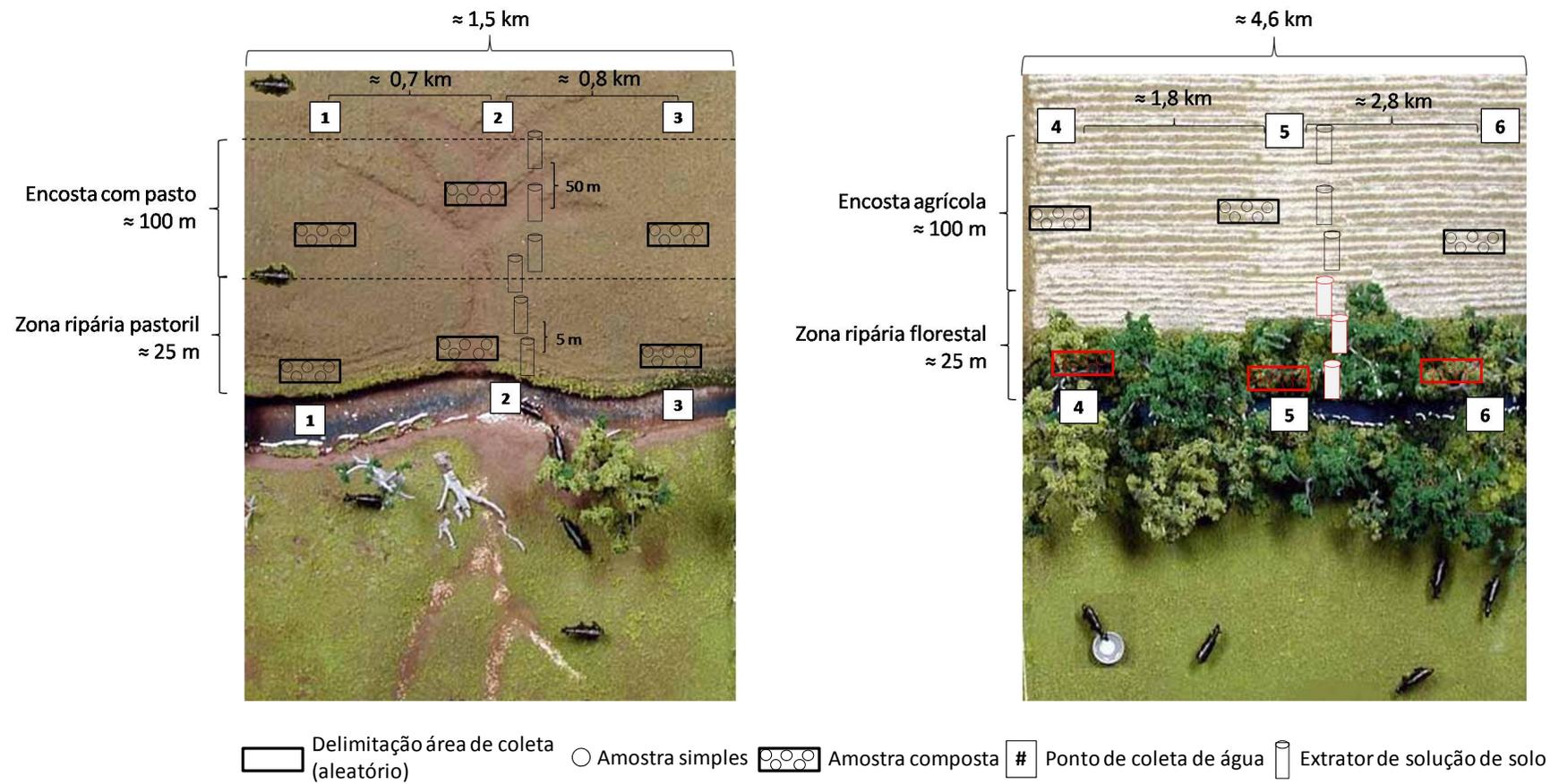


Figura 7. Esquema explicativo dos locais de amostragem de água dos ribeirões, solo e solução do solo



Figura 8. (a) Área de drenagem para instalação dos extratores de solução do solo na pastagem, vista a partir do ribeirão Cachoeira (b) Detalhe da zona ripária com pastagem na área de drenagem na pastagem e os extratores alinhados na zona ripária (c) Detalhe do extrator de solução no solo protegido por arame farpado (d) Área de drenagem para instalação dos extratores de solução do solo com floresta ripária e encosta com produção de uva, com detalhe do extrator de solução do solo

3.2.2. FREQUÊNCIA DE AMOSTRAGEM

As coletas de água foram realizadas ao longo de 12 meses, de agosto de 2007 a julho de 2008. Sendo que foram divididas em período seco (abril a outubro) e período chuvoso (novembro a março). Durante o período seco foram realizadas coletas mensais e durante o período chuvoso foram realizadas coletas quinzenais, totalizando 17 coletas, sendo oito no período seco e nove no período chuvoso. Vale destacar que, no mês de agosto foram realizadas duas coletas e no mês de dezembro somente uma coleta foi feita.

No caso do estudo sobre os processos de transformação do nitrogênio a frequência e a quantidade de amostras diferiram para a determinação dos processos de mineralização e nitrificação e para a determinação da desnitrificação potencial.

Para a determinação da mineralização e da nitrificação, em cada local de amostragem de solo três amostras compostas por cinco amostras simples (Figura 7) foram obtidas em cinco meses do ano. A área amostrada para a obtenção de cada amostra composta foi de, aproximadamente, 0,54 m² e foi determinada ao acaso.

Os cinco meses de coleta foram determinados de tal forma que representassem as estações de seca e de chuva, bem como o intervalo entre essas estações. Assim, os solos foram amostrados nos meses de janeiro de 2008, abril de 2008, julho 2008, outubro de 2008 e janeiro de 2009.

No caso da determinação do processo de desnitrificação potencial nove amostras compostas por cinco amostras simples cada uma delas foram coletadas em cada uma das quatro áreas de estudo. Neste caso, as amostras foram obtidas em dois meses do ano, para representar o período seco e o período chuvoso (julho de 2008 e janeiro 2009, respectivamente).

Cada amostra simples foi obtida por tradagem. Essas amostras foram coletadas entre 0 a 7 cm de profundidade após a retirada da serrapilheira do local de amostragem.

As amostras de solo foram armazenadas em sacolas plásticas e trazidas do campo ao laboratório em isopores com gelo.

Com relação aos locais de instalação dos extratores de solução do solo. Em ambas vertentes (pastoril e agrícola com floresta ripária) centrais de cada ribeirão os extratores estavam espaçados entre si em, aproximadamente, 5 m na zona ripária e em 50 m na encosta

(Figura 7; OSBORNE; KOVACIC, 1993). No final, três extratores foram instalados na zona ripária e três extratores na encosta, tanto na área de drenagem do ribeirão Cachoeira quanto na área de drenagem do ribeirão Caxambu.

As coletas de solução do solo abrangeram um ano hidrológico, de dezembro de 2007 a novembro de 2008. Sendo que foram divididas em período seco (abril a outubro) e período chuvoso (novembro a março) de acordo com balanço hídrico demonstrado pela Figura 5. Durante o período seco foram realizadas coletas mensais e durante o período chuvoso foram realizadas coletas quinzenais. Porém, levando-se em conta que nem todas das amostras foram analisadas até o fechamento dessa dissertação. Neste trabalho, são apresentados somente os dados referentes ao período de dezembro de 2007 a julho de 2008, totalizando nove coletas, sendo cinco coletas no período chuvoso e quatro coletas no período seco.

Os extratores de solução do solo instalados tinham as seguintes características: 0,5 polegadas de diâmetro, 60 a 70 cm de comprimento para serem instalados a uma profundidade de 50 cm e cápsula porosa.

3.3. MÉTODOS ANALÍTICOS

3.3.1. SOLO

A fim de se determinar a granulometria e também algumas variáveis químicas do solo nos locais estudados em duas profundidades diferentes, antes de iniciar as coletas de solo para estudo dos processos de transformação do nitrogênio, amostras de solo foram coletadas ao acaso em alguns dos locais estudados. Essas análises foram realizadas pelo Departamento de Ciência do Solo da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”.

3.3.1.1. TAXA LÍQUIDA DE NITRIFICAÇÃO E MINERALIZAÇÃO

Para as análises das taxas de nitrificação e mineralização, as amostras de solo ainda úmidas, foram destorroadas em peneira com malha de 2 mm para a retirada de restos de folhas, raízes e pedras (PICOLLO; NEILL; CERRI, 1994). As primeiras extrações foram realizadas no mesmo dia da coleta. As extrações finais foram realizadas após um período de incubação de sete dias em temperatura ambiente.

Extrações de amônio e nitrato foram feitas segundo Picollo; Neill; Cerri (1994), onde 50 mL de cloreto de potássio (KCl) a 1 mol.L^{-1} foram adicionados a 10 g de solo úmido por 24 horas. Após esse período a mistura foi filtrada com auxílio de funil e filtro Watman N° 42. Para a filtragem, os filtros foram molhados por completo com a solução extratora de KCl, tendo em vista a presença de nitrogênio encontrada nos filtros. A solução extraída foi preservada com fenil acetato de mercúrio e as amostras congeladas até o momento da análise. Em ambas as extrações (iniciais e finais) três brancos foram obtidos. Nestes brancos, o procedimento foi o mesmo utilizado para as amostras de solo, somente que os frascos de extração não continham solos.

A determinação da concentração de amônio e nitrato foi realizada pelo método colorimétrico através de um sistema de injeção de fluxo contínuo (FIA) (RUZICKA; HANSEN, 1975; KRUG et al., 1983). No caso do nitrato utilizou-se o método da redução do nitrato a nitrito através de coluna de cádmio com posterior espectrofotometria deste através da reação de Griess modificada (GINÉ et al., 1980). O aparelho utilizado foi um espectrofotômetro da marca FEMTO modelo 435 acoplado a um registrador da marca ECB, modelo FB101. Neste caso, o limite de detecção do aparelho foi de $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$. No caso do amônio utilizou-se o método do azul de bromotimol, método descrito pelo próprio fabricante do equipamento de análise (FOSS, 2003). O aparelho utilizado foi o FIA Star 5000 da marca

FOSS acoplado a um amostrador automático; o limite de detecção deste aparelho (FIA Star 5000) foi de 0,01 mg.L⁻¹ para as análises de amônio .

As taxas líquidas de mineralização e nitrificação foram obtidas a partir das Equações 6 e 7 segundo Picollo et al. (2004), cujos cálculos utilizam a concentração de amônio e nitrato antes e depois da incubação. Os valores de amônio e nitrato obtidos nos brancos, quando presentes, foram subtraídos dos valores de concentração de amônio e nitrato nas amostras.

$$\text{Taxa líquida de mineralização} = \frac{(N-NH_4^+ + N-NO_3^-)_{final} - (N-NH_4^+ + N-NO_3^-)_{inicial}}{\text{Tempo de incubação}} \quad (6)$$

$$\text{Taxa líquida de nitrificação} = \frac{(N-NO_3^-)_{final} - (N-NO_3^-)_{inicial}}{\text{Tempo de incubação}} \quad (7)$$

Todos os resultados foram expressos baseados no peso seco do solo.

3.3.1.2. DESNITRIFICAÇÃO POTENCIAL

O método para a determinação da desnitrificação potencial utilizado por este estudo foi através da atividade enzimática da desnitrificação (DEA, sigla em inglês), o qual se baseia no método descrito por Groffman et al. (1999). É um método utilizado para quantificar a taxa inicial, ou Fase I da desnitrificação usando a técnica do bloqueio pelo acetileno. O acetileno é conhecido como inibidor da transformação de N₂O a N₂ (Figura 9). A DEA, então, representa a atividade das enzimas desnitrificantes *in situ* (SMITH; TIEDJE et al., 1979). A taxa representa não somente a atividade enzimática, mas também os fatores ambientais (conteúdo de oxigênio, concentração de nitrato e disponibilidade de carbono) que controlam a expressão da enzima. Em condições ambientais de anaerobiose sem restrição de carbono, a quantidade

de enzima produzida é proporcional a concentração de nitrato e a taxa da produção de N_2O é proporcional ao conteúdo de enzima (TIEDJE; SIMKINS; GROFFMAN, 1989).

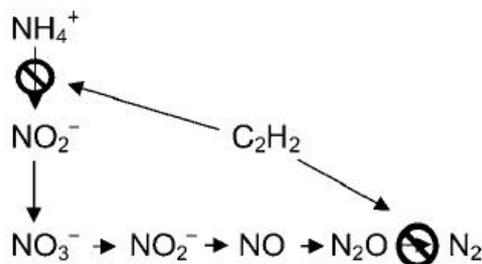


Figura 9. Efeito do acetileno na nitrificação e na desnitrificação

Fonte: Groffman et al. (2006).

As amostras de solo foram armazenadas em freezer a $4^\circ C$ no período entre a coleta e a incubação. Como o experimento envolveu nove amostras para cada tratamento, todo o protocolo de incubação e análise das amostras foi realizado no prazo de três semanas, contadas a partir do dia da coleta das amostras de solo. Esse período foi necessário em função da disponibilidade de frascos de incubação para se realizar o experimento e também em função da dificuldade envolvida ao método.

As amostras de solo do experimento de desnitrificação também foram destorroadas e peneiradas somente na semana respectiva às incubações.

As incubações foram procedidas da seguinte forma: 50 g de solo úmido foram colocados em frascos de vidro de 1800 mL. Adicionou-se 50 mL de mistura nutritiva composta por 20 mg.L^{-1} de nitrato, 40 mg.L^{-1} de dextrose, concentrações que simulam a ausência de restrição de N e C a atividade microbiana e 10 mg.L^{-1} de cloranfenicol, antibiótico usando para prevenir a formação de novas enzimas, certificando que a produção de N_2O observada é resultado exclusivo das enzimas pré-existentes (SMITH; TIEDJE, 1979).

Os frascos foram vedados com tampa com dois orifícios, nos quais se encaixaram rolhas de silicone. Esta rolha encontrava-se perfurada, onde um adaptador com sistema de abertura e fechamento manual (tipo torneira) para o acoplamento de seringas de 60 mL fosse implantado (Figura 10a) (CARMO, 2005). Após o vedamento, o ar interno foi retirado através da inserção de um fluxo contínuo de gás nitrogênio (N₂) durante um minuto. Esse procedimento foi realizado para que a incubação fosse feita em condições de anaerobiose. Após a substituição da atmosfera interna do frasco de incubação adicionou-se 120 mL de acetileno filtrado em carvão ativado (Figura 10b). O carvão ativado foi utilizado como método para a retirada de possíveis contaminantes presentes no acetileno (GROFFMAN et al., 1999), mesmo sendo utilizado o acetileno mais puro presente no mercado. O acetileno utilizado foi o da marca White Martins, utilizado para o funcionamento do equipamento do tipo Absorção Atômica.

Os frascos de incubação foram então submetidos a temperaturas e pressão ambiente. O tempo de duração das incubações foi de 1 hora e 15 minutos. Totalizando 4 amostras de ar retiradas no tempo 0, tempo 30, tempo 60 e tempo 75 minutos. Vale destacar que três frascos de incubação foram utilizados como brancos em cada conjunto de incubações, os quais foram submetidos aos mesmos procedimentos de incubação acima descritos, somente estando ausentes de solo. Os brancos foram necessários para assegurar que não havia produção de óxido nítrico sem a presença de solo.

As amostras de gases retiradas dos frascos de incubação foram inseridas a *vials* de vidro específicos para o armazenamento de gases e tampados previamente com rolhas do tipo *septum stopper* de 20 mm da marca Bellco Glass Inc. e lacrados com lacres de alumínio (Figura 10d).

A determinação das concentrações de óxido nitroso foi feita por cromatografia gasosa através de um Shimatzu modelo 14-A por injeção manual de amostra (Figura 10c). A curva de calibração utilizou três padrões contendo as seguintes concentrações de óxido nitroso: 0,3 ppm; 0,7 ppm e 10,8 ppm. Corridas sem a injeção de amostras foram realizadas durante todas as análises para assegurar a ausência de vazamentos do equipamento.

Em cada conjunto de incubações foram medidos os valores de pressão e temperatura do ar através de barômetro da marca SUUNTO, modelo E203 scape. Informação necessária para os cálculos da desnitrificação potencial.

Os cálculos da desnitrificação potencial foram baseados em Groffman et al. (1999), os quais envolvem a multiplicação da concentração de N₂O presente no volume de ar no frasco, nos tempos de incubação 30 e 75 minutos, pelo volume total de ar no frasco, dividindo essa multiplicação pela multiplicação da massa de solo seco com o tempo de incubação (Equação 8).

$$DEA = \frac{(C_{30} \times V) - (C_{75} \times V)}{MSS \times T} \quad (8)$$

Onde:

DEA – Desnitrificação potencial ($\mu\text{g N.g.dia}^{-1}$)

C₃₀ – Concentração de N₂O no tempo 30 minutos

C₇₅ – Concentração de N₂O no tempo 75 minutos

V – Volume de ar no frasco (L)

MSS – Massa de solo seco (g)

T – Tempo de incubação (minutos)

Há a necessidade de somar-se à concentração de N₂O na fase gasosa obtida pelo cálculo anterior a quantidade de N₂O dissolvido na solução. Para tanto, utiliza-se o coeficiente

de Bunsen, o qual prevê a quantidade de gás dissolvido na fase líquida (GROFFMAN et al., 1999), segundo a Equação 9.

$$M = \frac{C_g}{V_g + V_l\beta} \quad (9)$$

Onde:

M – Quantidade total de N₂O nas fases líquida e gasosa

C_g – Concentração de N₂O na fase gasosa

V_g – Volume da fase gasosa

V_l – Volume da fase líquida

β – Coeficiente de Bunsen

Através da elaboração de uma regressão linear utilizando-se os coeficiente de Bunsen citados por Groffman et al. (1999), encontraram-se os valores do coeficiente de Bunsen respectivos à temperatura em cada incubação realizada por este estudo.

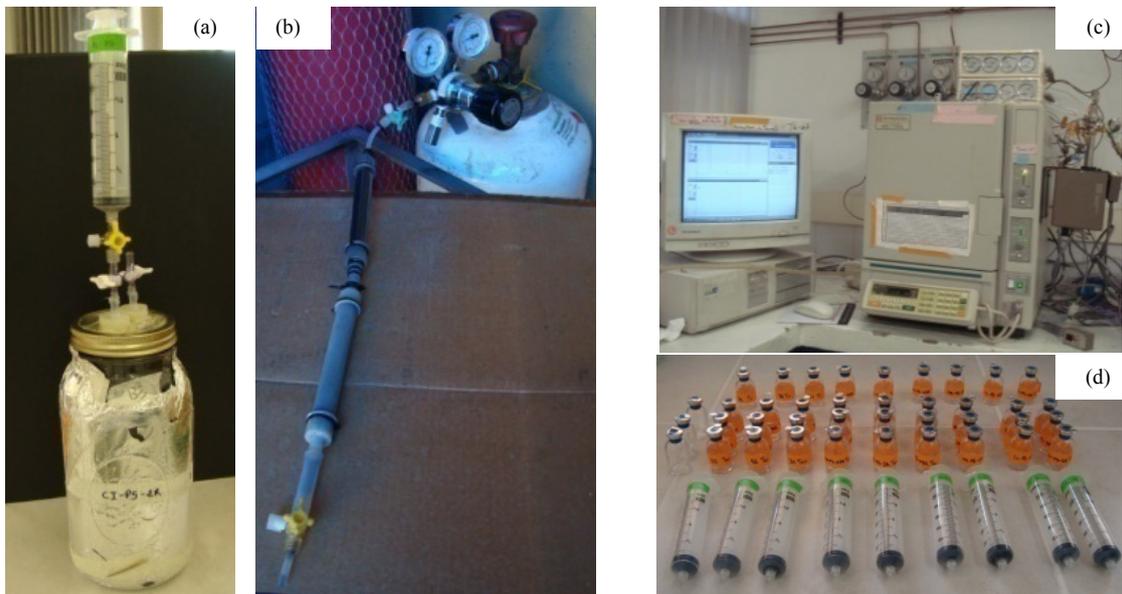


Figura 10. (a) Frasco de incubação e seringa acoplada ao sistema de abertura e fechamento do frasco (b) Filtros de carvão ativado acoplados ao cilindro de gás acetileno (c) Vials para armazenamento de gás e seringas para retirada de gás para cada um dos frascos de incubação (d) Cromatógrafo gasoso Shimadzu 14-A utilizado para detecção das concentrações de óxido nítrico

3.3.1.3. VARIÁVEIS FÍSICAS DO SOLO

Foram determinados os conteúdos de matéria orgânica e água de cada uma das amostras de solo. Para a determinação da umidade do solo, 15 g de solo úmido foi seco em estufa a 105°C durante 48 horas (OR; WRAITH, 1999), pesando-se antes e depois da secagem. Para a determinação da matéria orgânica, o solo seco foi queimado a 500°C por 4 horas em mufla, pesando o solo antes e depois da queima.

3.3.2. SOLUÇÃO DO SOLO

Foram medidas as seguintes variáveis:

- (i) Física - condutividade elétrica
- (ii) Químicas – cátions e ânions (Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} , Na^{2+} , NH_4^+ ; NO_3^- , NO_2^- , SO_4^- , PO_4^- , Cl^-), carbono orgânico dissolvido (COD) e carbono inorgânico dissolvido (CID).

Porém em função do objetivo deste estudo versar sobre a dinâmica do nitrogênio, somente são discutidos os dados referentes a esse elemento. Os outros elementos são utilizados para testar a qualidade analítica dos dados.

3.3.2.1. PROCEDIMENTO DE COLETA E PREPARO DE AMOSTRAS PARA ANÁLISE DAS VARIÁVEIS QUÍMICAS DA SOLUÇÃO DO SOLO

No mesmo dia da coleta de água do ribeirão, vácuo de aproximadamente -80 kPa foi aplicado em todos os extratores de solução de solo (Figuras 11a e 11b). 48 horas após a aplicação do vácuo retornou-se ao campo para a coleta da solução do solo de dentro do tubo do extrator. A definição das 48 horas ocorreu em função de testes realizados após dois meses

da instalação dos extratores, durante o período de chuva, através dos quais se verificou que nas condições de campo estudadas, 24 horas não eram suficientes para que um volume significativo de amostra fosse obtido para se proceder as análises. Mesmo tomando-se esse cuidado, durante o período seco, pouca ou nenhuma amostra era coletada em alguns extratores.

Para a coleta da água dentro dos extratores utilizou-se de seringa de 60 mL acoplada a uma mangueira de silicone de 80 cm (Figura 11c). Entre um extrator e outro tanto a seringa quanto a mangueira eram lavados com água deionizada em piceta como procedimento de limpeza. As amostras foram armazenadas em frascos de polietileno de 60 mL e acondicionadas em gelo ecológico até o laboratório. No mesmo dia da coleta ou no dia seguinte, impreterivelmente, as amostras foram filtradas para análises químicas. Se a filtração fosse feita somente no dia seguinte as amostras eram, então, armazenadas em geladeira a 8°C até o momento da filtração. Uma pequena alíquota da amostra não era filtrada para proceder a determinação da condutividade.

Utilizou-se condutivímetro da Digimed modelo DM-32 para a determinação da condutividade elétrica.

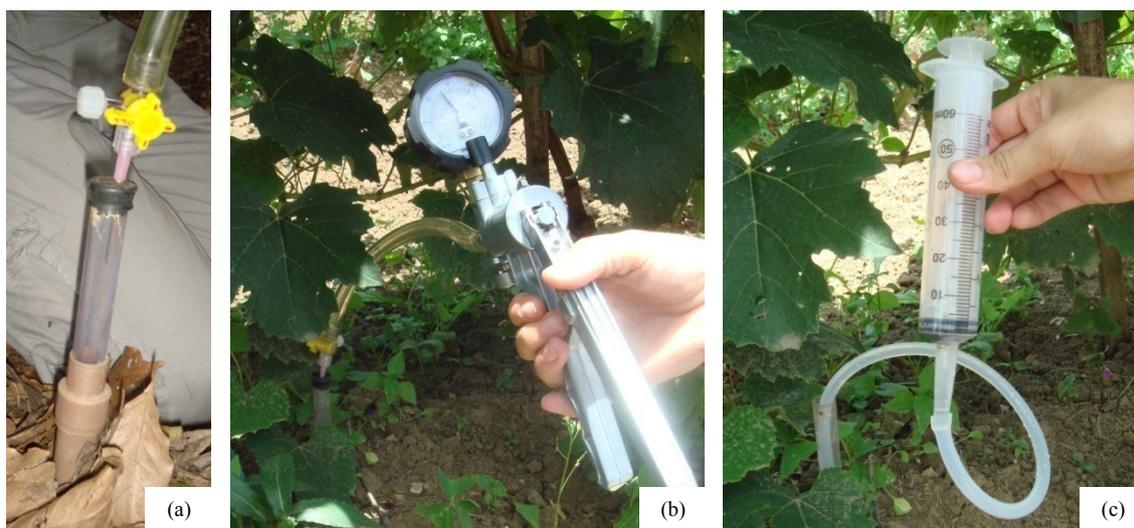


Figura 11. (a) Detalhe sistema seringa válvula e mangueira da bomba de vácuo acoplada à borracha de vedamento do extrator de solução do solo (b) Bomba de vácuo acoplada a ao extrator de solução de solo (c) Seringa acoplada a mangueira de silicone inserida ao extrator de solução de solo

Para análise de nitrogênio inorgânico dissolvido, íons maiores e carbono inorgânico dissolvido, 60 mL de amostra foram filtrados com o auxílio de suporte para filtração do tipo *Sterifil Acepti System e Sterifil 47 mm Filter Holder*, marca MILIPORE utilizando-se membranas de acetato de celulose (0,45 μ m) e tymol como preservante. Para análise de carbono orgânico dissolvido 25 mL de amostra foram filtrados com auxílio de seringa acoplada a um filtro (*25 mm Easy Pressure Syringe Filter Holder*, marca Pall-Life Sciences) utilizando-se membranas de fibra de vidro (0,25 μ m) e cloreto de mercúrio como preservante. Todas as amostras após filtração foram armazenadas em geladeira a 8°C até o momento de análise.

As formas de nitrogênio inorgânico dissolvido e outros íons maiores foram quantificadas através de detecção de condutividade iônica em aparelho do tipo DIONEX DX500. Carbono orgânico e inorgânico dissolvidos foram quantificados através de detecção de infravermelho em aparelho do tipo Shimadzu TOC 5000A.

O Dionex apresenta limite de detecção de $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$ para as formas de nitrogênio. Amostras certificadas do tipo HAMILTON-20 (lote 1107) foram incluídas as cubas de amostras para verificar a qualidade analítica do método. Além disso, a consistência da análise dos dados químicos foi testada através do balanço iônico. E o erro prático foi determinado seguindo Custodio e Llamas (1983⁸ apud FEITOSA MANOEL-FILHO, 1997). Esses autores definem erro prático, como sendo erro teórico máximo permitido, levando-se em consideração o valor da condutividade elétrica da água, conforme Equação 8 e Tabela 1.

$$Ep(\%) = \left| \frac{r \Sigma n - r \Sigma p}{\frac{1}{2} |r \Sigma n - r \Sigma p|} \right| \cdot 100 \quad (8)$$

Sendo:

$Ep(\%)$ – Erro da análise

$r \Sigma n$ – Concentração total dos cátions em miliequivalente (μEq)

$r \Sigma p$ – Concentração total dos ânions em miliequivalente (μEq)

Tabela 1 - Erro prático permitido em função da condutividade elétrica da amostra

Condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	50	200	500	2000	>2000
Erro prático ($Ep\%$)	30	10	8	4	<4

Fonte: Custodio e Llamas (1983⁸ apud FEITOSA; MANOEL-FILHO, 1997).

Com relação ao aparelho Shimadzu TOC 500A, periodicamente a técnica do laboratório analisa amostras certificadas, por esse motivo não foram inseridas amostras certificadas especificamente durante as análises das amostras deste trabalho. Porém, esses

⁸ CUSTODIO, E.; LLAMAS, M.R. **Hidrologia de águas subterrâneas**. Barcelona: Ed. Omega, 1983. v. 2.

dados sobre a qualidade do equipamento eram verificados anteriormente as análises. O limite de detecção deste equipamento foi de $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$ para COD e $0,88 \text{ mg.L}^{-1}$ para CID.

É importante destacar que a quantidade de solução do solo coletada variou muito dentre extratores e em cada coleta.

3.3.3. ÁGUA DO RIBEIRÃO

Em todos os seis pontos de coleta de água do ribeirão foram medidas as seguintes variáveis da água:

- (i) Físicas - temperatura, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, vazão.
- (ii) Químicas – cátions e ânions (Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} , Na^{2+} , NH_4^+ ; NO_3^- , NO_2^- , SO_4^- , PO_4^- , Cl^-), carbono orgânico dissolvido (COD) e carbono inorgânico dissolvido (CID).

3.3.3.1. VARIÁVEIS FÍSICAS

Todas as variáveis físicas foram determinadas no próprio dia de coleta. Na garrafa Niskin foram inseridos todos os eletrodos de detecção. Temperatura e oxigênio dissolvido foram determinados por eletrodo específico da marca YSI, modelo 5905. O pH através de eletrodo do tipo Orion pH meter - modelo EA940. E a condutividade elétrica foi medida através Medidor digital de condutividade (Digital Conductivity Meter) da Amber Science Inc., Modelo 2052.

A vazão do ribeirão foi medida em dois pontos de coleta, no ponto 2 e no ponto 5, os quais representam as regiões centrais do trecho do ribeirão Cachoeira e do ribeirão Caxambu

estudadas. As medições foram realizadas segundo a normalização técnica da CETESB (1978). A cada metro da seção do ribeirão a profundidade foi medida e três medidas de velocidade foram tomadas a 0,6 da profundidade (Figura 12). A maior parte das medidas de velocidade foi realizada utilizando-se molinete da marca Scientific Instruments modelo SII-059 acoplado a um medidor de velocidade da mesma marca, modelo DIGIMETER CMD (Current Meter Digitizer). Porém em função da disponibilidade, em algumas coletas, foi utilizado o molinete modelo FP201 “Flow Probe”, GlobalWater. Os cálculos da vazão foram feitos de acordo com o método aritmético descrito também nas normas da CETESB (1978) (Equação 10).

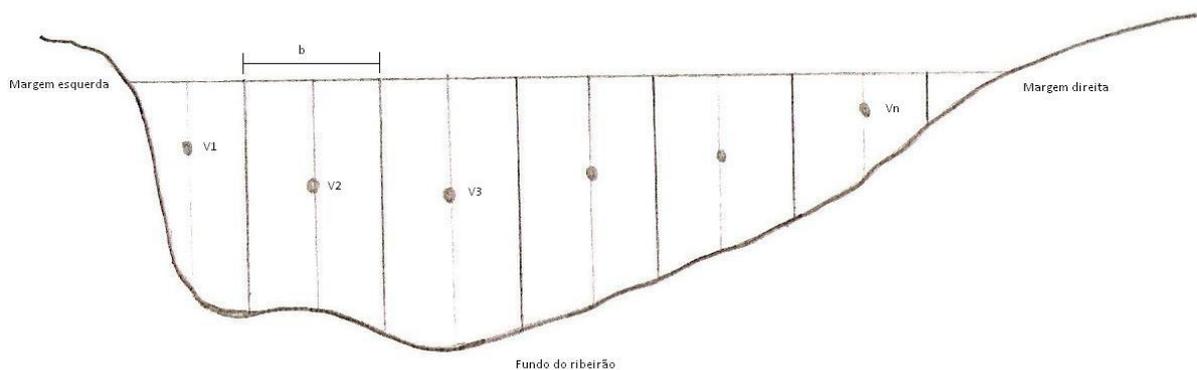


Figura 12. Ilustração da seção do ribeirão para medição da velocidade. Os pontos em preto indicam a 0,6 da profundidade onde foi alocado o molinete. A letra b indica a distância entre duas verticais

$$q = \left(\frac{\bar{V}_1 + \bar{V}_2}{2} \right) \left(\frac{h_1 + h_2}{2} \right) b \quad (10)$$

Sendo:

q – Vazão em $L.s^{-1}$

V_1 – Velocidade média da primeira vertical ($m.s^{-1}$)

V_2 – Velocidade média da segunda vertical ($m.s^{-1}$)

b – Distância entre duas verticais (m)

3.3.3.2. VARIÁVEIS QUÍMICAS

3.3.3.2.1. PROCEDIMENTO DE COLETA E PREPARO DE AMOSTRAS PARA ANÁLISE DAS VARIÁVEIS QUÍMICAS DA ÁGUA DO RIBEIRÃO

Buscou-se coletar a água na região central da seção transversal do ribeirão em todos os pontos de coleta e como ambos os ribeirões não apresentavam profundidade maior que um metro não houve a preocupação em coletar a água a uma profundidade específica.

Amostras de um litro de água do ribeirão foram coletadas com o auxílio de garrafa Ninski. Utilizaram-se frascos de 1 L de polietileno da marca pentaflex para o armazenamento da água até o laboratório.

Para análise de cátions, ânions e carbono inorgânico e carbono orgânico dissolvido procedeu-se o mesmo protocolo de preparo de amostras utilizado para as amostras de solução do solo, descritos no item 3.3.2.1. desta dissertação. A partir das medidas de DIC e pH pôde-se calcular as formas inorgânicas do carbono $p\text{CO}_2$, HCO_3^- , CO_3^{2-} , segundo procedimento de cálculo definido por Skirrow (1975) e Szaran (1998).

Os equipamentos para análise analítica também foram os mesmos utilizados para as análises procedidas para as amostras de solução do solo, também descritos no item 3.3.2.1.

A quantidade exportada de nitrogênio por unidade de área nos ribeirões foi calculada dividindo-se o fluxo diário (concentração x vazão) pela área da bacia em cada ribeirão (SILVA et al., 2007).

3.3.4. ANÁLISE ESTATÍSTICA

Utilizou-se o software SAS versão 9.1 para Windows para se proceder todas as análises estatísticas desse estudo. Os gráficos foram elaborados com o uso do software Statistica versão 7 para Windows e Microsoft Excel 2007 para Windows.

Primeiramente, procedeu-se análise para a verificação da distribuição dos resíduos dos dados de todas as variáveis. O método escolhido para análise da distribuição dos dados variou entre Shapiro-Wilk e Kolgomorov, dependendo do valor de n . Quando o n era menor que 50 procedeu-se Shapiro-Wilk quando o n era maior que 50 procedeu-se Kolgomorov.

Quando as distribuições dos resíduos foram normais procedeu-se análise de variância com o teste F de Fisher através do PROC GLM do SAS. Considerou-se nível de significância de 5%. Neste caso, quando houve diferença estatística significativa entre os locais estudados, procedeu-se o teste Tukey de comparações múltiplas de médias, para verificar quais tratamentos diferenciaram-se entre si. Este foi o caso da análise do efeito da ordem do ribeirão sobre a variável fluxo de N-nitrato e de N-amônio.

Quando as distribuições não foram normais, procedeu-se análise não paramétrica com teste de Kruskal-Wallis, através do PROC NPAR1WAY do SAS. Considerou-se nível de significância de 5%. Quando o valor Qui^2 de Kruskal-Wallis foi significativo, comparações múltiplas utilizando Tukey foram aplicadas sobre os valores dos escores específicos para cada dado de cada variável.

A distribuição dos dados foi não normal para as variáveis umidade e matéria orgânica do solo, conteúdo de nitrogênio no solo, taxa líquida de mineralização e nitrificação e desnitrificação potencial. Também não foram normais as distribuições dos dados sobre concentração de nitrato, nitrito e amônio na solução do solo. Com relação às variáveis físicas e concentração de cátions e ânions na água dos ribeirões, verificou-se que, com exceção das

concentrações do íon sulfato e do carbono inorgânico dissolvido, todas as variáveis apresentaram distribuições de dados não normal.

Portanto, com exceção da variável fluxo de nitrogênio no ribeirão, os dados são apresentados em termos da mediana e valores máximos e mínimos. As linhas de tendência dos dados de água dos ribeirões são do tipo distância dos mínimos quadrados ponderada (*distance weighted least square*) as quais se ajustam melhor a característica dos dados de não normalidade, dado que essa linha reduz o alto efeito dos resíduos.

As análises de correlação de Spearman foram realizadas para os dados com distribuição não paramétrica. Utilizou-se, neste caso, o PROC CORR do SAS, considerando-se nível de significância de 5%.

4. RESULTADOS

4.1. PROCESSOS DE TRANSFORMAÇÃO DE NITROGÊNIO NO SOLO

Observa-se que, com exceção da umidade do solo, pelos menos dois locais diferiram significativamente entre si para as variáveis: amônio e nitrato extraídos do solo, taxa líquida de mineralização, taxa líquida de nitrificação e desnitrificação potencial (Tabela 2). Com relação à matéria orgânica do solo, vale destacar que, a análise Kruskal-Wallis não foi significativa (Tabela 2), porém, a análise de comparação múltipla dos escores indicou diferença estatística significativa entre dois locais estudados (Tabela 3).

Com relação à matéria orgânica do solo, a diferença significativa apontada na análise estatística referiu-se ao maior conteúdo encontrado nos solos da zona ripária florestal em relação aos solos da encosta agrícola (Tabela 3).

A concentração de amônio extraído do solo foi menor nos solos da encosta agrícola, sendo que este local diferiu significativamente de todos os outros locais analisados (Tabela 3).

A concentração de nitrato extraído do solo foi menor nos solos de encosta pastoril, sendo que este local diferiu significativamente de todos os outros três locais estudados (Tabela 3).

A taxa líquida de mineralização foi maior nos solos de zona ripária florestal, sendo que este local diferiu significativamente de todos os outros três locais analisados (Tabela 3). O menor valor de mineralização foi encontrado nos solos da encosta pastoril, cujo valor indicou imobilização de nitrogênio (Tabela 3). Os valores obtidos para a zona ripária pastoril e encosta agrícola não foram significativamente diferentes entre si (Tabela 3).

Com relação à taxa líquida de nitrificação, novamente, os valores obtidos na zona ripária florestal foram os maiores e diferiram significativamente dos outros três locais amostrados (Tabela 3). Esta taxa foi seguida pela taxa encontrada na zona ripária pastoril, que também diferiu significativamente das encostas (pastoril e agrícola) (Tabela 3). Por sua vez, as encostas não diferiram entre si (Tabela 3).

Finalmente, com relação à desnitrificação potencial, os solos da encosta agrícola foram significativamente distintos dos outros três locais amostrados e os valores obtidos nessa encosta foram os menores (Tabela 3). Zona ripária florestal, zona ripária pastoril e encosta pastoril não apresentaram diferenças estatisticamente significativas para a desnitrificação potencial durante o período estudado (Tabela 3).

Tabela 2 - Análise Kruskal-Wallis sobre o efeito do tipo de cobertura do solo sobre as variáveis: umidade e matéria orgânica do solo (%), N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ extraídos do solo (mg N.kg⁻¹), taxa líquida de mineralização e taxa líquida de nitrificação (mg N.kg⁻¹.dia⁻¹) e desnitrificação potencial (μg N.g⁻¹.dia⁻¹)

Variável	Fonte de variação	Qui ²	Pr > Qui ²
Umidade	Cobertura do solo	6,279	NS
Matéria Orgânica	Cobertura do solo	7,740	0,0571
N-NH ₄ ⁺	Cobertura do solo	23,654	<0,0001
N-NO ₃ ⁻	Cobertura do solo	17,967	0,0004
Taxa líquida de mineralização	Cobertura do solo	35,289	<0,0001
Taxa líquida de nitrificação	Cobertura do solo	33,420	<0,0001
Desnitrificação potencial	Cobertura do solo	30,010	<0,0001

Valores significativos foram considerados ao nível de significância de 5%. NS – valores não significativos.

Tabela 3 - Medianas e percentis 25 e 75 das variáveis: umidade e matéria orgânica do solo (%), N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ extraídos do solo (mg N.kg⁻¹), taxa líquida de mineralização e taxa líquida de nitrificação (mg N.kg⁻¹.dia⁻¹) e desnitrificação potencial (μg N.g⁻¹.dia⁻¹). As letras indicam quais locais diferiram entre si para cada variável testada

Cobertura do solo Variável	ZR Pastoril			Encosta Pastoril			ZR Florestal			Encosta Agrícola		
	Mediana	P25	P75	Mediana	P25	P75	Mediana	P25	P75	Mediana	P25	P75
Umidade	27,63	15,52	32,09	32,12	19,46	40,73	25,91	19,31	41,89	21,04	15,27	24,28
Matéria orgânica	10,94 ^{AB}	9,93	13,53	11,50 ^{AB}	10,06	13,31	12,46 ^A	11,12	18,51	8,25 ^B	5,92	13,15
N-NH ₄ ⁺	19,42 ^A	12,87	23,78	22,42 ^A	15,69	30,37	18,86 ^A	11,89	30,24	2,27 ^B	1,20	4,36
N-NO ₃ ⁻	1,35 ^A	0,35	3,40	0,03 ^B	n.a.	0,38	4,29 ^A	1,24	6,84	2,35 ^A	0,02	12,98
Taxa líquida de mineralização	1,68 ^B	0,73	3,45	- 0,08 ^C	- 0,53	0,49	4,57 ^A	3,57	6,22	0,61 ^B	0,21	1,16
Taxa líquida de nitrificação	1,95 ^B	0,93	3,71	0,08 ^C	- 0,004	0,36	4,57 ^A	3,37	6,24	0,40 ^C	0,04	1,06
Desnitrificação potencial	13,42 ^A	8,01	15,45	10,51 ^A	6,92	13,59	11,61 ^A	8,20	17,07	1,73 ^B	0,78	3,34

Sobre o efeito do período (sazonalidade) sobre as variáveis analisadas no solo, somente a variável umidade do solo apresentou diferença estatística significativa entre, pelo menos, dois períodos (Tabela 4). Dentre os períodos que se diferenciaram entre si destaca-se o período seco que foi diferente de todos os outros três períodos (chuvoso, transição entre seca e chuva e transição entre chuva e seca). Os valores de umidade obtidos para cada período foi de 13% para o período seco, 31% para o período de transição entre seca e chuva, 26% para o período chuvoso e 28% para o período de transição entre chuva e seca.

Tabela 4 - Análise Kruskal-Wallis sobre o efeito do período sobre as variáveis: umidade e matéria orgânica do solo (%), N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ extraídos do solo (mg N.kg⁻¹), taxa líquida de mineralização e taxa líquida de nitrificação (mg N.kg⁻¹.dia⁻¹) e desnitrificação potencial (μg N.g⁻¹.dia⁻¹)

Variável	Fonte de variação	Qui ²	Pr>Qui ²
Umidade	Período	12,957	0,0047
Matéria Orgânica	Período	0,4612	NS
N-NH ₄ ⁺	Período	1,0842	NS
N-NO ₃ ⁻	Período	5,4322	NS
Taxa líquida de mineralização	Período	1,2973	NS
Taxa líquida de nitrificação	Período	2,4082	NS
Desnitrificação potencial	Período	2,1436	NS

Valores significativos foram considerados ao nível de significância de 5%. NS – valores não significativos.

A taxa líquida de mineralização correlacionou-se positivamente com o conteúdo de matéria orgânica e com a concentração de N-nitrato extraído ($p < 0,05$; Tabela 5). Por outro lado, a taxa líquida de nitrificação e a desnitrificação potencial correlacionaram-se positivamente com a umidade do solo, com o conteúdo de matéria orgânica e com a concentração de N-amônio extraído do solo ($p < 0,05$; Tabela 5).

Tabela 5 - Matriz de correlação de Spearman entre todos os valores das variáveis: umidade e matéria orgânica do solo (%), N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ extraídos do solo (mg N.kg⁻¹), taxa líquida de mineralização e taxa líquida de nitrificação (mg N.g⁻¹.dia⁻¹) e desnitrificação potencial (μg N.g⁻¹.dia⁻¹)

		Umidade	Matéria orgânica	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	Taxa líquida de mineralização	Taxa líquida de nitrificação	Desnitrificação Potencial
Umidade		1						
	<i>p</i>							
Matéria orgânica		0,63	1					
	<i>p</i>	<0,0001						
N-NH ₄ ⁺		0,53	0,53	1				
	<i>p</i>	<0,0001	<0,0001					
N-NO ₃ ⁻		- 0,30	0,07	- 0,29	1			
	<i>p</i>	0,02	0,60	0,02				
Taxa líquida de mineralização		0,12	0,42	0,14	0,33	1		
	<i>p</i>	0,39	0,001	0,29	0,01			
Taxa líquida de nitrificação		0,28	0,45	0,41	0,22	0,85	1	
	<i>p</i>	0,04	0,0005	0,001	0,09	<0,0001		
Desnitrificação Potencial		0,48	0,40	0,43	- 0,14	n.a	n.a	1
	<i>p</i>	<0,0001	0,0005	0,0001	0,22			

n.a. indica que a correlação não foi realizada, dado que os valores de mineralização e nitrificação são líquidos e os valores de desnitrificação são potenciais.

4.2. CONCENTRAÇÃO DE NITROGÊNIO NA SOLUÇÃO DO SOLO

A Figura 13 apresenta o balanço iônico das amostras de solução de solo. Baseou-se no erro prático máximo estabelecido por Custodio e Llamas (1983⁸ apud FEITOSA; MANOEL-FILHO, 1997), o qual é estabelecido em função da condutividade elétrica da amostra. Considerou-se uma análise com elevado grau de confiabilidade, dado que 85% das amostras analisadas apresentaram erro prático dentro dos limites estabelecidos.

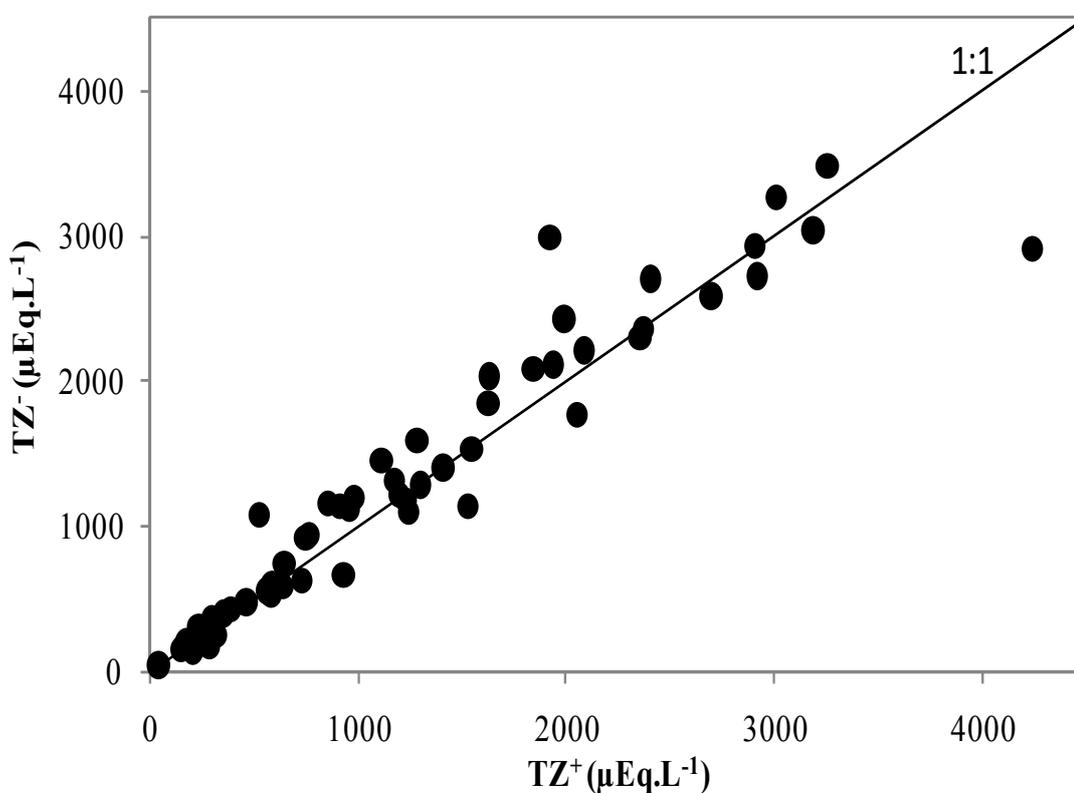


Figura 13. Dispersão do somatório de cargas cátions (TZ^+) e ânions (TZ^-) em $\mu\text{Eq.L}^{-1}$ das amostras de solução do solo. Inclui reta na proporção 1:1

Com exceção das concentrações de nitrito houve diferença estatisticamente significativa entre todas as variáveis analisadas na solução do solo (Tabela 6). Esse fato é um indicativo do efeito da cobertura do solo sobre a concentração de nitrogênio na solução do solo.

As maiores concentrações de NID e de nitrato foram observadas na solução do solo da encosta agrícola, as quais diferiram de todos os outros locais estudados (Tabela 7). Em seguida vieram as concentrações na zona ripária florestal, as quais diferiram significativamente também das concentrações de nitrogênio nos solos cuja cobertura era pasto (Tabela 7). A última posição ficou para as concentrações de NID no solo com pasto. Zona ripária pastoril e encosta pastoril não foram diferentes significativamente entre si com relação à concentração de nitrato e NID (Tabela 7).

Diferentemente do nitrato, as concentrações de amônio foram maiores na solução do solo das encostas, incluindo agrícola e pastoril, sendo estas concentrações diferentes estatisticamente das concentrações de amônio encontradas nos solos das zonas ripárias (Tabela 7). Estes dois últimos locais não diferiram significativamente entre si (Tabela 7).

Constatou-se efeito do período sobre as variáveis condutividade elétrica e concentração de amônio na solução do solo (Tabela 8).

Análise Kruskal-Wallis sobre o efeito do período para cada um dos locais estudados separadamente permite a visualização sobre qual local teve maior influência sobre o efeito do período na condutividade elétrica e amônio na solução do solo expresso anteriormente. No caso da condutividade elétrica, o efeito do período pode ter sido ocasionado em função do uso pastoril do solo, tendo em vista que a análise estatística segregada por local indicou que somente houve efeito do período sobre a condutividade elétrica nos locais com uso pastoril (encosta e zona ripária) ($p < 0,05$). No caso da concentração de amônio na solução do solo, a diferença entre período seco e período chuvoso pode ter ocorrido em função da posição dos locais estudados, tendo em vista que se constatou diferença estatística significativa ($p < 0,05$) entre período seco e período chuvoso somente nas zonas ripárias estudadas (pastoril e florestal).

Tabela 6 - Análise Kruskal-Wallis sobre o efeito do tipo de cobertura do solo sobre as variáveis: condutividade elétrica (C.E.; $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), nitrato (μM), nitrito (μM) e amônio (μM) da solução do solo durante o período estudado

Variável	Fonte de variação	Qui ²	Pr > Qui ²
C. E.	Cobertura do solo	25,19	<0,0001
NO ₃ ⁻	Cobertura do solo	45,67	<0,0001
NO ₂ ⁻	Cobertura do solo	6,27	NS
NH ₄ ⁺	Cobertura do solo	22,51	<0,0001
NID	Cobertura do solo	40,66	<0,0001

Valores significativos foram considerados ao nível de significância de 5%. NS – valores não significativos.

Tabela 7 - Medianas e percentis 25 e 75 das variáveis: condutividade elétrica (C.E.; $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), nitrato (μM), amônio (μM), nitrito (μM) e nitrogênio inorgânico dissolvido (NID; μM) na solução do solo nos quatro locais analisados no período do estudo. As letras indicam quais locais diferiram entre si para cada variável testada

Variável	ZR Pastoril			Encosta Pastoril			ZR Florestal			Encosta Agrícola		
	Mediana	P25	P75	Mediana	P25	P75	Mediana	P25	P75	Mediana	P25	P75
C.E.	35,70 ^C	28,97	79,80	126,34 ^B	113,38	194,90	65,79 ^{BC}	43,5	173,45	281,20 ^A	229,00	326,00
NO ₃ ⁻	2,97 ^C	2,15	8,03	2,18 ^C	1,69	2,80	28,53 ^B	6,83	40,17	1203,87 ^A	286,49	1566,91
NO ₂ ⁻	2,36	1,33	3,51	1,74	0,38	2,29	4,25	2,61	6,32	3,39	1,23	3,73
NH ₄ ⁺	1,49 ^B	1,28	2,14	4,32 ^A	2,60	4,94	0,86 ^B	0,51	1,74	5,85 ^A	3,31	10,28
NID	8,26 ^C	5,21	10,64	6,13 ^C	4,41	9,31	30,24 ^B	16,54	46,68	1221,51 ^A	293,33	1571,29

ZR – zona ripária

Tabela 8 - Análise Kruskal-Wallis sobre o efeito do período sobre as variáveis: condutividade elétrica (C.E.; $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), nitrato (μM), nitrito (μM) e amônio (μM) da solução do solo

Variável	Fonte de variação	Qui ²	Pr>Qui ²
C.E.	Período	11,619	0,0007
NO ₃ ⁻	Período	0,016	NS
NO ₂ ⁻	Período	2,010	NS
NH ₄ ⁺	Período	12,491	0,0004
NID	Período	0,1434	NS

Valores significativos foram considerados ao nível de significância de 5%. NS – valores não significativos.

4.3. ÁGUA DO RIBEIRÃO

A Figura 14 apresenta o balanço iônico das amostras de água coletadas nos ribeirões Cachoeira e Caxambu, visando verificar a qualidade analítica dos dados. Assim como a verificação da qualidade do processo analítico dos dados de cátions e ânions para a solução do solo baseou-se no erro prático máximo estabelecido por Custodio e Llamas (1983), esta consideração sobre a qualidade dos dados físico-químicos da água dos ribeirões também se basearam nesse erro prático.

Dezenove amostras apresentaram valores de erro prático máximo acima do permitido, ou seja, os altos índices podem significar erro analítico ou a presença de um íon não analisado em concentrações relevantes. Mesmo assim, considerou-se uma análise com elevado grau de confiabilidade, dado 85% das amostras analisadas apresentaram erro prático dentro dos limites estabelecidos.

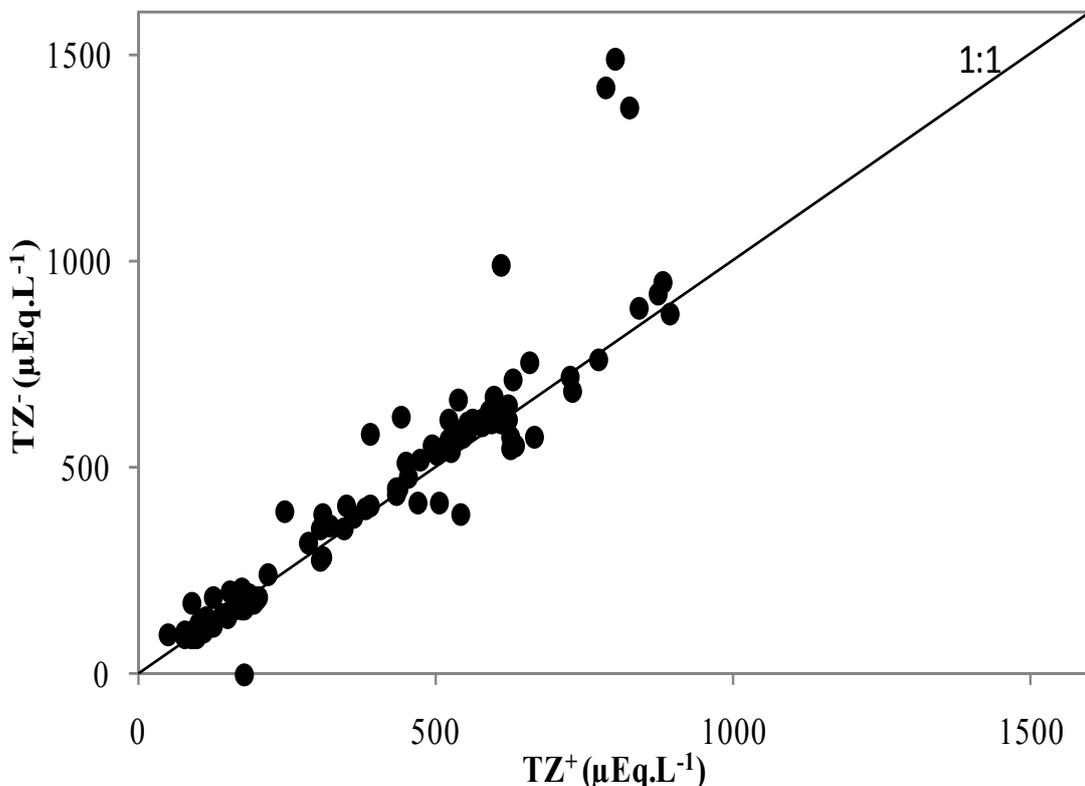


Figura 14. Dispersão do somatório de cargas cátions (TZ^+) e ânions (TZ^-) em $\mu Eq.L^{-1}$ das amostras de água coletadas nos ribeirões Cachoeira e Caxambu. Inclui reta na proporção 1:1

Houve aumento da vazão média no período chuvoso nos dois trechos dos ribeirões analisados (Figura 15). No caso do ribeirão Cachoeira a vazão média para o período seco foi de 142 L.s^{-1} e no período chuvoso de 200 L.s^{-1} . O ribeirão Caxambu apresentou vazão média de 330 L.s^{-1} para o período seco e vazão média de 557 L.s^{-1} no período chuvoso. Há que se destacar as vazões medidas no ribeirão Caxambu para as coletas 7, 8 e 12 (06/12/07; 10/01/08 e 06/03/08, respectivamente) incluídas ao período chuvoso, cujos valores ficaram muito abaixo na média observada para esse ribeirão durante esse período.

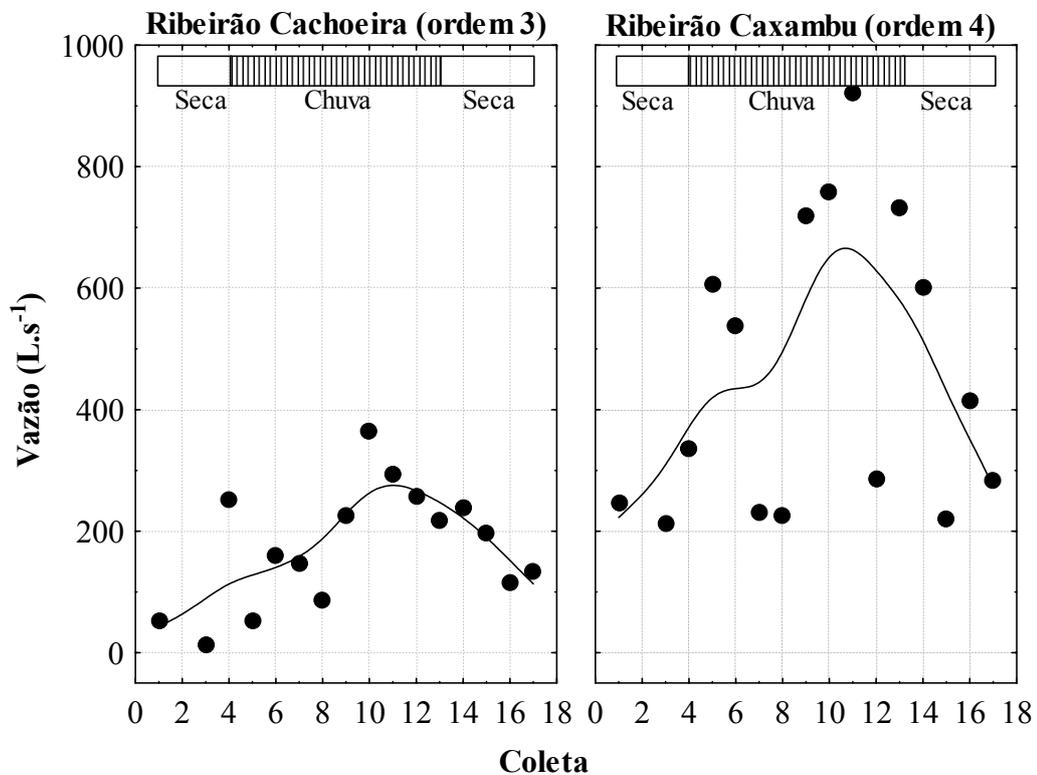


Figura 15. Variação da vazão (L.s^{-1}) nos dois trechos estudados: ribeirão Cachoeira e ribeirão Caxambu em função das coletas e sazonalidade, durante o ano hidrológico de agosto de 2007 a julho de 2008. As linhas (—) são linhas de tendência do tipo distância dos mínimos quadrados ponderada

Diferença estatisticamente significativa foi encontrada para todas as variáveis físicas quando se comparou os dados do ribeirão Cachoeira e o ribeirão Caxambu (Tabela 9). Ou seja, conforme o ribeirão se afasta da cabeceira há um aumento da temperatura e da

condutividade elétrica (Tabela 10); o pH e o oxigênio dissolvido são reduzidos conforme se afasta da cabeceira (Tabela 10).

Com relação ao nitrogênio, a concentração de NID foi diferente entre os dois ribeirões estudados durante o período analisado ($p < 0,05$; Tabela 9), inclusive houve diferença significativa quando se considerou as concentrações de nitrato e amônio separadamente ($p < 0,05$; Tabela 9). O ribeirão Caxambu foi o que apresentou as maiores concentrações de nitrogênio (Tabela 10).

Os valores de nitrito não foram incluídos, tendo em vista que as suas concentrações não foram detectadas pelo equipamento utilizado. Isso corrobora o fato que Lewis et al. (1999) verificaram que a concentração de nitrito é baixa em ambientes oxigenados, praticamente insignificante para a constituição do NID.

Tabela 9 - Análise Kruskal-Wallis sobre o efeito da ordem dos ribeirões Cachoeira e Caxambu sobre as variáveis físico-químicas: temperatura (°C), condutividade elétrica (C.E.; $\mu\text{S. cm}^{-1}$), oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}), pH, nitrato (μM), amônio (μM) e NID (μM) durante o período de estudo

Variável	Fonte de variação	Qui ²	Pr > Qui ²
Temperatura	Ordem dos ribeirões	13,63	0,0002
C.E.	Ordem dos ribeirões	65,58	<0,0001
Oxigênio dissolvido	Ordem dos ribeirões	18,67	<0,0001
pH	Ordem dos ribeirões	19,93	<0,0001
NO ₃ ⁻	Ordem dos ribeirões	13,62	0,0002
NH ₄ ⁺	Ordem dos ribeirões	12,24	0,0005
NID	Ordem dos ribeirões	11,09	0,0009

Valores significativos foram considerados ao nível de significância de 5%.

Tabela 10 - Mediana e percentis 25 e 75 das variáveis: temperatura (°C), condutividade elétrica (C.E.; $\mu\text{S. cm}^{-1}$), oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}), pH, nitrato (μM) e amônio (μM) durante o período de estudo para os dois ribeirões estudados

Cobertura do solo Variável	Ribeirão Cachoeira			Ribeirão Caxambu		
	Mediana	P25	P75	Mediana	P25	P75
Temperatura	18,30 ^B	15,40	19,70	21,00 ^A	17,50	22,30
C.E.	25,00 ^B	19,80	45,50	76,10 ^A	67,90	89,40
Oxigênio dissolvido	8,72 ^A	8,36	9,38	7,92 ^B	7,71	8,97
pH	6,10 ^A	5,78	6,59	6,72 ^B	6,47	6,90
NO ₃ ⁻	12,53 ^B	10,41	14,33	15,72 ^A	12,12	18,24
NH ₄ ⁺	1,82 ^B	1,31	3,51	4,51 ^A	1,56	5,71

Em ambos os ribeirões estudados, houve efeito da sazonalidade sobre as concentrações de nitrato ($p < 0,05$; Tabela 11; Figura 16). Em ambos os ribeirões as maiores concentrações de nitrato foram observadas durante o período seco.

Há que se destacar a coleta número quatro referente ao dia 08/10/08 cujos valores das concentrações de nitrato foram os maiores nos dois trechos dos ribeirões (Figura 16). Este dia de coleta coincidiu com a primeira chuva na região (informação pessoal⁹).

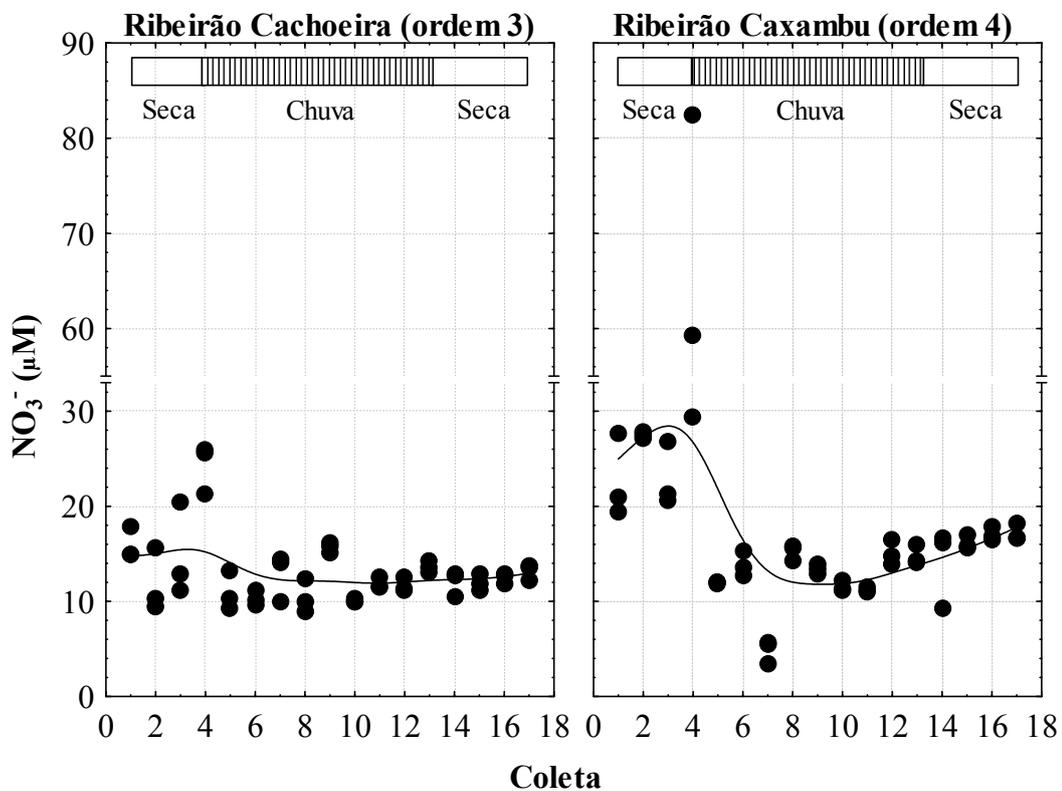


Figura 16. Variação da concentração de nitrato (μM) em função da sazonalidade para os dois ribeirões: Cachoeira – ordem 3 e Caxambu – ordem 4. As linhas (—) são linhas de tendência do tipo distância dos mínimos quadrados ponderada

⁹ Senhor Otaide administrador da Fazenda Cachoeira no município de Jundiá (S23°14'20" O47°01'39") no dia 08.10.08 e Senhora Fátima moradora de uma pequena propriedade no município de Itupeva (S23°11'11" O47°00'29") no dia 08.10.08. Ambos locais de coleta do presente estudo.

Tabela 11- Análise Kruskal-Wallis sobre o efeito do período sobre as variáveis: nitrato (μM), amônio (μM) e nitrogênio inorgânico dissolvido (NID; μM) para cada um dos ribeirões estudados

Variável	Fonte de variação	Qui ²	Pr > Qui ²
Ribeirão Cachoeira - Ordem 3			
NO_3^-	Período (seca e chuva)	5,38	0,0203
NH_4^+	Período (seca e chuva)	1,14	NS
NID	Período (seca e chuva)	3,71	0,0542
Ribeirão Caxambu - Ordem 4			
NO_3^-	Período (seca e chuva)	30,57	<0,0001
NH_4^+	Período (seca e chuva)	0,21	NS
NID	Período (seca e chuva)	13,27	0,0003

Valores significativos foram considerados ao nível de significância de 5%. NS – valores não significativos

Com relação às concentrações de amônio (Figura 17) não houve diferença sazonal em suas concentrações (Tabela 11).

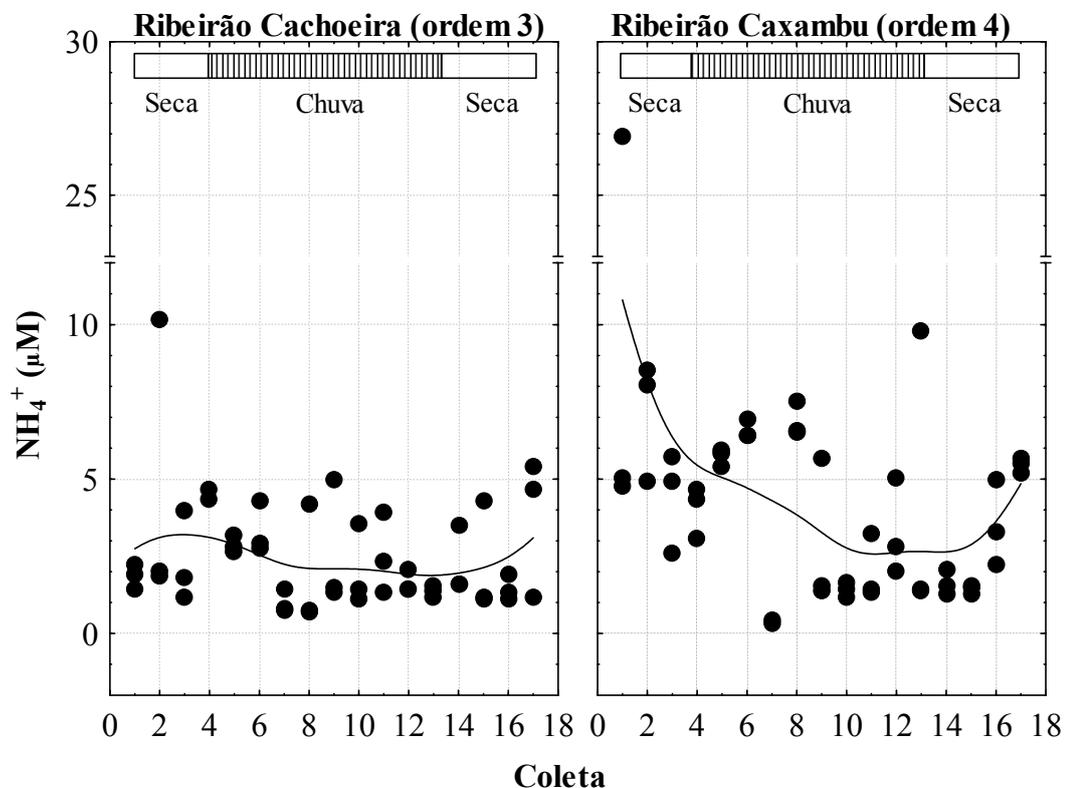


Figura 17. Variação da concentração de amônio (μM) em função da sazonalidade para os dois ribeirões: Cachoeira – ordem 3 e Caxambu – ordem 4. As linhas (—) são linhas de tendência do tipo distância dos mínimos quadrados ponderada

Tendo em vista que as concentrações de nitrogênio foram diferentes entre os dois ribeirões estudados, ou seja, houve efeito da ordem sobre essa variável (Tabela 9). Resolveu-se calcular os fluxos de nitrogênio normalizados pela respectiva área de drenagem de cada ribeirão. Essa análise possibilitaria verificar se, o aumento da área antrópica tem influência sobre a qualidade da água na bacia.

Não houve diferença estatística significativa entre os fluxos de nitrato e amônio conforme se aumenta a ordem do ribeirão (Tabela 12). O fluxo médio diário de N-nitrato durante o período estudado foi de $1,32 \text{ mg} \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{ha}^{-1}$, com desvio padrão de 0,84. Já o fluxo médio N-amônio foi de $0,27 \text{ mg} \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{ha}^{-1}$ com desvio padrão de 0,18. Assim, a bacia hidrográfica do ribeirão Caxambu estaria transportando anualmente $0,58 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$.

Tabela 12 - Análise de variância sobre o efeito da ordem do ribeirão Caxambu sobre os fluxos normalizados pela área ($\text{mg} \cdot \text{dia}^{-1} \cdot \text{ha}^{-1}$) das variáveis N-nitrato e N-amônio durante o período do estudo

Variável	Fonte de variação	GL	F	Pr>F
N-NO ₃ ⁻	Ordem dos ribeirões	1	1,61	NS
N- NH ₄ ⁺	Ordem dos ribeirões	1	0,01	NS
	Resíduo	30		
	Total	31		

Valores significativos foram considerados ao nível de significância de 5%. NS – valores não significativos.

Na tentativa de entender as possíveis origens do nitrogênio nas águas do ribeirão Caxambu foram realizadas correlações de Spearman entre as concentrações de nitrato e amônio e as concentrações de cálcio, magnésio e sulfato. Essas correlações podem ser visualizadas na Tabela 13.

Ambas as espécies de nitrogênio correlacionaram-se significativamente com os íons sulfato, cálcio e magnésio ($p < 0,0001$). Com relação ao nitrato, a correlação mais forte foi com

o íon magnésio ($r = 0,67$), seguido pelo valor da correlação com o cálcio ($r = 0,60$). Já o amônio correlacionou-se mais fortemente com os íons cálcio e magnésio ($r = 0,59$).

Tabela 13 - Matriz de correlação de Spearman para as variáveis: sulfato, nitrato, amônio, magnésio e cálcio em μM

Íon		Sulfato	Nitrato	Amônio	Magnésio	Cálcio
Sulfato		1				
	<i>p</i>					
Nitrato		0,39	1			
	<i>p</i>	<0,0001				
Amônio		0,40	0,49	1		
	<i>p</i>	<0,0001	<0,0001			
Magnésio		0,56	0,67	0,59	1	
	<i>p</i>	<0,0001	<0,0001	<0,0001		
Cálcio		0,60	0,60	0,59	0,98	1
	<i>p</i>	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	

Valores significativos foram considerados ao nível de significância de 5%.

5. DISCUSSÃO

5.1. DINÂMICA DO NITROGÊNIO NO SOLO

A alta concentração de NID (1221,1 μM ; Tabela 7), composto predominantemente por nitrato, na encosta agrícola, sugere que este local é uma fonte de nitrogênio à floresta ripária, principalmente devido ao fato de que áreas agrícolas são periodicamente adubadas.

A significativa redução das concentrações de nitrato na solução do solo quando se passa da encosta agrícola para a zona ripária florestal (30 μM ; Tabela 7) sugere que o nitrogênio está sendo retirado do sistema. A mesma tendência foi observada em clima temperado por Peterjohn; Correl (1984); Lowrance et al. (1984); Osborne; Kovacic (1993), que encontraram uma significativa redução da concentração de nitrato em águas sub-superficiais entre uma encosta ocupada por agricultura e a sua respectiva floresta ripária.

O processo de desnitrificação pode ser um mecanismo responsável pela redução da concentração de nitrato nas águas do subsolo oriundo da encosta agrícola, já que o potencial desnitrificante da floresta ripária (11,6 $\mu\text{g N.g}^{-1}.\text{dia}^{-1}$; Tabela 3) é significativamente maior do que na encosta agrícola (1,7 $\mu\text{g N.g}^{-1}.\text{dia}^{-1}$; Tabela 3) (COOPER, 1990; GROFFMAN et al., 1992; GROFFMAN et al., 1996; GARDNER, 2008).

O fato da concentração de nitrato (4,3 $\mu\text{g N.g}^{-1}$) extraído do solo ser inferior a concentração de amônio (18,9 $\mu\text{g N.g}^{-1}$) no solo florestal sugere que o papel da desnitrificação como sumidouro de nitrogênio nessas florestas ripárias pode ser importante. Pois, a dominância do amônio sobre o nitrato não era esperada para solos florestais, tendo em vista que vários estudos (e.g. PICOLLO; NEILL; CERRI, 1994) mostram o predomínio do nitrogênio na forma de nitrato em solos de floresta.

O menor conteúdo de matéria orgânica (8,3%; Tabela 3) e o maior pH da encosta agrícola ($\approx 6,0$, dados não mostrados) são dois fatores ambientais que podem explicar as

menores DEA obtidas na encosta agrícola ($1,7 \mu\text{g N.g}^{-1}.\text{dia}^{-1}$; Tabela 3), já que a encosta agrícola apresenta disponibilidade de nitrato extraído do solo e água igual a da floresta ripária (Tabela 3), pré-requisitos importantes para o processo de desnitrificação. Adicionalmente, o fato da encosta agrícola ser um ambiente perturbado também explicaria as menores DEA obtidas na agricultura. O distúrbio é um dos fatores responsáveis por reduzir a comunidade de microorganismos desnitrificadores e, conseqüentemente, a sua atividade, pois torna essa comunidade em áreas agrícolas menos conservada e menos ativa (CARNEY; MATSON; BOHANNAN, 2004; WALLENSTEIN et al., 2006).

A quantidade de nitrogênio retirada pela floresta ripária através da desnitrificação parece não variar muito ao longo do ano (Tabela 4). O fato do conteúdo de água no solo não variar muito ao longo do ano, com exceção do período seco, quando a umidade cai significativamente (Tabela 4), bem como a significativa correlação da DEA com a umidade ($p < 0,0001$; Tabela 5) corroboram a constatação anterior.

No entanto, mesmo que o potencial desnitrificante seja o mesmo ao longo do tempo, as perdas efetivas devem ser maiores quando há maior movimentação do nitrogênio no solo, ou seja, durante o período chuvoso, quando há a maior movimentação da água no solo. Neste caso, as perdas de nitrogênio pelas camadas mais superficiais do solo através da desnitrificação, devem ser maiores, uma vez que Germer et al. (2009) constataram que em florestas intactas da Amazônia, fluxos rápidos de água são preferidos para o transporte de nitrato ao ribeirão.

No caso da vertente agrícola estudada, a possível presença de uma camada de impedimento, pode potencializar a retirada de nitrogênio oriundo da encosta agrícola pela desnitrificação. Pois permitiria que o nitrogênio se concentrasse nas primeiras camadas do

solo, devido ao movimento horizontal da água, onde a comunidade microbiana é mais freqüente e ativa.

Conforme exposto por Elsenbeer (2001), em solos onde há uma camada de impedimento, logo abaixo da superfície, condição característica de argissolos, o escoamento da água sub-superficialmente é favorecido, havendo até fluxos de retorno, onde a água escoaria superficialmente. O conteúdo de argila entre 20 e 40 cm de profundidade de, aproximadamente, 60% (dados não mostrados) sugere que possa haver esta camada de impedimento na encosta agrícola, ou, pelo menos, diminuir sensivelmente a condutividade hidráulica deste solo nesta camada

Entretanto, a desnitrificação sozinha não pode ser considerada como o processo isolado responsável pela redução da concentração de nitrato na solução do solo observada entre a encosta agrícola e a floresta ripária, especialmente, porque o trabalho limitou-se ao estudo do processamento do nitrogênio nos primeiros centímetros do solo. Há a possibilidade de perdas por lixiviação ao longo do perfil do solo

O fato da concentração de nitrato obtido na solução do solo na floresta ripária poder ser considerado oriundo da ciclagem interna do nitrogênio (NEILL, 2006b; GROppo, dados não publicados) implica sobre a ocorrência do processo de lixiviação. A lixiviação de nitrogênio na vertente agrícola estudada poderia ser corroborada pelos seguintes fatores: (i) o próprio fato de existir altas concentrações de nitrato a 50 cm de profundidade na encosta agrícola; (ii) o reservatório de nitrogênio no solo representado pelo somatório as concentrações de amônio e nitrato extraídos solo ser significativamente inferior na encosta agrícola (4,6 mg N.kg⁻¹) em relação a floresta ripária (23,1 mg N.kg⁻¹) e a pastagem (21,6 mg N.kg⁻¹) (Tabela 3); e (iii) as correlações significativas ($p < 0,05$) entre o íon nitrato e os íons

cálcio e magnésio na água do ribeirão Caxambu (Tabela 13), as quais sugerem que o nitrato presente na água do ribeirão é oriundo da água subterrânea.

A correlação entre íons nitrato, cálcio e magnésio tem sido utilizada para designar a origem do nitrato em rios e riachos. Lovett; Weathers; Sobczak (2000) utilizaram a fraca correlação entre os íons nitrato e cálcio para explicar que a água subterrânea não seria a principal fonte de nitrato para rios drenando bacias hidrográficas florestadas Catskill de Nova Iorque; e Jarvie et al. (2000), estudando as relações entre íons maiores e elementos traços para estabelecer correlações entre a constituição química da água do rio às fontes da bacia hidrográfica, sustentaram que a lixiviação do nitrato deve ocorrer conjuntamente à lixiviação de cálcio e magnésio que são íons originários, predominantemente, do intemperismo de rochas.

As taxas de mineralização e nitrificação na floresta ripária da ordem de $4,6 \mu\text{g N.g}^{-1}.\text{dia}^{-1}$, variando de 3,3 a $6,2 \mu\text{g N.g}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ (Tabela 3), são superiores taxas de mineralização e nitrificação em outras florestas tropicais da América Latina. Na Amazônia, essas taxas não ultrapassaram $3,5 \mu\text{g N.g}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ (PICOLLO; NEILL; CERRI, 1994; NEILL et al., 1995; NEILL et al., 1997; LUIZÃO et al., 2004). Em floresta Atlântica, na região de Ubatuba, mineralização e nitrificação são da ordem de 1,9 e $2,8 \mu\text{g N.g}^{-1}.\text{dia}^{-1}$, respectivamente (CARMO et al., dados não publicados) e na Costa Rica os valores são de 2,5 e $2,1 \mu\text{g N.g}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ para a mineralização e nitrificação, respectivamente (REINERS et al., 1994).

Este aumento relativo das taxas de mineralização e nitrificação obtido na floresta ripária do presente estudo em relação a outras florestas tropicais sugere que elevada quantidade de nitrogênio está entrando no sistema ripário florestado. Matson et al. (1990) e Steudler et al. (2002) indicaram que a fertilização resulta no aumento das taxas de mineralização e nitrificação.

Neste caso, o nitrogênio seria oriundo do NID advindo da encosta agrícola. No caso da floresta ripária, através do processo de absorção de nutrientes pelo sistema radicular das plantas, deve haver a movimentação do nitrogênio a partir de águas sub-superficiais e subterrâneas. Este nitrogênio ficaria fixado na biomassa vegetal arbórea, com posterior deposição na forma de serrapilheira. A deposição da serrapilheira seria, então, uma importante fonte de nitrogênio oriundo da encosta agrícola para a atividade microbiana nos primeiros centímetros do solo, pois representa a principal via de retorno de nutrientes à superfície do solo (PAGANO; DURIGAN, 2000). O fato do conteúdo de matéria orgânica ser maior nos solos ripários florestais (12,5%) em relação à encosta agrícola (8,3%) indica a contribuição da serrapilheira florestal como fonte de nitrogênio orgânico para os processos de transformação desse elemento na floresta, resultando no aumento expressivo dessas taxas.

Além de promover o aumento das taxas de mineralização e nitrificação através da disponibilização de nitrogênio orgânico para a atividade microbiana (NAIMAN; DÉCAMPS, 1997), a retirada de nitrogênio pelas raízes das plantas (PETERJOHN; CORRELL, 1984) com posterior armazenamento na biomassa arbórea previne a percolação vertical do nitrato às águas muito profundas do solo (MANDER; KUUSEMETS; IVASK, 1995). Fato que pode ajudar a explicar a redução da concentração de NID na solução do solo entre encosta agrícola e floresta ripária.

Com relação à vertente pastoril, não existe um indicativo claro de que a zona ripária esteja retirando nitrogênio oriundo da encosta pastoril, já que a concentração de NID na solução do solo não muda ao passar da encosta pastoril para a zona ripária.

Mesmo que a pastagem apresente o mesmo potencial desnitrificante que a floresta ripária (Tabela 3), este processo parece não ser fundamental para retirar nitrogênio de um sistema em que a ciclagem desse elemento já se apresenta reduzida.

Como apontado pela literatura, florestas apresentam maiores taxas de mineralização e nitrificação do que pastagens (REINERS et al., 1994; PICOLLO; NEILL; CERRI, 1994; NEILL et al., 1995; NEILL et al., 1997; RHOADES; COLEMAN, 1999; TEMPER et al., 2005). Desta forma, se for considerado que as concentrações de NID no solo da floresta ripária podem ser um sinal também da ciclagem interna da própria floresta, a baixa concentração de NID na solução do solo das pastagens ($\pm 7 \mu\text{M}$; Tabela 7) em relação à floresta ripária ($30,2 \mu\text{M}$; Tabela 7) deve ser resultado da menor taxa de mineralização e nitrificação que ocorrem no pasto ($\approx 0,1$ e $1,0 \mu\text{g N.g}^{-1}.\text{dia}^{-1}$, respectivamente) em relação a floresta ripária ($4,6 \mu\text{g N.g}^{-1}.\text{dia}^{-1}$, respectivamente). Essa explicação é compatível aos resultados obtidos por Neill et al. (2001; 2006b) em solos da Amazônia, onde a conversão de floresta em pastagem, resultou em significativa redução da concentração do NID na solução do solo e essa redução foi atribuída às menores taxas de mineralização e nitrificação encontradas nessa pastagem (NEILL et al., 1995; 1997; MELILLO et al., 2001).

É importante destacar que, a pastagem em questão é vegetada com espécies do gênero *Brachiaria*, que tem alta relação C:N (FISHER; THOMAS; RAO, 1998¹⁰ apud FISHER et al., 2007). Este fato justificaria a imobilização de nitrogênio pela população microbiana que foi observada na encosta pastoril (Tabela 3) pelo presente estudo. Cantarella (2007) ressalta que alta relação C:N encontrada em pastagens do tipo *Brachiaria* resulta em imobilização do nitrogênio e, conseqüentemente, diminui a disponibilidade desse elemento à solução do solo.

Dentre os fatores que levaram a DEA nas pastagens ($13,4 \mu\text{g N.g}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ – ripário e $10,5 \mu\text{g N.g}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ – encosta) serem iguais as DEA na floresta ripária ($11,6 \mu\text{g N.g}^{-1}.\text{dia}^{-1}$) (Tabela 3) destacam-se a umidade, a matéria orgânica e o pH, já que o conteúdo de nitrato no solo parece não estar limitando o processo de desnitrificação nas pastagens.

¹⁰ FISHER, M. J., THOMAS, R. J.; RAO, I. M. Management of tropical pastures in the acid-soil savannas of South America for carbon sequestration in the soil. In: LAL, R., KIMBLE, J. M., FOLLETT, R. F.; STEWART, B. A. (Ed). **Management of Carbon Sequestration in Soil**. Boca Raton: CRC Press, 1998 p. 405–420. 1998.

A importância da disponibilidade de carbono para o processo de desnitrificação, também foi constatada por Groffman et al. (2001), já que estes autores também não encontraram diferenças significativas da DEA entre floresta tropical da Costa Rica e pastagem. Esses autores dizem que o “efeito sucessional” parece dominar o processo de desnitrificação. Esse efeito seria caracterizado pelo alto dinamismo da pastagem, a qual representa uma vegetação mais nova, com maior atividade de crescimento, característica que provavelmente supre mais prontamente a disponibilidade de matéria orgânica às comunidades microbianas. A correlação significativa entre a matéria orgânica e a desnitrificação potencial ($p < 0,05$; Tabela 7), bem como o fato do conteúdo de matéria orgânica não ser diferente entre floresta ripária e as pastagens (Tabela 3) suportaria essa explicação.

Tanto zonas ripárias (florestada e pastoril) e encosta pastoril apresentaram pH mais ácidos do que a encosta agrícola. O pH das zonas ripárias variou de 3,5 até 4,4 (dados não mostrados) e o pH da encosta pastoril foi da ordem de 5,0 (dados não mostrados). Este fato deve estar colaborando para manter o potencial de desnitrificação das pastagens no mesmo patamar que o encontrado na floresta ripária. Vale lembrar que pH mais ácido favorece o processo de transformação de nitrogênio no solo (GROFFMAN, 2000).

O nitrato não seria limitante da DEA no caso das pastagens estudadas por três motivos: (i) a pastagem apresentar menor conteúdo de nitrato no solo ($0,03 \mu\text{g N.g}^{-1}$) em relação à floresta ripária ($4,3 \mu\text{g N.g}^{-1}$); (ii) a concentração de nitrato na solução do solo da pastagem ser inferior a concentração na floresta ripária; e (iii) o reservatório de amônio extraído do solo ser superior ao reservatório de nitrato (Tabela 3), fato que já era esperado tendo em vista vários estudos em regiões tropicais (e.g. KELLER; REINERS, 1994; PICOLLO; NEILL; CERRI, 1994; NEILL et al., 1995).

Mesmo que a ciclagem do nitrogênio mostre-se reduzida na pastagem (encosta e zona ripária) em relação à floresta ripária, a posição do pasto na vertente parece exercer influência sobre como o nitrogênio está sendo processado ao longo da vertente pastoril, já que as taxas de mineralização e nitrificação foram significativamente menores na encosta pastoril em relação ao pasto ripário.

A maior atividade nitrificadora nos solos de pasto ripário aumentou o reservatório de nitrato na zona ripária pastoril em relação à encosta pastoril, já que a concentração de nitrato extraído do solo foi significativamente maior no pasto ripário (Tabela 3). Porém, esse aumento do nitrato extraído não se refletiu em aumento da concentração de nitrato na solução do solo a 50 cm de profundidade, tendo em vista que essa concentração não foi significativamente diferente entre zona ripária e encosta pastoris (Tabela 7). Contrariamente ao nitrato, a maior taxa de nitrificação que reduz as concentrações de amônio no solo, parece ter sido perceptível na solução do solo do pasto ripário, dado que a concentração de amônio neste local (1,5 μM ; Tabela 7) foi significativamente inferior a concentração de amônio da encosta (4,3 μM ; Tabela 7).

Como não foi constatada diferença do conteúdo de água e de matéria orgânica no solo entre pasto ripário e pasto de encosta, outros fatores devem ser considerados para explicar as maiores taxas de transformação de nitrogênio dos solos ripários pastoris em relação aos solos de encosta com pastagem.

Por exemplo, as maiores taxas de mineralização e nitrificação no pasto ripário em relação à encosta pastoril poderiam ser explicadas em função da constituição vegetativa das áreas amostradas. Duas das três repetições de zona ripária pastoril utilizadas para coleta de solo pelo estudo apresentavam uma mistura de pasto com alguma vegetação arbustiva em regeneração. Templer et al. (2005), por exemplo, constataram que solos ocupados por

vegetação em regeneração e por pastos mistos apresentaram maiores valores de mineralização e nitrificação do que solos com pasto ativo.

Finalmente, tendo em vista que a taxa de nitrificação foi maior na floresta do que no pasto e considerando que as florestas ripárias examinadas pelo presente trabalho não apresentaram desnitrificação potencial diferente aos solos com uso pastoril, sugere-se que as florestas ripárias possibilitam maiores perdas de nitrogênio do solo se for levado em consideração que a nitrificação é um processo através do qual também existem perdas gasosas de nitrogênio. A produção de gases de nitrogênio não é exclusiva do processo de desnitrificação, durante a nitrificação também há produção de NO e N₂O, como explicam Firestone; Davidson (1989)⁵; Verchot et al. (1999); Davidson et al. (2000). Em uma revisão, Correll (1997) afirma que vários autores acreditam que uma alternância entre desnitrificação e nitrificação, pode ser responsável pela elevada quantidade de nitrato oriundo de áreas agrícolas de que estava sendo retirada pelas florestas ripárias.

5.2. NITROGÊNIO NO RIBEIRÃO CAXAMBU

Embora de ordens diferentes e, portanto, com áreas de drenagem distintas (Figura 6), há indícios de que o ribeirão Cachoeira e o ribeirão Caxambu não estão carreando nitrogênio em excesso advindo de atividades antrópicas, uma vez que a concentração de NID na água apresentou mediana máxima da ordem de 20 µM (Tabela 10). Esta afirmação baseou-se no estudo de Morgan (2008) sobre a dinâmica de íons maiores em oito ribeirões no município de Ubatuba, onde verificou que, em seis deles, os quais drenam área de floresta Ombrófila Densa intacta, a concentração de NID foi também da ordem 20 µM. Por outro lado, os outros dois ribeirões (Grande e Lagoinha) estudados por Morgan, cujas áreas de drenagem incluíam áreas urbanizadas, apresentaram concentrações aumentadas para, cerca de 40 µM.

Entretanto, não deixa de causar surpresa o fato das concentrações de NID no ribeirão Caxambu encontrarem-se dentro de níveis observados em bacias não alteradas no Estado de São Paulo, mesmo tendo metade de sua área desmatada (Figura 7). Ressalta-se que Biggs; Dunne; Martinelli (2004), estudando a distribuição de nitrogênio em diferentes bacias hidrográficas localizadas no Estado de Rondônia, constataram que a concentração de nitrogênio somente foram alteradas quando somente 70% da bacia havia sido desmatada. Porém, deve-se olhar com ressalva sobre essa comparação, dado que, no estudo de Biggs; Dunne; Martinelli, esses percentuais foram obtidos para mudanças de uso do solo não urbanas, o que não é totalmente o caso da bacia do ribeirão Caxambu, pois nela inserem-se alguns bairros residenciais e indústrias (BEZERRA; MANFRINATO, 2007; DAE, 2007; CARNEIRO, 2008).

A resistência ao distúrbio que algumas bacias exibem tem sido atribuída à presença de solos profundos com alta capacidade de retenção de nutrientes (BIGGS; DUNNE; MARTINELLI, 2004; SWANK; VOSE, 1997; SWANK; VOSE; ELLIOTT, 2001) devido à adsorção de formas inorgânicas e orgânicas de nitrogênio ao longo do perfil do solo (QUALLS et al., 2000; QUALLS et al., 2002). A região da bacia do ribeirão Caxambu está inserida sobre um contexto de argissolos vermelho-amarelo de textura média/argilosa e cambissolo de textura média/argilosa, ou seja, o fato da argila ter CTC (capacidade de troca de cátions) alta, deve conferir a essa bacia alta capacidade de reter nutrientes advindos das áreas agrícolas. Entretanto, como as argilas têm comumente carga negativa, o íon mais retido deve ser o amônio, pois apresenta carga positiva. O nitrato, por sua vez, deve ser menos retido pelo solo, devido a sua carga negativa.

Por outro lado, a bacia do ribeirão Caxambu é dominada por riachos de primeira e segunda ordens (Figura 4). Riachos menores são conhecidos pelo elevado potencial de processamento do nitrogênio (SABATER et al., 2000; PETERSON et al., 2001). Portanto, as

perdas por desnitrificação na coluna de água (CHRISTENSEN et al., 1990) e a tomada de formas inorgânicas de nitrogênio por organismos bentônicos (RICHARDS; JOHNSON; HOST, 1993) poderia ser uma explicação alternativa para as baixas concentrações de nitrogênio observadas no ribeirão Caxambu. Peterson et al. (2001) constatou que os riachos de cabeceira são efetivos na remoção e transformação do nitrogênio inorgânico dissolvido da coluna de água devido a sua alta atividade biológica combinada com ao aumento do tempo de contato entre sedimento e água. Tendo em vista que a retirada de NID é especialmente alta em rios rasos, esses sistemas podem desempenhar importante função na redução do nitrogênio exportado rio abaixo (ALEXANDER; SMITH; SCHWARZ, 2000).

No entanto é importante lembrar que a detecção da influência humana nos processos biogeoquímicos é complicada devido à variabilidade natural da ciclagem de nutrientes e da química da água em rios (SONZOGNI et al., 1980). Além disso, a concentração de cátions no rio varia em função do *status* de cátions no solo (BIGGS et al., 2002) e a concentração de nitrogênio, carbono e fósforo varia em função do conteúdo de nutrientes no solo (POTE et al., 1999), relação C:N (AITKENHEAD; McDOWELL, 2000), geologia (DILLON; KIRCHNER, 1975) e geomorfologia (HILL, 1978), o que dificulta a separação do efeito natural do humano na concentração de nutrientes (BIGGS; DUNNE; MARTINELLI, 2004).

Ainda assim, é possível elucidar sobre as possíveis origens do nitrogênio nos dois ribeirões estudados. Uma vez que existe forte associação entre os processos biogeoquímicos que ocorrem na bacia de drenagem e a constituição química do corpo hídrico que o drena (HOLLAND, 1984¹¹ apud MARKEVITZ et al., 2001; MEYBECK, 1987; JARVIE et al., 2000; LOVETT; WEATHERS; SOBCZAK, 2000), a concentração de NID observada na água tem sido comumente relacionada aos demais íons presente no ribeirão. Este aspecto já foi

¹¹ HOLLAND, H. D. **The chemical evolution of the atmosphere and oceans**. Princeton: Princeton University Press, 1984.

evidenciado no item anterior (pg. 92, parágrafo 1). Assim, em poucas palavras, se o nitrogênio apresentar correlação significativa com o íon cálcio e magnésio isso seria um indicativo de que sua origem é terrestre, mais especificamente, da água subterrânea (LOVETT; WEATHERS; SOBCZAK, 2000) e se houver correlação significativa com o íon sulfato seria um indicativo da origem atmosférica (JARVIE et al., 2000). No caso do presente estudo foram encontradas correlações significativas entre o nitrato e amônio tanto com o íon sulfato quanto com o cálcio (Tabela 12), sugerindo que o nitrogênio do ribeirão pode estar sendo advindo por deposição atmosférica e pela água subterrânea. Tendo em vista que as correlações do nitrogênio foram mais fortes com o cálcio e com o magnésio, $r \approx 0,60$ e $r \approx 0,63$ (Tabela 12), respectivamente em relação à correlação entre sulfato ($r \approx 0,40$; Tabela 12), há um indicativo de que a química do ribeirão é ainda dominada pela água subterrânea no que tange ao nitrogênio. Fato este que enalteceria a necessidade e importância das florestas ripárias como sumidouro de nitrogênio ao corpo hídrico.

Dentre as formas de NID, o nitrato foi predominante (Tabela 10). Este padrão é freqüentemente encontrado na literatura (LOVETT; WEATHERS; SOBCZAK, 2000; SILVA, 2005; SILVA et al., 2007; MORGAN, 2008), tendo em vista que o amônio é uma molécula facilmente retirada da coluna d'água (PETERSON et al., 2001).

Finalmente, vale destacar ainda que o fluxo de nitrogênio inorgânico dissolvido no ribeirão Caxambu observado pelo presente estudo também foi baixo ($0,6 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$) quando comparado aos fluxos em outros córregos e microbacias do Estado de São Paulo. Considerando-se ambientes preservados, Morgan (2008) observou que o fluxo de nitrogênio inorgânico em um córrego localizado em Ubatuba que drenava uma área de preservação ambiental coberta com floresta Ombrófila Densa foi de $3,2 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ de nitrogênio. Já em ambientes alterados, Salemi (2009) observou que em uma microbacia ocupada por pastagem, que o fluxo de nitrogênio inorgânico foi de $0,2 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ de nitrogênio. Silva et al. (2007)

observaram que o fluxo de nitrogênio inorgânico variou de 1 a 2 kg .ha⁻¹.ano⁻¹ em microbacias de cana de açúcar e eucalipto e em microbacia de savana o fluxo variou de 0,8 a 0,9 kg .ha⁻¹.ano⁻¹ de nitrogênio.

6. CONCLUSÃO

Foi possível comprovar parcialmente a hipótese previamente estabelecida pelo estudo.

Fragmentos de florestas ripárias inseridas a um contexto complexo de uso do solo podem atuar como sumidouros de nitrogênio através de diferentes processos que ocorrem concomitantemente. Destacando-se: desnitrificação e aumento da ciclagem interna de nitrogênio na floresta.

De acordo com os resultados obtidos, as florestas ripárias, cujos processos de transformação de nitrogênio apresentam-se mais dinâmicos, poderiam ser consideradas hot spots biogeoquímicos (McCLAIN et al. 2003) da transformação de nitrogênio também em ambientes tropicais alterados, colaborando com a redução do aporte de nitrogênio oriundo de fontes difusas ao corpo hídrico. Sendo, portanto, uma importante ferramenta para o manejo de bacias hidrográficas.

Assim como em outros ambientes tropicais o presente estudo indica que há redução das perdas de nitrogênio inorgânico quando um ambiente natural de floresta é convertido em pastagem em detrimento da alteração da ciclagem de nitrogênio no longo prazo. Por esse motivo, quando vertentes são totalmente usadas com pastagem, a distinção do efeito da zona ripária pastoril como possível sumidouro de nitrogênio é limitada, embora exista um indicativo de que o processamento desse elemento é maior na zona ripária pastoril em relação à encosta com mesmo uso.

A funcionalidade das zonas ripárias, especialmente, aquelas ocupadas por florestas, como retentoras e/ou sumidouros de nitrogênio vai depender muito do tipo de solo presente tanto na encosta quanto na própria zona ripária. Pois, o movimento do nitrogênio no solo é intrínseco ao fluxo de água no mesmo, o qual por sua vez, é também determinado pelas características pedológicas. Estudos que conciliem variáveis hidrológicas da movimentação

da água no solo deverão contribuir com o avanço dos conhecimentos sobre a funcionalidade de florestas ripárias em ambientes tropicais. Além disso, análises sobre a composição química e dinâmica do nitrogênio na água subterrânea devem ser realizadas, com o intuito de se verificar a função de florestas ripárias na retirada de nitrogênio também desta via, tendo em vista que houve o indicativo de perdas de nitrogênio para camadas mais profundas do solo.

Mesmo que relativamente baixas, as concentrações de nitrogênio inorgânico dissolvido no ribeirão Caxambu não devem ser utilizadas como justificativa para a não preservação e/ou reconstituição de florestas ripárias na bacia do ribeirão, mas sim como um estímulo à recuperação de zonas ripárias. Pois, já que as florestas ripárias podem colaborar com a retirada de nitrogênio inorgânico dissolvido do solo oriundo de propriedades com uso intenso de fertilizantes nitrogenados, a sua presença pode estar contribuindo com a manutenção das concentrações de NID em níveis ainda não preocupantes no ribeirão Caxambu.

REFERÊNCIAS

- AB'SABER, A. N. **Estudo de tombamento da Serra do Japi-Jundiá**. São Paulo: Condephat, 1979.
- AB'SABER, A. N. A Serra do Japi, sua origem geomorfológica e a teoria dos refúgios. In: MORELLATO, L. P. C. (Ed.). **História natural da Serra do Japi**. Campinas: Editora UNICAMP; FAPESP, 1992. cap. 2, p. 12-23.
- AB'SABER, A. N. O suporte geocológicos das florestas beiradeiras (ciliares). In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. de F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2001. cap. 1, p. 15-26.
- AFONSO, A. A. de O.; HENRY, R.; RODELLA, R. C. S. M. Allochthonous matter input in two different stretches of a headstream (Itatinga, São Paulo, Brazil). **Brazilian archives of biology and Technology**, Curitiba, v. 43, n. 3, p. 335-343, 2000.
- AITKENHEAD, J. A.; McDOWELL, W. H. Soil C:N as a predictor of annual riverine DOC flux at local and global scale. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 14, p. 127-138, 2000.
- ALEXANDER, R. B.; SMITH, R. A.; SCHWARZ, G. E. Effect of stream channel size on the delivery of nitrogen to the Gulf of Mexico. **Nature**, London, v. 403, p. 758-761, 2000.
- AYRES, R. U.; SCHLESINGER, W. H.; SOCOLOW, R. H. Human impacts on the carbon and nitrogen cycles. In: SOCOLOW, R. H.; ANDREWS, C.; BERKHOUT, R.; THOMAS, V. (Ed.). **Industrial ecology and global change**. Cambridge: Cambridge University Press, 1994. p. 121-155.
- BARBOSA, L. M. Estudos interdisciplinares do Instituto de Botânica em Moji-Guaçu, SP. In: SIMPÓSIO SOBRE MATA CILIAR, 1989, Campinas. **Anais...** Campinas: Fundação Cargill, 1989. p. 171-191.
- BARBOSA, L. M. Considerações gerais e modelos de recuperação de formações ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. de F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2001. p. 289-312.
- BARBOSA, L. M.; ASPERTI, L. M.; SANTOS, M. R. O. Estudo comparativo do comportamento de comunidades florestais implantadas com espécies nativas em três modelos de plantio. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 3., 1997, Viçosa. **Anais...** Viçosa: UFV: SOBRADE, 1997. p. 377-383.
- BEARE, M. H.; LOWRANCE, R. R.; MEYER, J. L. 1994. Biotic regulation of nitrate depletion in a Coastal Plain riparian forest: experimental approach and preliminary results. In: CONFERENCE ON RIPARIAN ECOSYSTEMS IN THE HUMID U.S. FUNCTIONS, VALUES AND MANAGEMENT, 1993, Atlanta. **Proceedings...** Washington, D.C.: National Association of Conservation Districts, 1993. p. 388-397.

BERNER, R.; BERNER, E. K. **The global water cycle: geochemistry and environment**. New Jersey: Prentice Hall, 1987. 376 p.

BERNHARDT, E. S.; BRADFORD, J.; BOWDEN, W. B.; DUNCAN, J.; GOOSEFF, M.; JONES, J.; KENDALL, C.; McGLYNN, B.; MEIXNER, T.; MULHOLLAND, P.; ROBINSON, D.; SELKER, J. **Advancing biogeochemical research in the field of hydrological sciences: the CUAHSI hydrological measurement facility – biogeochemical component (HMF/BGC)**. Washington, D.C.: Consortium of Universities of Advancement of Hydrological Science, 2006. 25 p. (Report).

BERNHARDT, E. S.; PALMER, M. A.; ALLAN, J. D.; ALEXANDER, G.; BARNAS, K.; BROOKS, S.; CARR, J.; CLAYTON, S.; DAHM, C.; FOLLSTAD-SHAH, J.; GALAT, D.; GLOSS, S.; GOODWIN, P.; HART, D.; HASSETT, B.; JENKINSON, R.; KATZ, S.; M.KONDOLF, G.; LAKE, P. S.; LAVE, R.; MEYER, J. L.; O'DONNELL, T. K.; PAGANO, L.; POWELL, B.; SUDDUTH, E. Synthesizing US river restoration efforts. **Science**, Washington, v. 308, p. 636-367, 2005.

BERNHARDT, E. S.; PALMER, M. A. Restoring streams in an urbanizing world. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 52, p. 738-751, 2007.

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

BOOTHROYD, I. K. G.; QUINN, J. M., LANGER, E. R.; COSTLEY, K. J.; STEWARD, G. Riparian buffers mitigate effects of pine plantation logging on New Zealand streams. 1. Riparian vegetation structure, stream geomorphology and periphyton. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 194, p. 199-213, 2004.

BORMANN, F. H.; LIKENS, G. E. **Pattern and process in a forested ecosystem**. New York: Springer - Verlag, 1981. 253 p.

BRASIL. Lei 4771, de 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 16 set. 1965.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Biodiversidade brasileira: avaliação e identificação de áreas de ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade dos biomas brasileiros**. Brasília: MMA/SBF, 2002. 404 p.

BREMNER, J. M. Sources of nitrous oxide in soils. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 49, p. 7-16, 1997.

BROWN, L. R. Nature's limits. In: _____ **State of the world**. A worldwatch Institute Report on Progress Toward a Sustainable Society. New York: W.W. Norton, 1995. p. 3-20.

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

CANTOR, K. P. Drinking water and cancer. **Cancer Causes and Control**, Oxford, v. 8, p. 292-308, 1997.

CARDOSO-LEITE, E.; PAGANI, M. I.; HAMBURGER, D. S.; MONTEIRO, R. R. Fitofisionomia, fitossociologia e conservação da vegetação na Reserva Biológica Municipal da Serra do Japi, Jundiaí, SP. **Naturalia**, São Paulo, v. 27, p. 165-200, 2002.

CARDOSO-LEITE, E.; PAGANI, M. I.; MONTEIRO, R. R.; HAMBURGER, D. S. Ecologia da paisagem: mapeamento da Reserva Biológica da Serra do Japi, Jundiaí, São Paulo, Brasil. **Acta Botânica Brasilica**, Porto Alegre, v. 19, n. 2, p. 233-243, 2005.

CARNEIRO, A. **O patrimônio natural Serra do Japi - Dados gerais**. Jundiaí: Secretaria Municipal de Planejamento e Meio Ambiente, 2008. Disponível em: http://www.jundiai.sp.gov.br/PMJSITE/portal.nsf/V03.02/smpm_serradadosgerais?OpenDocument. Acesso em: 02 mar. 2008.

CARMO, J. B.; ANDRADE, C. A.; CERRI, C. C.; PICCOLO, M. C. Disponibilidade de nitrogênio e fluxos de N₂O a partir de solo sob pastagem após aplicação de herbicida. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, p. 733-746, 2005.

CARNEY, K. M.; MATSON, P. A.; BOHANNAN, B. J. M.. Diversity and composition of tropical soil nitrifiers across a plant diversity gradient and among land-use types. **Ecology Letters**, Oxford, v. 7, p. 684-694, 2004.

CARVALHO, A. C. C.; CAMPOS, D. A.; BEVILACQUA, L. **Science in Brazil**. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 2002. 320 p.

CHAVES, J.; NEILL, C.; GERMER, S.; GOUVEIA NETO, S.; KRUSCHE, A.; ELSENBEER, H. Land management impacts on runoff sources in small Amazon watersheds. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 22, p. 1766-1775, 2008.

CHRISTENSEN, P. B.; NIELSEN, L. P.; SORENSEN, J.; REVSBECH, N. P. Denitrification in nitrate rich-streams: diurnal and seasonal variations related to benthic oxygen metabolism. **Limnology and Oceanography**, Waco, v. 35, n. 3, p.640-651, 1990.

CISGLASCH, H.; LILIENFEIN, J.; KAISER, K.; WILCKE, W. Dissolved organic matter under native Cerrado and *Pinus caribaea* plantations in the Brazilian savanna. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 67, p. 157-182, 2004.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL. **Medição de vazão de água por meio de molinetes e flutuadores**: procedimento. Normalização técnica. 1. ed. São Paulo: CETESB, 1978.

COMPANHIA DE PESQUISAS DE RECURSOS MINERAIS. **Mapa Geológico – Folha Indaiatuba**. Projeto Integração Geológica da Região Metropolitana de São Paulo. São Paulo, 1991a. Escala 1:50.000.

COMPANHIA DE PESQUISAS DE RECURSOS MINERAIS. **Mapa Geológico – Folha Jundiaí**. Projeto Integração Geológica da Região Metropolitana de São Paulo. São Paulo, 1991b. Escala 1:50.000.

COMPANHIA DE PESQUISAS DE RECURSOS MINERAIS. **Mapa Geológico** – Folha Santana do Parnaíba. Projeto Integração Geológica da Região Metropolitana de São Paulo. 1991c. Escala 1:50.000.

COOPER, A. B. Nitrate depletion in the riparian zone and stream channel of a small headwater catchment. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 202, p. 13-26, 1990.

COOPER, J. R.; GILLIAM, J. W. Phosphorus redistribution from cultivated fields into riparian areas. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 57, p. 1600-1604, 1987.

COOPER, J. R.; GILLIAM, J. W.; DANIELS, R. B.; ROBARGE, W. P. Riparian areas as filters for agricultural sediment. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 51, p. 416-420, 1987.

CORRELL, D. L. Buffer zones and water quality protection: general principals. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON BUFFER ZONES, 1996, Harpenden, UK. **Buffer Zones: their processes and potential in water protection; proceedings...** Harpenden, UK: Quest Environmental, 1997. p. 7-20.

CRAIG, L. S.; PALMER, M. A.; RICHARDSON, D. C.; FILOSO, S.; BERNHARDT, E. S.; BLEDSOE, B. P.; DOYLE, M. W.; GROFFMAN, P. M.; HASSETT, B. A.; KAUSHAL, S. S.; MAYER, P. M.; SMITH, S. M.; WILCOCK, P. R. Stream restoration strategies for reducing river nitrogen loads. **Frontiers in Ecology Environment**, Washington, v. 6, n. 10, p. 529-538, 2008.

CUMMINS, K. W.; WILZBACH, M. A.; GATES, D. M.; PERRY, J. B.; TALIAFERRO, W. B. Shredders and riparian vegetation. **BioScience**, Washington, v. 39, n. 1, p. 24-30, 1989.

DAVIDSON, E. A.; SWANK, W. T. Environmental parameters regulating gaseous nitrogen losses from two forested ecosystems via nitrification and denitrification. **Applied and Environmental Microbiology**, Baltimore, v. 52, p. 1287-1292, 1986.

DAVIDSON, E. A.; KELLER, M.; ERICKSON, H. E.; VERCHOT, L. V.; VELDKAMP, E. D. Z. O. Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous and nitric oxides. **BioScience**, Washington, v. 50, n. 8, p. 677-680, 2000.

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

DEPARTAMENTO DE ÁGUA E ESGOTO DE JUNDIAÍ - DAE. Números - município de Jundiaí. Disponível em:
http://www.daejundiai.com.br/daesite/portal.nsf/V03.02/dae_numeros_jundiai?OpenDocument. Acesso em: 01 fev. 2007.

ELSENBEER, H. Hydrologic flowpaths in tropical rainforest soils – a review. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 15, p. 1751-1759, 2001.

EVANYLO, G. K. Mineralization and availability of nitrogen in organic waste-amended Mid-Atlantic soils. In: NELSON, S.; ELLIOTT, P. (Ed.). **Perspectives on Chesapeake Bay, 1994:**

Advances in estuarine sciences. Edgewater, Md.: CRC Publications, 1994. p. 77-104. (CRC Publication, 147).

FEITOSA, F. A. C.; MANOEL-FILHO, J. Noções de hidroquímica. In: _____. **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. Fortaleza: CPRM, LABHID-UFPE, 1997. p. 81-108.

FILOSO, S.; MARTINELLI, L. A.; HOWARTH, H.; BOYER, E.; DENTENER, F. Human activities changing nitrogen cycle in Brazil. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 79, p. 61-89, 2006.

FISHER, M. J.; BRAZ, S. P.; DOS SANTOS, R. S. M.; URGIAGA, S.; ALVES, B. J. R.; BODDEY, R. M. Another dimension to grazing systems: soil carbon. **Tropical Grasslands**, St. Lucia, v. 41, p.65-83, 2007.

FORTI, M. C.; BOUROTTE, C.; CICCIO, V.; ARCOVA, F. C. S.; RANZINI, M. Fluxes of solute in two catchments with contrasting deposition and loads in Atlantic forest (Serra do Mar/Brazil). **Applied Geochemistry**, Oxford, v. 22, p. 1149-1156, 2007.

FOSS. Determination of ammonium in water by fiastar 5000. Sweden: FOSS Analytical AB. 2003. 10 p. (Application Note, 5220).

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. **Mata Atlântica**. São Paulo. Disponível em: <http://www.sosmatatlantica.org.br/index.php?section=info&action=mata>. Acesso em: 02 mar. 2009.

GALLOWAY, J. N.; ABER, J. D.; ERISMAN, J. W.; SEITZINGER, S. P.; HOWARTH, R. W.; COWLING, E. B.; COSBY, B. J. The nitrogen cascade. **BioScience**, Washington, v. 53, n. 4, p. 342-356, 2008.

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

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

GALLOWAY, J. N.; SCHLESINGER, W. H.; LEVY, H.; MICHAELS, A.; SCHNOOR, J. L. Nitrogen fixation: Anthropogenic enhancement—environmental response. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 9, p. 235-252, 1995.

GARDNER, L. M. **Denitrification enzyme activity as an indicator of nitrate loading in a wetland receiving diverted Mississippi river water**. 2008. 110 p. Thesis (Master Degree in Science) – Agricultural and Mechanical College, Louisiana State University, Baton Rouge, 2008.

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

GINÉ, M. F.; BERGAMIN-FILHO, H.; ZAGATTO, E. A.G.; REIS, B. F. Simultaneous determination of nitrate and nitrite by flow injection analysis. **Analytica Chimica Acta**, Amsterdam, v. 114, p. 191-197, 1980.

GREGORY, S. V.; SWANSON, F. J.; MCKEE, W. A.; CUMMINS, K. W. An ecosystem perspective of riparian zones. **BioScience**, Washington, v. 41, n. 8, p. 540-552, 1991.

GRIMM, N. B. Nitrogen dynamics during succession in a desert stream. **Ecology**, Brooklyn, v. 68, n.5, p. 1157-1170, 1987.

GRIMM, N. B.; GERGEL, S. E.; MCDOWELL, W. H.; BOYER, E. W.; DENT, C. L.; GROFFMAN, P.; HART, S. C.; HARVEY, J.; JOHNSTON, C.; MAYORGA, E.; MCCLAIN, M. E.; PINAY, G. Merging aquatic and terrestrial perspectives of nutrient biogeochemistry. **Oecologia**, Berlin, v. 137, p. 485-501, 2003.

GROFFMAN, P. Nitrogen in the environment. In: SUMMER, M. E. (Ed.). **Handbook of soil science**. Boca Raton: CRC Press, 2000. v. 1, p. C-190-C200, 2000.

GROFFMAN, P. M.; TIEDJE, J. M.; MOKMA, D. L.; SIMKINS, S. Regional scale of denitrification on north temperate forest soils. **Landscape Ecology**, Amsterdam, v. 7, n. 1, p. 45-53, 1992.

GROFFMAN, P. M.; HOWARD, G.; GOLD, A. J.; NEILSON, W. M. Microbial nitrate processing in shallow groundwater in a riparian forest. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 25, p. 1309-1316, 1996.

GROFFMAN, P. M.; MCDOWELL, W. H.; MYERS, J. C.; MERRIAM, J. L. Soil microbial biomass and activity in tropical riparian forests. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 33, p. 1339-1348, 2001.

GROFFMAN, P. M.; HOLLAND, E. A.; MYROLD, D. D.; ROBERTSON, G. P.; ZOU, X. Denitrification. In: ROBERTSON, G. P.; BLEDSOE, C. S.; COLEMAN, D. C.; SOLLINS, P. (Ed.). **Standard soil methods for long term ecological research**. New York: Oxford University Press, 1999. p. 272-288.

GROFFMAN, P. M.; ALTABET, M. A.; BÖHLKE, J. K.; BUTTERBACH-BAHL, K.; DAVID, M. B.; FIRESTONE, M. K.; GIBLIN, A. E.; KANA, T. M.; NIELSEN, L. P.; VOYTEK, M. A. Methods for measuring denitrification: diverse approaches to a difficult problem. **Ecological Applications**, Washington, v. 16, n. 6, p. 2091-2122, 2006.

GROPPO, J. D.; MORAES, J. M.; MARTINELLI, L. A.; GENOVEZ, A. M. Estudo de Tendência de Parâmetros de Qualidade de Água na Bacia do Rio Piracicaba. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, São Paulo, v. 11, p. 79-87, 2006.

GROPPO, J. D.; MORAES, J. M.; BEDUSCHI, C. E.; GENOVEZ, A. M.; MARTINELLI, L. A. Trend analysis of water quality in some rivers with different degrees of development

within the São Paulo State, Brazil. **River Research and Applications**, Chichester, v. 24, p. 1056-1067, 2008.

HASTINGS, M. G.; JARVIS, J. C.; STEING, E. J. Anthropogenic impacts of nitrogen isotopes of the ice-core nitrate. **Science**, Washington, v. 324, p. 1288, 2009.

HILL, W. R.; DIMICK, S. M. Effects of riparian leaf dynamic on periphyton photosynthesis and light utilization efficiency. **Freshwater Biology**, Oxford, v.47, p. 1245-1256, 2002.

INSTITUTO AGRONÔMICO DE CAMPINAS - IAC. **CIAGRO On Line**. Disponível em: <http://www.ciiagro.sp.gov.br/ciiagroonline/>. Acesso em: 02 mar. 2009.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFICA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Carta do Brasil**. Folha Jundiaí. Escala 1:50.000. Rio de Janeiro, 1971.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFICA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Carta do Brasil**. Folha Cabreúva. Rio de Janeiro, 1973a. Escala 1:50.000.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFICA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Carta do Brasil**. Folha Indaiatuba. Escala 1:50.000. Rio de Janeiro, 1973b.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFICA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Carta do Brasil**. Folha Santana do Parnaíba. Escala 1:50.000. Rio de Janeiro, 1984.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFICA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Pesquisa nacional de saneamento básico**. 2. ed. Rio de Janeiro, 2000.

JARVIE, H. P.; NEAL, C.; TAPPIN, A. D.; BURTON, J. D.; HILL, L.; NEAL, M.; HARROW, M.; HOPKINS, R.; WATTS, C.; WICKHAM, H. Riverine inputs of major ions and trace elements to the tidal reaches of the river Tweed, UK. **The Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 251-252, p. 55-81, 2000.

JOLY, C. A. Biodiversity of the gallery forest and its role in soil stability in the Jacaré-Pepira watershed, State of São Paulo, Brazil. In: JENZEN, A. E. (Ed.). Ecotones at the river basin scale. Global land/water interactions Adelaide: South Australia Departement of Environment and Natural Resources, 1994. p. 40-54.

KEUROGHLIAN, A.; EATON, D. P. Importance of rare habitats and riparian zones in a tropical forest fragment: preferential use of *Tayassu pecari*, a wide-ranging frugivore. **Journal of Zoology**, Oxford, v. 275, p. 283-293, 2008.

KELLER, M.; REINERS, W. A. Soil atmosphere exchange of nitrous-oxide, nitric-oxide, and methane under secondary succession of pasture to forest in the Atlantic lowlands of Costa-Rica. **Global Biochemical Cycles**, Washington, v. 8, n. 4, p. 399-409, 1994.

KIFFNEY, P. M.; RICHARDSON, J. S.; BULL, J. P. Establishing light as casual mechanism structuring stream communities in response to experimental manipulation of riparian buffer width. **Journal of the North American Benthological Society**, Wolfville, v. 23, p. 542-555, 2004.

KRONKA, F. J. N.; NALON, M. A.; MATSUKUMA, C. K.; PAVÃO, M.; YWANE, M. S. S.; KANASHIRO, M. M. O verde em São Paulo. **Pesquisa FAPESP**, São Paulo, v. 91, p. 48-53, 2003.

KRUG, F. J.; REIS, B. F.; GINÉ, M. F.; ZAGATTO, E. A. G. Zone trapping in flow injection analyses – spectrophotometric determination of low levels of ammonium ion in natural water. **Analytica Chimica Acta**, Amsterdam, v. 151, p. 39-48, 1983.

LEES, A. C.; PERES, C. A. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality of Amazonian birds and mammals. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 22, n. 2, p. 439-449, 2008.

LEWIS, W. M.; MELACK, J. M.; McDOWELL, W. H.; McCLAIN, M.; RICHEY, J. F. Nitrogen yields from undisturbed watersheds in the Americas. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 46, n. 1/3, p. 149-162, 1999.

LIMA, W de P.; ZAKIA, M. J. B. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H, de F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2001. p. 33-44.

LOVETT, G. M.; WEATHERS, K. C.; SOBCZAK, W. V. Nitrogen saturation and retention in forested watersheds in the Catskill Mountains, New York. **Ecological Applications**, Washington, v. 10, n. 1, p. 73-84, 2000.

LOWRANCE, R.; TODD, R. L.; ASMUSEN, L. E. Nutrient cycling in an agricultural watershed: I. Phreatic movement. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 13, p. 22-27, 1984.

LOWRANCE, R.; TODD, R. L.; FAIL, J. J.; HENDRICKSON, O. J.; LEONARD, R.; ASMUSSEN, L. Riparian forest as nutrient filters in agricultural watersheds. **BioScience**, Washington, v. 34, n. 6, p. 374-377, 1984.

LOWRANCE, R.; LEONARD, R. A.; ASMUSEN, L. E.; TODD, R. L. Nutrient budget for agricultural watersheds in the southeastern coastal plain. **Ecology**, Brooklyn, v. 66, p. 287-296, 1985.

MANDER, U.; KUUSEMETS, V.; IVASK, M. Nutrient dynamics of riparian ecotones: a case study from Porijõgi river catchment, Estonia. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v. 31, p. 333-348, 1995.

MANFRINATO, W.; ZAKIA, M. J. B.; BEZERRA, M. O.; GAVALDÃO, M.; BRAGA, R.; FRANGETTO, F. W.; LIMA, L. F.; RAZERA, A. **Áreas de preservação permanente e reserva legal no contexto da mitigação de mudanças climáticas: mudanças climáticas, o Código Florestal, o Protocolo de Quioto e o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo**. Rio de Janeiro: The Nature Conservancy; Piracicaba: Plant Planejamento e Ambiente Ltda, 2005. 65 p.

MARKEVITZ, D.; DAVIDSON, E. A.; FIGUEIREDO, R. de O.; VICTORIA, R. L.; KRUSCHE, A. V. Control of cation concentrations in stream waters by surface soil processes in an Amazon watershed. **Nature**, London, v. 410, p. 802-805, 2001.

MARTINELLI, L. A.; KRUSCHE, A. V.; VICTORIA, R. L.; CAMARGO, P. B.; BERNARDES, M.; FERRAZ, E. S.; MORAES, J. M.; BALLESTER, M. V. V. Effects of sewage on the chemical composition of Piracicaba river, Brazil. **Water, Air and Soil Pollution**, Dordrecht, v. 110, p. 67-79, 1999.

MARTINELLI, L. A.; SILVA, A. M.; CAMARGO, P. B.; MORETTI, L. R.; TOMAZELLI, A. C.; SILVA, D. M. L. da; FISCHER E. G.; SONODA, K. C.; SALOMÃO, M. S. M. B. Levantamento das cargas orgânicas lançadas nos rios do Estado de São Paulo. **Biota Neotropica**, São Paulo, v. 2, p. 1-18, 2002.

MATSON, P.; LOHSE, K. A.; HALL, S. J. The globalization of nitrogen deposition: consequences for terrestrial ecosystems. **Ambio**, Stockholm, v. 31, n. 2, p. 113-119, 2002.

MATSON, P. A.; VITOUSEK, P. M.; LIVINGSTON, G. P.; SWANBERG, N. A. Sources and variation of nitrous oxide flux from Amazonian ecosystems. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v. 95, n. D10, p. 16789-16798, 1990.

MAYNNA, L.; NOBRE, C. A. Challenges of connecting international science and local level sustainability efforts: the case of the Large-Scale Biosphere-Atmosphere Experiment in Amazonia. **Environmental Science and Policy**, Amsterdam, v. 10, n. 1, p. 62-74, 2007.

McCLAIN, M.; BOYER, E. W.; DENT, C. L.; GERGEL, S. E.; GRIMM, N. B.; GROFFMAN, P.; HART, S. C.; HARVEY, J.; JOHNSTON, C.; MAYORGA, E.; McDOWELL, W. H.; PINAY, G. Biogeochemical hot spots and hot moments at the interface of terrestrial and aquatic ecosystems. **Ecosystems**, New York, v. 6, p. 301-312, 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, p. 113-127, 1994.

McDOWELL, W. H.; BOWDEN, W. B.; ASBURY, C. E. Riparian nitrogen dynamics in 2-geomorphologically distinct tropical rain-forest watersheds – subsurface solute patterns. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 18, n. 2, p. 53-75, 1992.

MEYBECK, M. Global chemical weathering of surficial rocks estimated from river dissolved loads. **American Journal of Science**, New Haven, v. 287, n. 5, p. 401-428, 1987.

MINSHALL, G. W. Role of allochthonous detritus in the trophic structure of a woodland springbrook community. **Ecology**, Brooklyn, v. 48, p. 139-149, 1967.

MINSHALL, G. W.; RUGENSKI, A. Riparian processes and interactions. In: HAUER, F. R.; LAMBERTI, G. A. (Ed.). **Methods in stream ecology**. San Diego: Academic Press, 2007. p. 721-742.

MORELLATO, L. P. C.; HADDAD, C. F. B. Introduction: Brazilian Atlantic forest. **Biotropica**, Washington, v. 32, n. 4b, p. 786-792, 2000.

MORGAN, T. **Dinâmica das formas dissolvidas de nitrogênio e carbono em microbacias da Mata Atlântica no município de Ubatuba (SP)**. 2008. 100 p. Dissertação (Mestrado em

Ecologia Aplicada) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

MULHOLLAND, P. J. Regulation of nutrient concentration in a temperate forest stream: roles of upland, riparian and in stream processes. **Limnology and Oceanography**, Grafton, v. 37, n. 7, p. 1512-1526, 1992.

MURRAY, R. E.; KNOWLES, R. Trace amounts of O₂ affect NO and N₂O production during denitrifying enzyme activity (DEA) assays. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 36, p. 513-517, 2004.

NAIMAN, R. J.; DÉCAMPS, H. The ecology of interfaces: riparian zones. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 28, p. 621-658, 1997.

NAIMAN, R. J.; DÉCAMPS, H.; POLLOCK, M. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. **Ecological Applications**, Washington, v. 3, n. 2, p. 209-212, 1993.

NAIMAN, R. J.; BILBY R. E.; SCHINDLER, D. E.; HELFIELD, J. M. Pacific Salmon, nutrients and the dynamics of freshwater and riparian ecosystems. **Ecosystems**, New York, v. 5, p. 399-417, 2002.

NAIMAN, R.J.; DÉCAMPS, H.; MCCLAIN, M. **Riparia**: ecology, conservation and management of streamside communities. New York: Elsevier Academic Press, 2005. 430 p.

NAIMAN, R. J.; LATTERELL, J. J. Principles for linking fish habitat to fisheries management and conservation. **Journal of Fish Biology**, London, v. 67, p. 166-1985, 2005.

NASA LANDSAT PROGRAM. Landsat 5 TM 20080717_219_076, L2, BAND2 – Imagem requerida em 15/06/2009. São José dos Campos: INPE, 2008a.

NASA LANDSAT PROGRAM. Landsat 5 TM 20080717_219_076, L2, BAND2 – Imagem requerida em 15/06/2009. São José dos Campos: INPE, 2008b.

NASA LANDSAT PROGRAM. Landsat 5 TM 20080717_219_076, L2, BAND2 – Imagem requerida em 15/06/2009. São José dos Campos: INPE, 2008c.

NEILL, C.; PICCOLO, M. C.; STEUDLER, P.; MELILLO, J. M.; FEIGL, B.; CERRI, C. C. Nitrogen dynamics in soil of forests and active pastures in western Brazilian Amazon basin. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 27, n. 9, p. 1167-1175, 1995.

NEILL, C.; PICCOLO, M.; CERRI, C. C.; STEUDLER, P. A.; MELILLO, J. M. BRITO, M. Net nitrogen mineralization and net nitrification rates in soils following deforestation for pasture across the southwestern Brazilian Amazon Basin landscape. **Oecologia**, Berlin, v. 110, p. 243-252, 1997.

NEILL, C.; DEEGAN, L. A.; THOMAS, S. M.; CERRI, C. C. Deforestation for pasture alters nitrogen and phosphorus in soil solution and streamwater of small Amazonian watersheds. **Ecological Applications**, Washington, v. 11, p. 1817-1828, 2001.

NEILL, C.; ELSEENBER, H.; KRUSCHE, A. V.; LEHMANN, J.; MARKEWITZ, D.; FIGUEIREDO, R. de O. Hydrological and geochemical processes in a changing Amazon: results from small watershed studies and the large scale biosphere-atmosphere experiment. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 20, p. 2467-2476, 2006a.

NEILL, C.; PICCOLO, M. C.; CERRI, C. C.; STEUDLER, P. A.; MELILLO, J. M. Soil solution and nitrogen oxide losses during clearing of lowland Amazon forest for cattle pasture. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 281, p. 233-245, 2006b.

NOBRE, C. A.; MAYANNA, L.; OMETTO, J. P. H. B. Global environmental change research: empowering developing countries. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 80, n. 3, p. 523-529, 2008.

OR, D.; WRAITH, J. M. Soil water content and water potential relationships. In: SUMNER, M. E. (Ed.). **Handbook of soil science**. Washington, D.C.: CRC Press, 1999. v. 1, p. A-59.

OSBORNE, L. L.; KOVACIC, D. A. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 29, p. 243-258, 1993.

PAGANO, S. N.; DURIGAN, G. Aspectos da ciclagem de nutrientes em matas ciliares do oeste do Estado de São Paulo, Brasil. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2001. p. 109-123.

PALMER, M.; BERNHARDT, E. S. Hydroecology and river restoration: ripe for research and synthesis. **Water Resources Research**, Washington, v. 42, n. 3, 2006. CiteID W03S07. DOI: 10.1029/2005WR004354.

PALMER, M. A.; ALLAN, J. D. River restoration: as the need for river restoration grows, supporting federal policies should follow. **Issues in Science and Technology**, Richardson, TX, v. 22, p. 40-48, 2006.

PALMER, M.; ALLAN, J. D.; MEYER, J.; BERNHARDT, E. River restoration in the twenty-first century: data and experimental knowledge to inform future efforts. **Restoration Ecology**, New York, v. 15, n. 3, p. 472-481, 2008.

PARRON, L. M. **Aspectos da ciclagem de nutrientes em função do gradiente topográfico, em uma mata de galeria no Distrito Federal**. 2004. 180 p. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília, Brasília, 2004.

PETERJOHN, W.; CORREL, D. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of riparian forest. **Ecology**, Brooklyn, v. 65, n. 5, p. 1466-1475, 1984.

PETERSON, B. J.; WOLLHEIM, W. M.; MULHOLLAND, P. J.; WEBSTER, J. R.; MEYER, J. L.; TANK, J. L.; MARTÕ, E.; BOWDEN, W. B.; VALETT, H. M.; HERSHEY, A. E.; MCDOWELL, W. H.; DODDS, W. K.; HAMILTON, S. K.; GREGORY, S.; MORRALL, D. D. Control of nitrogen export from watersheds by headwater streams. **Science**, Washington, v. 292, n. 5514, p. 86-90, 2001.

PICOLLO, M. C.; NEILL, C.; CERRI, C. C. Net nitrogen mineralization and net nitrification along a tropical forest-to-pasture chronosequence. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.12, n. 1, p. 61-70, May, 1994.

PINAY, G.; CLÉMENT, J. C.; NAIMAN, R. J. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes on nitrogen cycling in fluvial systems. **Environmental Management**, New York, v. 30, n. 4, p. 481-491, 2002.

PINAY, G.; ROQUES, L.; FABRE, A. Spatial and temporal patterns of denitrification in a riparian Forest. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 30, n. 4, p. 581-591, 1993.

PINAY, G.; NAIMAN, R. J. Short-term hydrologic variations and nitrogen dynamics in beaver-created meadows. **Archiv für Hydrobiologie**, Stuttgart, v. 123, p. 187-205, 1991.

PINTO, H. S. Clima da Serra do Japi. In: MORELLATO, L. P. C. (Ed.). **História Natural da Serra do Japi**. Campinas: Editora UNICAMP; FAPESP, 1992. p. 30-38.

POSTEL, S.; DAILY, G. C.; EHRLICH, R. P. Human appropriation of renewable fresh water. **Science**, Washington, v. 271, p. 785-788, 1996.

POTE, D. H.; DANIEL, T. C.; NICHOLS, D. J.; SHARPLEY, A. N.; MOORE JUNIOR, P. A.; MILLER, D. M.; EDWARDS, D. R. Relationship between phosphorus levels in three ultisols and phosphorus concentrations in runoff. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 28, p. 170-175, 1999.

QUALLS, R. G.; HAINES, B. L.; SWANK, W. T.; TYLER, S. W. Soluble organic and inorganic nutrient fluxes in clearcut and mature deciduous forests. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 64, p. 1068-1077, 2000.

QUALLS, R. G.; HAINES, B. L.; SWANK, W. T.; TYLER, S. W. Retention of soluble organic nutrients by a forested ecosystem. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 61, p. 135-171, 2002.

RABALAIS, N. Nitrogen in aquatic ecosystems. **Ambio**, Stockholm, v. 31, p. 102-112, 2002.

RANZINI, M.; FORTI, M. C.; WHITEHEAD, P. G.; ARCOVA, F. C. S.; CICCIO, V.; WADE, A. J. Integrated nitrogen catchment model (INCA) applied to a tropical catchment in the Atlantic forest, Sao Paulo, Brazil. **Hydrological Earth Systems Science**, Göttingen, v. 11, n. 1, p. 614-622, 2007.

REINERS, W. A.; BOUWMAN, A. F.; PARSONS, W. F. J.; KELLER, M. Tropical rain forest conversion to pasture: changes in vegetation and soil properties. **Ecological Applications**, Washington, v. 4, n. 2, p. 363-377, 1994.

RHOADES, C. C.; COLEMAN, D. C. Nitrogen mineralization and nitrification following land conversion in montane Ecuador. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 31, p. 1347-1354, 1999.

RICHARDS, C.; JOHNSON, L. B.; HOST, G. E. Landscape-scale influences on stream habitats and biota. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Toronto, v. 53, n. 1, p. 295-311, 1993.

RODRIGUES, R. R. Floresta ciliares? In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2001. p. 91-99.

RUZICKA, J.; HANSEN, E. H. Flow injection analysis – part I a new concept of fast continuous flow analysis. **Analytica Chimica Acta**, Amsterdam, v. 78, p. 145-157, 1975.

SABATER, F.; BUTTURINI, A.; MARTI, E.; MUNOZ, I.; ROMANI, A.; WRAY, J.; SABATER, S. Effects of riparian vegetation removal on nutrient retention in a Mediterranean stream. **Journal of the North American Benthological Society**, Wolfville, v. 19, n. 4, p. 609-620, 2000.

SAHRAWAT, K. L. Factors affecting nitrification in soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 39, p. 1436-1446, 2008.

SALEMI, L. F. **Balço de água e de nitrogênio em uma microbacia coberta por pastagem no litoral norte do Estado de São Paulo**. 2009. 90 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

SANTORO, E. E.; MACHADO-JUNIOR, D. L. Elementos geológicos da Serra do Japi. In: MORELLATO, L. P. C. (Ed.). **História Natural da Serra do Japi**. Campinas: Editora UNICAMP; FAPESP, 1992. p. 24-29.

SÃO PAULO (Estado). Ato de tombamento das Serras do Japi, Guaxinduva e Jaguacoara. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, São Paulo, 12 mar. 1983.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Meio Ambiente. **Projeto de Recuperação de Matas Ciliares** – Nota Conceitual. São Paulo: SMA, 2004. Disponível em: <http://sigam.ambiente.sp.gov.br/Sigam2/Default.aspx?idPagina=2393>. Acesso em: 02 mar. 2008.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Meio Ambiente. **Mapeamento temático do uso e ocupação do solo do Estado de São Paulo na escala 1:50.000**. Disponível em: http://www.conei.sp.gov.br/tercio_getic_190308.ppt. Acesso em: 02 de março de 2008.

SAS Institute. **The SAS System for Windows**. Release 8.02. Cary, NC: SAS Institute, 2004.

SERRA, J. Nas águas do futuro. **Folha de São Paulo**, São Paulo, 26 mar. 2007. Tendências e Debates.

SERRA do Japi e ribeirão Caxambu. Produção de Maíra Ometto Bezerra e Warwick Manfrinato. Piracicaba, 2007. 1 DVD.

SETZER, J. **Atlas climático e ecológico do Estado de São Paulo**. São Paulo: Comissão Interestadual da Bacia Paraná-Uruguaí e Centrais Elétricas de Estado de São Paulo, 1966.

SILVA, D. M. L. **Dinâmica de nitrogênio em microbacias do Estado de São Paulo**. 2005. 106 f. Tese (Doutorado em Química na Agricultura e no Ambiente) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

SILVA, A. M.; NALON, M. A.; KRONKA, F. J. N.; ALVARES, C. A.; CAMARGO, P. B.; MARTINELLI, L. A. Historical land-cover/use in different slope and riparian buffer zones in watersheds of the State of Sao Paulo, Brazil. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 64, n. 4, p. 325-335, 2007.

SMIL, V. Nitrogen and food production. **Ambio**, Stockholm, v. 31, n. 2, p. 126-131, 2002.

SMITH, M. S.; TIEDJE, J. M. Phases of denitrification following oxygen depletion in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 11, p. 261-267, 1979.

SONZOGNI, W. C.; CHESTERS, G.; COOTE, D. R.; JEFFS, D. N.; KONRAD, J. C.; OSTRY, R. C.; ROBINSON, J. B. Pollution from land runoff. **Environmental Science & Technology**, Easton, v. 14, n. 2, p. 148-153, 1980.

STEUDLER, P. A.; GARCIA-MONTIEL, D. C.; PICCOLO, M.; NEILL, C.; MELILLO, J. M.; FEIGL, B. J.; CERRI, C. C. Trace gas responses of tropical forest and pasture soils to N and P fertilization. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 16, n. 2, p. 7.1-7.13, 2002.

SWANK, W. T.; VOSE, J. M. Long-term nitrogen dynamics of Coweeta forested watersheds in the southeastern United States of America. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 11, p. 657-671, 1997.

SWANK, W. T.; VOSE, J. M.; ELLIOTT, K. J. Long-term hydrologic and water quality responses following commercial clearcutting of mixed hardwoods on a southern Appalachian catchment. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 143, p. 163–178, 2001.

TEMPLER, P. H.; GROFFMAN, P. M.; FLECKER, A. S.; POWER, A. G. Land use change and soil nutrient transformations in the Los Haitises region of the Dominican Republic. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 37, p. 215-225, 2005.

TIEDJE, J. M.; SIMKINS, S.; GROFFMAN, P. M. Perspectives on measurement of denitrification in the field including recommended protocols for acetylene based methods. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 115, p. 261-284, 1989.

TRIMBLE, V. Origin of the biologically important elements. **Origins of Life and Evolution of the Biosphere**, Dordrecht, v. 27, n. 3, p. 3-21, 1997.

TRISKA, F. J.; SEDELL, J. R.; CROMACK, K.; GREGORY, S. V.; McCORISON, M. Nitrogen budget for a small coniferous forest stream. **Ecological Monographs**, Durham, v. 54, n. 1, p. 119-140, 1984.

TRISKA, F. J.; KENNEDY, V. C.; AVANZINO, R. J.; ZELLWEGGER, G. W.; BENCALA, E. K. Retention and transport of nutrients in a third-order stream in northwest California: hyporheic processes. **Ecology**, Brooklyn, v. 70, p. 1893-1905, 1989.

UNESCO. **Réserve de la Biosphère de la Ceinture verte de la ville de São Paulo comme partie intégrante de La Réserve de la Biosphère de la Forêt Atlantique**. Paris: UNESCO-MAB, 1994.

UNESCO. **World Water Development Report: water for people, water for life**. Paris: UNESCO Publishing, 2003. 36p. Disponível em: <http://unesdoc.unesco.org/images/0012/001295/129556e.pdf>. Acesso em: 02 mar. 2009.

UNITED NATIONS DEVELOPMENT PROGRAMME. **Human development report 2006. Beyond scarcity: power, poverty and the global water crisis**. New York, 2006. 440 p. Disponível em: <http://hdr.undp.org/en/media/HDR06-complete.pdf>. Acesso em: 02 mar. 2009.

VELOSO, H. P.; FILHO, A. L. R. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 1991. 124 p.

VERCHOT, L. V.; DAVIDSON, E. A.; CATTÂNIO, J. H.; ACKERMAN, I. L.; ERICKSON, H. E.; KELLER, M. Land use change and biogeochemical controls of nitrogen oxide emissions from soils in eastern Amazonia. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 13, n. 1, p. 31-46, 1999.

VICTOR, M. A. M. **A devastação florestal**. São Paulo: Sociedade Brasileira de Silvicultura, 1977.

VITOUSEK, P.M.; HOWARTH, R.W.; LIKENS, G.E.; MATSON, P.A.; SCHINDLER, D.; SCHLESINGER, W.H.; TILMAN, G.D. Human alteration of the global nitrogen cycle: Causes and consequences. **Issues in Ecology**, Washington, v. 1, p. 1-17, 1997.

WALLENSTEIN, M. D.; MYROLD, D. D.; FIRESTONE, M.; VOYTEK, M. Environmental controls on denitrifying communities and denitrification rates: insights from molecular methods. **Ecological Applications**, Washington, v. 16, n. 6, p. 2143-2152, 2006.

WILLIAMS, M. R.; FISHER, T. R.; MELACK, J. M. Solute dynamics in soil water and groundwater in a central Amazon catchment undergoing deforestation. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 38, p. 303-335, 1997.

WOLFE, A. H.; PATZ, J. A. Reactive nitrogen and human health: acute and long-term implications. **Ambio**, Stockholm, v. 31, n. 2, p. 120-125, 2002.

APÊNDICES

APÊNDICE 1 – Tabela sobre os dados as concentrações de N-amônio e N- nitrato no tempo 0 e após 7 dias de incubação (tempo 7) para o cálculo das taxas líquidas de mineralização e nitrificação

USO SOLO	DATA COLETA	[N-NH4] - Tempo 0	[N-NO3-] - Tempo 0	[N-NH4] - Tempo 7	[N-NO3-] - Tempo 7	MINERALIZAÇÃO	NITRIFICAÇÃO
		mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹		
ZR Pasto	10.01.08	1.519	7.286	1.465	7.053	-0.358	-0.290
ENC Pasto	10.01.08	4.895	0.257	2.713	0.024	-2.972	-0.291
ZR Pasto	10.01.08	6.986	0.167	2.755	6.000	3.092	10.721
ENC Pasto	10.01.08	0.018	0.053	0.920	0.161	1.123	0.119
ZR Pasto	10.01.08	0.505	0.189	0.317	2.396	1.866	2.044
ENC Pasto	10.01.08	1.034	0.052	0.634	0.037	-0.441	-0.016
ZR Flor	10.01.08	1.007	0.805	1.541	4.720	5.212	4.577
ENC Agri	10.01.08	-0.076	3.226	7.860	3.758	6.462	0.404
ZR Flor	10.01.08	1.017	0.856	1.542	4.433	4.039	3.510
ENC Agri	10.01.08	0.232	1.354	0.335	2.487	1.161	1.065
ZR Flor	10.01.08	7.914	0.031	5.765	6.595	7.098	10.377
ENC Agri	10.01.08	0.183	0.000	0.784	0.046	0.607	0.043
ZR Pasto	9.04.08	1.431	0.460	2.053	b.l.d.	0.203	-0.437
ENC Pasto	9.04.08	5.566	b.l.d.	5.691	0.008	-0.186	0.009
ZR Pasto	9.04.08	2.367	0.202	2.101	1.278	0.728	1.010
ENC Pasto	9.04.08	2.640	b.l.d.	3.012	0.050	0.489	0.050
ZR Pasto	9.04.08	2.948	0.055	3.259	3.112	3.447	3.014
ENC Pasto	9.04.08	3.500	b.l.d.	3.457	0.004	-0.084	0.005
ZR Flor	9.04.08	2.282	0.706	2.667	5.456	4.729	4.305
ENC Agri	9.04.08	0.257	0.083	0.803	0.167	0.562	0.075
ZR Flor	9.04.08	2.041	1.225	2.383	4.751	3.250	2.992
ENC Agri	9.04.08	0.669	0.321	0.578	0.350	-0.039	0.038
ZR Flor	9.04.08	3.835	0.157	3.983	5.667	6.429	6.239

Continua

Continuação

ENC Agri	9.04.08	0.391	0.880	0.216	0.768	-0.250	-0.102
ZR Pasto	16.07.08	2.506	3.808	3.109	6.004	2.146	1.689
ENC Pasto	16.07.08	3.033	0.065	3.319	0.378	0.356	0.241
ZR Pasto	16.07.08	5.443	0.130	5.039	2.465	1.605	1.947
ENC Pasto	16.07.08	4.074	0.076	5.487	0.056	1.147	-0.015
ZR Pasto	16.07.08	2.886	0.646	3.441	2.503	1.681	1.386
ENC Pasto	16.07.08	2.838	0.043	2.666	0.576	0.256	0.415
ZR Flor	16.07.08	2.365	2.196	3.901	6.004	3.959	2.808
ENC Agri	16.07.08	0.644	0.421	0.816	1.106	0.696	0.545
ZR Flor	16.07.08	2.149	1.125	2.424	5.104	3.566	3.368
ENC Agri	16.07.08	0.681	3.328	0.861	3.778	0.616	0.445
ZR Flor	16.07.08	4.344	0.762	4.416	6.237	5.132	5.038
ENC Agri	16.07.08	2.570	0.359	3.125	3.919	3.712	3.255
ZR Pasto	08.10.08	2.900	0.210	2.739	5.397	5.527	5.620
ENC Pasto	08.10.08	5.650	0.003	4.257	1.425	0.380	2.223
ZR Pasto	08.10.08	2.847	b.l.d.	2.836	0.643	0.767	0.715
ENC Pasto	08.10.08	3.335	b.l.d.	2.331	0.081	-0.981	0.097
ZR Pasto	08.10.08	3.306	0.024	3.376	3.714	3.701	3.707
ENC Pasto	08.10.08	4.078	-0.013	3.114	1.384	0.538	1.473
ZR Flor	08.10.08	1.952	0.261	1.382	2.949	1.834	2.327
ENC Agri	08.10.08	0.204	0.459	0.490	0.465	0.218	-0.007
ZR Flor	08.10.08	4.658	1.449	2.313	6.480	2.178	4.259
ENC Agri	08.10.08	0.365	2.734	0.405	3.552	0.803	0.764
ZR Flor	08.10.08	4.924	0.001	3.971	4.872	6.222	7.356
ENC Agri	08.10.08	0.177	0.003	0.423	0.020	0.215	0.014
ZR Pasto	9.01.09	3.362	0.539	4.120	6.403	5.862	5.218
ENC Pasto	9.01.09	2.273	0.018	1.665	0.012	-0.406	-0.004

Continua

Continuação

ZR Pasto	9.01.09	1.190	0.063	0.841	1.245	0.646	0.929
ENC Pasto	9.01.09	3.674	0.003	2.858	0.096	-0.527	0.085
ZR Pasto	9.01.09	4.588	0.020	3.239	2.295	1.219	2.368
ENC Pasto	9.01.09	4.748	b.l.d.	3.037	0.387	-1.129	0.362
ZR Flor	9.01.09	3.604	0.454	2.515	5.848	4.259	5.126
ENC Agri	9.01.09	3.577	2.212	0.342	5.080	-0.427	2.292
ZR Flor	9.01.09	2.212	0.469	1.931	4.508	4.573	4.917
ENC Agri	9.01.09	0.444	0.000	0.404	1.899	1.643	1.672
ZR Flor	9.01.09	3.444	0.054	4.323	6.241	12.121	10.681
ENC Agri	9.01.09	0.391	b.l.d.	0.533	0.093	0.235	0.083

Conclusão

ZR=zona ripária; ENC=encosta; Flor=floresta; Agri=agrícola; b.l.d.=abaixo do limite de detecção do equipamento

APÊNDICE 2 – Tabela sobre o procedimento de cálculo da atividade enzimática da desnitrificação (DEA)

Uso Solo	Mês	Tem	Pressão	Bunsen coef.	Vol. N l mol	Vol. frasc	Solo úmido	Água	Solo seco	Dens. solo	Vol.sedi-mento	Vol. líquido	Vol. ar	T0	T30	T60	T75	N - T30	N - T75	DEA
		p.				o								g	g	g	ml	ml	ml	
		K	atm		ng	ml	g	g	g		ml	ml	ml							
ZR Pas.	Jan.09	298	0.94	0.55	1.08	1800	50.51	11.14	39.37	2	19.68	61.14	1719.17	-0.11	0.95	4.71	10.17	1792.42	19195.14	14.15
ENC Pas.	Jan.09	298	0.94	0.55	1.08	1800	50.74	9.88	40.87	2	20.43	59.88	1719.69	-0.05	3.48	5.88	8.16	6565.78	15408.54	6.92
ZR Pas.	Jan.09	298	0.94	0.55	1.08	1800	50.32	5.46	44.86	2	22.43	55.46	1722.11	-0.04	2.04	4.16	6.95	3859.22	13114.95	6.60
ENC Pas.	Jan.09	298	0.94	0.55	1.08	1800	50.03	11.28	38.75	2	19.37	61.28	1719.34	-0.25	-0.25	5.63	9.31	-474.06	17577.81	14.91
ZR Pas.	Jan.09	298	0.94	0.55	1.08	1800	50.16	16.10	34.06	2	17.03	66.10	1716.87	0.29	5.98	13.00	19.28	11286.72	36417.70	23.61
ENC Pas.	Jan.09	298	0.94	0.55	1.08	1800	50.85	12.90	37.95	2	18.98	62.90	1718.13	0.26	7.10	14.69	24.91	13405.54	47034.21	28.36
Br. 1	Jan.09	298	0.94	0.55	1.08	1800	n.apl.	n.apl.	n.apl.	n.apl.	0	50.00	0	-0.08	-0.08	-0.07	-0.07	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
Br. 2	Jan.09	298	0.94	0.55	1.08	1800	n.apl.	n.apl.	n.apl.	n.apl.	0	50.00	0	-0.10	-0.10	-0.05	-0.07	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
Br. 3	Jan.09	298	0.94	0.55	1.08	1800	n.apl.	n.apl.	n.apl.	n.apl.	0	50.00	0	-0.08	-0.08	-0.07	-0.08	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
ZR Flor	Jan.09	299	0.94	0.54	1.08	1800	50.05	12.97	37.08	2	18.54	62.97	1718.49	-0.01	0.12	2.04	6.61	221.86	12461.44	10.56
ENC Ag.	Jan.09	299	0.94	0.54	1.08	1800	50.19	7.75	42.44	2	21.22	57.75	1721.03	-0.12	0.02	0.35	0.73	43.26	1369.00	1.00
ZR Flor	Jan.09	299	0.94	0.54	1.08	1800	50.17	21.01	29.15	2	14.58	71.01	1714.41	-0.14	2.44	5.96	12.05	4600.00	22731.66	19.90
ENC Ag.	Jan.09	299	0.94	0.54	1.08	1800	50.40	10.60	39.80	2	19.90	60.60	1719.50	-0.09	-0.20	1.43	2.99	-377.29	5632.65	4.83
ZR Flor	Jan.09	299	0.94	0.54	1.08	1800	50.37	30.14	20.22	2	10.11	80.14	1709.74	-0.06	3.05	11.44	19.94	5755.65	37626.36	50.43
ENC Ag.	Jan.09	299	0.94	0.54	1.08	1800	50.13	10.29	39.83	2	19.92	60.29	1719.79	-0.07	-0.06	1.02	2.15	-111.44	4050.06	3.34
Br. 1	Jan.09	299	0.94	0.54	1.08	1800	n.apl.	n.apl.	n.apl.	n.apl.	0	50.00	0	-0.13	-0.13	-0.11	-0.12	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
Br. 2	Jan.09	299	0.94	0.54	1.08	1800	n.apl.	n.apl.	n.apl.	n.apl.	0	50.00	0	-0.13	-0.12	-0.12	-0.13	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
Br. 3	Jan.09	299	0.94	0.54	1.08	1800	n.apl.	n.apl.	n.apl.	n.apl.	0	50.00	0	-0.15	-0.13	-0.11	-0.12	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
ZR Pas.	Jan.09	299	0.93	0.54	1.07	1800	50.21	15.66	34.55	2	17.27	65.66	1717.06	-0.11	-0.01	2.38	7.82	-21.23	14632.50	13.57
ENC Pas.	Jan.09	299	0.93	0.54	1.07	1800	50.06	21.95	28.11	2	14.05	71.95	1713.99	-0.11	2.59	7.11	12.01	4848.39	22457.20	20.05
ZR Pas.	Jan.09	299	0.93	0.54	1.07	1800	50.10	15.40	34.70	2	17.35	65.40	1717.25	-0.10	0.44	3.98	9.40	821.53	17575.80	15.45
ENC Pas.	Jan.09	299	0.93	0.54	1.07	1800	50.44	17.46	32.98	2	16.49	67.46	1716.05	-0.12	0.33	3.06	6.77	611.41	12667.78	11.70
ZR Pas.	Jan.09	299	0.93	0.54	1.07	1800	50.18	10.25	39.92	2	19.96	60.25	1719.78	-0.11	0.01	1.61	5.60	11.76	10480.24	8.39
ENC Pas.	Jan.09	299	0.93	0.54	1.07	1800	50.32	13.25	37.07	2	18.54	63.25	1718.22	-0.08	2.17	6.16	12.17	4053.41	22751.12	16.14
Br. 1	Jan.09	299	0.93	0.54	1.07	1800	n.apl.	n.apl.	n.apl.	n.apl.	0	50.00	0	-0.14	-0.14	-0.12	-0.12	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
Br. 2	Jan.09	299	0.93	0.54	1.07	1800	n.apl.	n.apl.	n.apl.	n.apl.	0	50.00	0	-0.14	-0.13	-0.13	-0.13	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
Br. 3	Jan.09	299	0.93	0.54	1.07	1800	n.apl.	n.apl.	n.apl.	n.apl.	0	50.00	0	-0.12	-0.14	-0.13	-0.14	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
ZR Flor	Jan.09	298	0.94	0.56	1.08	1800	50.18	11.91	38.27	2	19.13	61.91	1718.95	-0.15	0.16	3.34	5.36	296.23	10106.76	8.20
ENC Ag.	Jan.09	298	0.94	0.56	1.08	1800	50.55	6.94	43.61	2	21.80	56.94	1721.26	-0.14	-0.11	0.10	0.46	-202.93	862.12	0.78
ZR Flor	Jan.09	298	0.94	0.56	1.08	1800	50.21	18.24	31.97	2	15.98	68.24	1715.77	-0.15	-0.12	1.08	3.59	-227.75	6767.01	7.00
ENC Ag.	Jan.09	298	0.94	0.56	1.08	1800	50.58	11.34	39.24	2	19.62	61.34	1719.04	-0.14	-0.09	0.78	1.80	-170.76	3389.21	2.90
ZR Flor	Jan.09	298	0.94	0.56	1.08	1800	50.28	21.69	28.59	2	14.29	71.69	1714.01	-0.15	-0.14	3.47	7.93	-273.39	14972.79	17.07

Continua

Continuação

ENC Ag.	Jan.09	298	0.94	0.56	1.08	1800	50.21	5.24	44.97	2	22.49	55.24	1722.28	-0.15	-0.16	-0.14	-0.13	-296.16	-251.14	0.03
Br. 1	Jan.09	298	0.94	0.56	1.08	1800	n.apl.	n.apl.	n.apl.	n.apl.	0	50.00	0	-0.16	-0.15	-0.15	-0.29	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
Br. 2	Jan.09	298	0.94	0.56	1.08	1800	n.apl.	n.apl.	n.apl.	n.apl.	0	50.00	0	-0.16	-0.16	-0.16	-0.16	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
Br. 3	Jan.09	298	0.94	0.56	1.08	1800	n.apl.	n.apl.	n.apl.	n.apl.	0	50.00	0	-0.16	-0.15	-0.16	-0.15	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
ZR Pas.	Jan.09	298	0.94	0.55	1.08	1800	50.39	16.67	33.72	2	16.86	66.67	1716.47	-0.15	-0.08	1.95	5.12	-142.31	9657.55	9.30
ENC Pas.	Jan.09	298	0.94	0.55	1.08	1800	50.38	17.51	32.87	2	16.43	67.51	1716.05	-0.13	2.41	6.56	9.82	4548.01	18505.60	13.59
ZR Pas.	Jan.09	298	0.94	0.55	1.08	1800	50.39	16.43	33.95	2	16.98	66.43	1716.59	-0.16	0.73	4.23	9.20	1373.83	17336.78	15.04
ENC Pas.	Jan.09	298	0.94	0.55	1.08	1800	50.51	12.85	37.66	2	18.83	62.85	1718.32	-0.14	0.49	2.39	5.15	924.86	9711.38	7.47
ZR Pas.	Jan.09	298	0.94	0.55	1.08	1800	50.18	21.39	28.79	2	14.39	71.39	1714.21	-0.14	1.38	5.31	11.30	2602.21	21304.64	20.79
ENC Pas.	Jan.09	298	0.94	0.55	1.08	1800	50.42	15.10	35.32	2	17.66	65.10	1717.24	-0.14	2.24	6.09	9.48	4229.29	17874.72	12.36
Br. 1	Jan.09	298	0.94	0.55	1.08	1800	n.apl.	n.apl.	n.apl.	n.apl.	0	50.00	0	-0.16	-0.16	-0.15	-0.14	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
Br. 2	Jan.09	298	0.94	0.55	1.08	1800	n.apl.	n.apl.	n.apl.	n.apl.	0	50.00	0	-0.16	-0.17	-0.16	-0.16	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
Br. 3	Jan.09	298	0.94	0.55	1.08	1800	n.apl.	n.apl.	n.apl.	n.apl.	0	50.00	0	-0.17	-0.17	-0.15	-0.16	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
ZR Flor	Jan.09	297	0.94	0.58	1.08	1800	50.11	8.66	41.45	2	20.72	58.66	1720.61	-0.14	0.45	3.04	4.53	842.30	8561.62	5.96
ENC Ag.	Jan.09	297	0.94	0.58	1.08	1800	50.46	7.02	43.45	2	21.72	57.02	1721.26	-0.15	-0.14	0.04	0.22	-256.92	422.57	0.50
ZR Flor	Jan.09	297	0.94	0.58	1.08	1800	50.48	6.17	44.31	2	22.16	56.17	1721.67	-0.15	-0.13	0.78	2.15	-254.28	4064.72	3.12
ENC Ag.	Jan.09	297	0.94	0.58	1.08	1800	50.31	11.97	38.34	2	19.17	61.97	1718.86	-0.15	0.06	0.87	1.68	118.72	3181.65	2.56
ZR Flor	Jan.09	297	0.94	0.58	1.08	1800	50.79	30.87	19.93	2	9.96	80.87	1709.17	-0.12	0.90	4.60	8.50	1703.19	16071.43	23.07
ENC Ag.	Jan.09	297	0.94	0.58	1.08	1800	50.56	17.62	32.93	2	16.47	67.62	1715.91	-0.10	0.46	2.56	5.74	865.21	10840.99	9.69
Br. 1	Jan.09	297	0.94	0.58	1.08	1800	n.apl.	n.apl.	n.apl.	n.apl.	0	50.00	0	-0.15	-0.15	-0.14	-0.13	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
Br. 2	Jan.09	297	0.94	0.58	1.08	1800	n.apl.	n.apl.	n.apl.	n.apl.	0	50.00	0	-0.16	-0.16	-0.11	-0.15	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
Br. 3	Jan.09	297	0.94	0.58	1.08	1800	n.apl.	n.apl.	n.apl.	n.apl.	0	50.00	0	-0.16	-0.16	-0.15	-0.16	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
ZR Pas.	Jul.08	296	0.94	0.59	1.08	1800	26.26	3.27	22.99	2	11.50	53.27	1735.24	-0.15	0.34	2.66	5.61	643.01	10719.14	14.02
ENC Pas.	Jul.08	296	0.94	0.59	1.08	1800	50.37	6.17	44.20	2	22.10	56.17	1721.73	-0.15	0.24	1.89	3.54	451.08	6723.10	4.54
ZR Pas.	Jul.08	296	0.94	0.59	1.08	1800	50.53	7.84	42.69	2	21.34	57.84	1720.81	-0.17	0.81	3.88	6.45	1544.20	12231.13	8.01
ENC Pas.	Jul.08	296	0.94	0.59	1.08	1800	50.32	4.89	45.43	2	22.72	54.89	1722.39	-0.06	2.04	6.57	9.78	3876.69	18555.85	10.34
ZR Pas.	Jul.08	296	0.94	0.59	1.08	1800	50.71	5.96	44.75	2	22.37	55.96	1721.67	-0.11	0.50	2.75	4.48	950.91	8503.38	5.40
ENC Pas.	Jul.08	296	0.94	0.59	1.08	1800	50.52	6.57	43.95	2	21.97	56.57	1721.45	-0.13	0.41	2.62	5.22	769.53	9900.33	6.65
Br. 1	Jul.08	296	0.94	0.59	1.08	1800	n.apl.	n.apl.	n.apl.	n.apl.	0	50.00	0	-0.13	-0.13	-0.11	-0.12	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
Br. 2	Jul.08	296	0.94	0.59	1.08	1800	n.apl.	n.apl.	n.apl.	n.apl.	0	50.00	0	-0.11	-0.10	-0.06	-0.11	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
Br. 3	Jul.08	296	0.94	0.59	1.08	1800	n.apl.	n.apl.	n.apl.	n.apl.	0	50.00	0	0.35	0.36	0.36	0.35	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
ZR Flor	Jul.08	296	0.94	0.61	1.08	1800	50.06	1.65	48.40	2	24.20	51.65	1724.14	-0.06	0.81	4.18	7.38	1538.27	14037.73	8.26
ENC Ag.	Jul.08	296	0.94	0.61	1.08	1800	50.81	6.28	44.53	2	22.26	56.28	1721.46	-0.15	-0.06	0.40	0.92	-107.55	1749.42	1.33
ZR Flor	Jul.08	296	0.94	0.61	1.08	1800	50.52	9.13	41.40	2	20.70	59.13	1720.18	-0.10	1.27	6.37	10.63	2411.04	20225.20	13.77
ENC Ag.	Jul.08	296	0.94	0.61	1.08	1800	50.76	11.75	39.00	2	19.50	61.75	1718.74	-0.15	0.08	0.85	1.45	148.92	2750.06	2.13
ZR Flor	Jul.08	296	0.94	0.61	1.08	1800	50.38	12.52	37.86	2	18.93	62.52	1718.55	-0.03	2.03	7.37	12.20	3866.90	23220.19	16.36
ENC Ag.	Jul.08	296	0.94	0.61	1.08	1800	50.27	12.60	37.67	2	18.84	62.60	1718.56	-0.15	0.09	1.98	4.47	168.34	8515.94	7.09

Continua

Continuação

Br. 1	Jul.08	296	0.94	0.61	1.08	1800	n.apl.	n.apl.	n.apl.	n.apl.	0	50.00	0	-0.11	-0.12	-0.10	-0.11	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
Br. 2	Jul.08	296	0.94	0.61	1.08	1800	n.apl.	n.apl.	n.apl.	n.apl.	0	50.00	0	-0.12	-0.13	-0.10	-0.12	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
Br. 3	Jul.08	296	0.94	0.61	1.08	1800	n.apl.	n.apl.	n.apl.	n.apl.	0	50.00	0	0.24	0.24	0.24	0.24	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
ZR Pas.	Jul.08	297	0.94	0.59	1.08	1800	50.35	8.61	41.74	2	20.87	58.61	1720.52	-0.13	-0.11	-0.11	-0.09	-218.04	-175.31	0.03
ENC Pas.	Jul.08	297	0.94	0.59	1.08	1800	50.51	5.03	45.48	2	22.74	55.03	1722.23	-0.15	0.38	3.89	8.36	717.98	15892.37	10.68
ZR Pas.	Jul.08	297	0.94	0.59	1.08	1800	50.68	3.94	46.74	2	23.37	53.94	1722.69	-0.08	2.90	11.11	17.65	5503.78	33530.28	19.19
ENC Pas.	Jul.08	297	0.94	0.59	1.08	1800	50.37	11.23	39.14	2	19.57	61.23	1719.20	-0.14	-0.13	0.07	0.61	-240.49	1152.06	1.14
ZR Pas.	Jul.08	297	0.94	0.59	1.08	1800	50.60	15.36	35.25	2	17.62	65.36	1717.02	-0.15	0.14	4.11	7.82	263.04	14871.02	13.26
ENC Pas.	Jul.08	297	0.94	0.59	1.08	1800	50.56	7.64	42.92	2	21.46	57.64	1720.90	-0.12	0.29	4.57	6.88	551.25	13077.91	9.34
Br. 1	Jul.08	297	0.94	0.59	1.08	1800	n.apl.	n.apl.	n.apl.	n.apl.	0	50.00	0	-0.13	-0.06	-0.10	-0.10	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
Br. 2	Jul.08	297	0.94	0.59	1.08	1800	n.apl.	n.apl.	n.apl.	n.apl.	0	50.00	0	-0.19	-0.18	-0.10	-0.17	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
Br. 3	Jul.08	297	0.94	0.59	1.08	1800	n.apl.	n.apl.	n.apl.	n.apl.	0	50.00	0	0.27		0.27	0.27	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
ZR Flor	Jul.08	296	0.94	0.61	1.09	1800	50.87	8.16	42.71	2	21.35	58.16	1720.48	-0.12	-0.03	2.09	6.91	-56.84	13220.52	9.95
ENC Ag.	Jul.08	296	0.94	0.61	1.09	1800	50.25	3.80	46.44	2	23.22	53.80	1722.97	-0.11	-0.09	0.34	0.84	-167.24	1606.68	1.22
ZR Flor	Jul.08	296	0.94	0.61	1.09	1800	50.09	7.03	43.06	2	21.53	57.03	1721.44	-0.10	0.33	2.90	9.23	632.90	17666.79	12.66
ENC Ag.	Jul.08	296	0.94	0.61	1.09	1800	50.24	6.65	43.59	2	21.79	56.65	1721.55	-0.12	0.45	2.51	3.83	868.72	7331.96	4.75
ZR Flor	Jul.08	296	0.94	0.61	1.09	1800	50.21	20.41	29.80	2	14.90	70.41	1714.69	0.26	1.16	6.24	12.16	2223.83	23299.79	22.63
ENC Ag.	Jul.08	296	0.94	0.61	1.09	1800	50.13	9.64	40.48	2	20.24	59.64	1720.11	-0.10	-0.11	-0.06	0.07	-213.72	127.65	0.27
Br. 1	Jul.08	296	0.94	0.61	1.09	1800	n.apl.	n.apl.	n.apl.	n.apl.	0	50.00	0	-0.13	-0.12	-0.12	-0.12	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
Br. 2	Jul.08	296	0.94	0.61	1.09	1800	n.apl.	n.apl.	n.apl.	n.apl.	0	50.00	0	-0.12	-0.13	-0.07	-0.11	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
Br. 3	Jul.08	296	0.94	0.61	1.09	1800	n.apl.	n.apl.	n.apl.	n.apl.	0	50.00	0	0.27	0.27	0.27	0.28	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
ZR Pas.	Jul.08	298	0.94	0.56	1.08	1800	45.87	9.02	36.84	2	18.42	59.02	1722.55	-0.20	1.96	10.81	18.35	3710.59	34706.86	26.92
ENC Pas.	Jul.08	298	0.94	0.56	1.08	1800	50.50	9.73	40.77	2	20.39	59.73	1719.89	-0.17	0.41	2.02	4.94	766.87	9334.58	6.72
ZR Pas.	Jul.08	298	0.94	0.56	1.08	1800	50.98	13.08	37.90	2	18.95	63.08	1717.97	-0.18	-0.12	5.08	7.97	-220.19	15048.49	12.89
ENC Pas.	Jul.08	298	0.94	0.56	1.08	1800	50.29	8.53	41.75	2	20.88	58.53	1720.59	-0.17	-0.15	4.17	6.40	-280.96	12090.52	9.48
ZR Pas.	Jul.08	298	0.94	0.56	1.08	1800	50.21	10.75	39.45	2	19.73	60.75	1719.52	-0.16	0.31	1.46	4.06	587.28	7661.67	5.74
ENC Pas.	Jul.08	298	0.94	0.56	1.08	1800	50.37	7.59	42.78	2	21.39	57.59	1721.02	-0.13	1.06	6.59	10.35	2005.56	19548.25	13.12
Br. 1	Jul.08	298	0.94	0.56	1.08	1800	n.apl.	n.apl.	n.apl.	n.apl.	0	50.00	0	-0.17	-0.19	-0.17	-0.13	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
Br. 2	Jul.08	298	0.94	0.56	1.08	1800	n.apl.	n.apl.	n.apl.	n.apl.	0	50.00	0	-0.21	-0.21	-0.17	-0.20	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
Br. 3	Jul.08	298	0.94	0.56	1.08	1800	n.apl.	n.apl.	n.apl.	n.apl.	0	50.00	0	0.25	0.25	0.25	0.25	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
ZR Flor	Jul.08	297	0.94	0.58	1.08	1800	50.55	13.26	37.29	2	18.64	63.26	1718.09	-0.18	-0.14	2.40	8.88	-267.92	16799.57	14.65
ENC Ag.	Jul.08	297	0.94	0.58	1.08	1800	50.03	5.25	44.78	2	22.39	55.25	1722.36	-0.17	-0.10	0.11	0.89	-192.23	1676.49	1.34
ZR Flor	Jul.08	297	0.94	0.58	1.08	1800	50.36	8.14	42.22	2	21.11	58.14	1720.75	-0.13	0.03	1.76	6.27	55.90	11857.59	8.94
ENC Ag.	Jul.08	297	0.94	0.58	1.08	1800	50.18	7.62	42.56	2	21.28	57.62	1721.10	-0.16	0.16	1.14	2.37	299.78	4482.45	3.14
ZR Flor	Jul.08	297	0.94	0.58	1.08	1800	50.33	16.30	34.03	2	17.01	66.30	1716.68	-0.15	-0.12	0.67	2.04	-224.12	3866.66	3.85
ENC Ag.	Jul.08	297	0.94	0.58	1.08	1800	50.75	9.06	41.69	2	20.85	59.06	1720.09	-0.18	-0.16	-0.13	-0.13	-299.88	-255.32	0.03
Br. 1	Jul.08	297	0.94	0.58	1.08	1800	n.apl.	n.apl.	n.apl.	n.apl.	0	50.00	0	-0.17	-0.17	-0.16	-0.16	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!

Continua

Continuação

Br. 2	Jul.08	297	0.94	0.58	1.08	1800	n.apl.	n.apl.	n.apl.	n.apl.	0	50.00	0	-0.19	-0.18	-0.15	-0.17	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
Br. 3	Jul.08	297	0.94	0.58	1.08	1800	n.apl.	n.apl.	n.apl.	n.apl.	0	50.00	0	0.26	0.26	0.26	0.26	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!

Conclusão

ZR=zona ripária; ENC=encosta; Pas.=pasto; Flor=floresta; Ag.=agrícola; Br.=branco; n.apl.=não aplicável.

APÊNDICE 3 – Tabela sobre os dados das variáveis físico-químicas para os extratores de solução do solo durante o período do estudo

DATA COLETA	USO SOLO	C.E. $\mu\text{S.cm}^{-1}$	COD	CID	Cl ⁻	NO ₂ ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	Na ⁺	NH ₄ ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺
12.12.07	ZR PASTO	.	.	45.270	1.972	b.l.d.	9.498	0.156	b.l.d.	3.793	b.l.d.	0.594	0.546	28.110
12.12.07	ZR PASTO	.	.	19.720	0.434	0.175	7.712	1.096	0.122	1.697	0.055	0.683	1.194	11.471
12.12.07	ENC PASTO	.	.	42.860	67.320	0.316	0.640	0.256	b.l.d.	2.266	b.l.d.	7.260	5.668	44.586
12.12.07	ENC AGRI	.	.	1.059	3.575	0.504	25.162	78.343	b.l.d.	3.463	0.113	8.172	5.313	44.890
12.12.07	ENC AGRI	.	.	39.020	4.931	0.774	38.256	70.949	0.391	4.485	0.022	23.722	7.127	38.398
23.01.08	ZR PASTO	51.90	4.610	9.921	0.741	0.111	10.072	0.127	0.091	3.239	0.044	0.450	0.430	5.684
23.01.08	ZR PASTO	120.70	4.328	36.420	0.835	b.l.d.	4.764	0.922	0.182	1.141	b.l.d.	0.610	0.990	21.520
23.01.08	ZR PASTO	361.00	4.130	66.290	61.034	b.l.d.	0.687	0.210	0.340	2.963	0.104	2.514	5.206	58.442
23.01.08	ENC PASTO	243.00	3.498	42.690	38.324	b.l.d.	0.803	0.168	0.253	3.185	0.029	5.367	2.307	35.433
23.01.08	ENC PASTO	222.00	n.a.	34.200	26.824	0.227	3.767	0.179	0.242	1.847	0.292	46.978	1.639	8.603
23.01.08	ZR FLOR	260.00	2.589	59.880	24.848	b.l.d.	13.952	1.460	0.633	12.068	0.087	1.419	3.785	37.112
23.01.08	ZR FLOR	110.90	3.683	25.270	3.017	b.l.d.	6.911	2.389	b.l.d.	1.616	0.034	0.569	0.552	21.140
23.01.08	ZR FLOR	221.00	5.204	43.040	19.091	0.284	14.972	0.456	b.l.d.	4.770	0.106	1.866	1.674	34.612
23.01.08	ENC AGRI	307.00	n.a.	11.930	5.221	0.150	31.633	113.335	b.l.d.	3.928	0.005	11.311	7.361	33.676
23.01.08	ENC AGRI	312.00	b.l.d.
6.02.08	ZR PASTO	37.70	3.917	5.385	0.436	0.086	8.258	0.134	0.081	2.447	0.021	0.328	0.186	2.614
6.02.08	ZR PASTO	46.20	3.408	10.820	0.508	0.131	3.633	0.129	0.090	0.810	0.022	0.403	0.906	5.401
6.02.08	ZR PASTO	238.00	3.670	41.310	38.038	0.274	0.699	0.143	0.229	1.929	b.l.d.	1.805	3.032	28.520
6.02.08	ENC PASTO	141.70	5.539	20.010	25.110	0.120	0.659	0.107	0.179	2.446	b.l.d.	3.660	1.869	17.861
6.02.08	ENC PASTO	167.80	.	31.260	14.762	0.192	1.435	0.092	0.154	0.886	0.007	34.740	1.326	5.990
6.02.08	ZR FLOR	176.60	2.671	28.780	10.414	0.138	12.030	1.683	0.207	8.225	b.l.d.	0.635	2.041	11.489
6.02.08	ZR FLOR	53.60	4.348	4.376	1.822	0.070	8.918	2.481	0.084	2.047	0.063	0.604	0.534	5.723
6.02.08	ZR FLOR	180.30	5.161	14.220	25.598	0.105	23.845	0.245	b.l.d.	7.119	b.l.d.	1.938	2.558	19.803
6.02.08	ENC AGRI	336.00	2.461	11.040	5.686	0.183	34.731	127.142	b.l.d.	4.703	0.130	12.438	8.468	36.772
6.02.08	ENC AGRI	316.00	.	.	4.162	0.603	52.740	62.083	0.512	4.310	0.067	29.566	9.511	36.890
6.03.08	ZR PASTO	35.70	3.427	3.896	0.548	0.068	8.071	0.239	0.085	2.412	0.077	0.387	0.200	2.989
6.03.08	ZR PASTO	31.80	3.392	5.550	1.583	0.099	2.833	0.116	0.075	1.212	0.014	0.669	0.791	3.893
6.03.08	ZR PASTO	43.20	5.967	25.300	4.003	b.l.d.	2.565	0.184	0.103	1.216	0.089	3.559	1.669	13.184
6.03.08	ENC PASTO	56.30	8.743	11.280	7.676	b.l.d.	1.589	0.446	b.l.d.	0.907	0.041	6.273	0.933	16.410
6.03.08	ENC PASTO	118.10	7.517	38.180	7.372	0.294	1.104	0.153	0.170	0.508	0.005	23.468	0.926	15.566
6.03.08	ZR FLOR	80.30	2.854	14.030	6.274	0.038	18.501	2.981	0.080	9.449	0.157	0.562	1.711	1.973
6.03.08	ZR FLOR	33.40	4.228	0.879	1.615	0.055	8.985	1.899	0.095	1.851	0.037	0.496	0.443	4.441

Continua

Continuação

6.03.08	ZR FLOR	127.90	4.802	13.170	15.536	0.090	25.914	0.215	0.150	5.573	b.l.d.	1.393	2.258	16.601
6.03.08	ENC AGRI	300.00	2.955	14.220	4.593	0.177	29.018	100.908	0.263	3.173	0.058	11.521	6.875	32.115
6.03.08	ENC AGRI	219.00	.	33.820	1.166	0.442	27.009	14.218	0.457	2.101	b.l.d.	17.257	5.442	21.312
19.03.08	ZR PASTO	31.42	4.346	5.304	0.651	0.065	7.771	0.182	b.l.d.	2.441	0.063	0.590	0.188	3.064
19.03.08	ZR PASTO	28.09	6.799	4.777	1.909	0.065	2.928	0.355	0.081	1.208	0.052	1.015	0.661	2.503
19.03.08	ZR PASTO	142.75	6.870	16.100	30.101	0.097	8.110	1.466	b.l.d.	2.187	2.587	12.409	2.990	12.077
19.03.08	ENC PASTO	131.07	.	12.800	31.864	0.041	1.488	0.118	b.l.d.	1.845	b.l.d.	5.972	1.847	16.365
19.03.08	ENC PASTO	121.60	.	26.360	10.973	0.183	1.400	0.085	0.152	0.763	b.l.d.	30.833	1.030	4.423
19.03.08	ZR FLOR	56.90	3.057	2.662	4.777	0.034	15.628	2.500	0.090	6.851	0.131	0.433	1.895	1.584
19.03.08	ZR FLOR	31.03	.	0.848	1.250	0.022	7.363	4.066	0.075	1.930	0.060	0.491	0.424	2.444
19.03.08	ZR FLOR	170.30	5.719	0.505	36.754	b.l.d.	22.407	0.227	b.l.d.	10.830	0.181	2.046	2.965	7.564
19.03.08	ENC AGRI	262.40	.	4.618	4.812	0.077	29.315	93.405	b.l.d.	3.327	b.l.d.	11.107	6.969	27.820
19.03.08	ENC AGRI	236.30	.	33.630	1.345	0.356	40.678	15.778	0.500	2.447	b.l.d.	19.916	5.745	20.648
9.04.08	ZR PASTO	28.97	7.755	3.558	0.413	0.055	7.375	0.098	0.075	2.017	0.028	0.363	0.136	2.305
9.04.08	ZR PASTO	20.10	.	2.394	0.363	0.059	3.603	0.498	b.l.d.	0.905	0.024	0.610	0.491	1.861
9.04.08	ENC PASTO	94.21
9.04.08	ZR FLOR	64.87	7.472	2.473	5.154	0.023	17.145	1.431	0.198	9.136	0.114	0.409	1.477	1.008
9.04.08	ZR FLOR	25.17	.	1.388	1.014	0.041	3.890	2.062	0.148	1.425	0.085	0.421	0.305	1.879
9.04.08	ENC AGRI	244.30	.	10.420	4.324	0.154	30.876	83.668	b.l.d.	2.963	0.062	11.567	6.446	27.661
9.04.08	ENC AGRI	221.70	.	36.410	1.066	0.413	41.459	16.073	b.l.d.	2.533	0.061	22.352	5.922	25.412
13.05.08	ZR PASTO	35.46	3.172	0.970	1.771	0.025	7.220	0.103	0.038	2.131	0.041	0.076	0.116	1.999
13.05.08	ZR PASTO	30.83	3.738	4.013	0.424	0.067	3.080	0.438	0.074	0.842	0.036	0.507	0.505	1.694
13.05.08	ENC PASTO	134.23
13.05.08	ENC PASTO	116.93	.	21.970	7.412	0.206	1.516	0.109	0.184	0.862	b.l.d.	26.861	0.783	3.308
13.05.08	ZR FLOR	66.71	2.875	1.453	5.308	0.021	17.604	1.332	0.091	8.763	b.l.d.	0.261	1.469	0.704
13.05.08	ZR FLOR	64.01	.	1.159	1.396	0.023	6.231	4.890	0.117	1.574	0.022	0.373	0.374	1.430
13.05.08	ZR FLOR	401.35	.	0.426	135.277	b.l.d.	19.183	0.391	.	44.579	b.l.d.	2.016	5.737	9.241
25.06.08	ZR PASTO	24.87	3.039	2.771	0.928	0.038	7.031	0.183	0.075	2.101	b.l.d.	0.113	0.094	1.962
25.06.08	ZR PASTO	25.89	3.412	7.431	0.269	0.076	2.823	1.330	b.l.d.	0.894	0.015	0.521	0.589	1.988
25.06.08	ENC PASTO	109.83	.	25.270	10.170	0.221	1.391	0.162	0.171	1.267	b.l.d.	29.313	1.177	4.949
25.06.08	ZR FLOR	60.91	.	2.082	7.941	0.019	15.670	1.855	0.077	8.975	b.l.d.	0.335	1.715	1.272
25.06.08	ZR FLOR	23.39	.	0.933	0.876	0.030	3.340	4.545	0.080	1.150	0.047	0.281	0.302	0.992
16.07.08	ZR PASTO	19.54	.	2.016	1.185	0.046	1.841	1.016	0.075	0.720	0.043	1.324	0.319	1.289
16.07.08	ENC PASTO	7.28	.	.	0.440	0.044	0.083	0.102	0.077	0.079	0.034	0.465	0.038	0.246
16.07.08	ZR FLOR	5.23	.	0.887	0.448	0.042	0.080	0.121	0.094	0.098	0.068	0.545	0.025	0.186
16.07.08	ENC AGRI	139.84	.	2.541	2.329	0.031	13.255	19.454	0.075	0.981	0.012	2.926	1.903	7.482
10.08.08	ZR PASTO	24.06	.	n.ana.	0.178	0.046	5.795	0.142	b.l.d.	2.526	b.l.d.	0.089	0.036	1.461

Continua

Continuação

10.08.08	ZR PASTO	25.51	.	n.ana.	0.514	0.057	3.744	0.169	b.l.d.	1.328	b.l.d.	0.303	0.374	1.640
10.08.08	ENC AGRI	159.10	.	n.ana.	6.343	b.l.d.	35.315	47.917	b.l.d.	3.799	b.l.d.	6.785	3.537	15.421
9.10.08	ZR PASTO	.	.	n.ana.	0.681	b.l.d.	4.898	0.046	b.l.d.	2.439	b.l.d.	0.216	0.020	1.300
9.10.08	ENC PASTO	.	.	n.ana.	6.737	b.l.d.	39.905	53.406	b.l.d.	3.746	b.l.d.	7.009	3.584	15.616
22.10.08	ZR PASTO	37.04	.	n.ana.	0.610	0.037	5.786	0.290	b.l.d.	0.023	b.l.d.	b.l.d.	b.l.d.	0.107
22.10.08	ZR PASTO	29.10	.	n.ana.	2.400	b.l.d.	5.113	1.875	b.l.d.	b.l.d.	b.l.d.	b.l.d.	b.l.d.	b.l.d.
22.10.08	ENC PASTO	74.17	.	n.ana.	1.771	0.175	0.624	0.222	b.l.d.	0.939	b.l.d.	11.802	0.508	4.480
22.10.08	ZR FLOR	45.47	.	n.ana.	4.234	b.l.d.	3.584	3.812	b.l.d.	1.694	b.l.d.	0.399	0.244	1.676
22.10.08	ENC AGRI	206.20	.	n.ana.	7.934	b.l.d.	43.299	60.521	b.l.d.	4.320	b.l.d.	8.349	4.417	18.707
5.11.08	ZR PASTO	30.54	.	n.ana.	0.125	0.062	5.463	0.107	b.l.d.	2.684	b.l.d.	0.149	0.067	1.933
5.11.08	ZR PASTO	23.46	.	n.ana.	0.134	0.080	1.595	0.182	b.l.d.	0.818	b.l.d.	0.214	0.365	1.413
5.11.08	ENC PASTO	106.47	.	n.ana.	11.335	0.206	1.094	0.080	b.l.d.	3.697	b.l.d.	6.418	1.680	14.089
5.11.08	ENC AGRI	200.60	.	n.ana.	8.593	b.l.d.	42.924	66.520	b.l.d.	4.020	b.l.d.	8.569	4.209	18.315
19.11.08	ZR PASTO	28.76	.	n.ana.	0.233	0.050	5.403	0.031	b.l.d.	2.797	b.l.d.	0.189	0.029	1.514
19.11.08	ZR PASTO	22.76	.	n.ana.	0.206	0.073	1.433	0.219	b.l.d.	0.927	b.l.d.	0.224	0.328	1.121
19.11.08	ENC PASTO	83.37	.	n.ana.	10.681	0.141	1.424	0.010	b.l.d.	2.896	b.l.d.	5.343	1.367	9.139
19.11.08	ENC AGRI	200.40	.	n.ana.	9.116	b.l.d.	43.252	71.351	b.l.d.	4.744	b.l.d.	9.998	5.444	23.292

Conclusão

ZR=zona ripária; ENC=encosta; FLOR=floresta; AGRI=agrícola; ponto (.)=sem amostra; n.ana.=não analisado; b.l.d.=abaixo do limite de detecção do equipamento.

APÊNDICE 4 – Tabela sobre variáveis físico-químicas do ribeirão Cachoeira e do ribeirão Caxambu durante o período de estudo.

DATA	PONTO	RIBEIRÃO	HORA	VAZÃO	TEMP.	C.E.	O ₂ DISS.	pH	CID	COD	Cl ⁻	NO ₂ ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	Na ⁺	NH ₄ ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺
				L.s ⁻¹	°C	µS.cm ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹												
1.08.07	1	Cachoeira	11:30	n.apl.	15.4	16.8	9.81	5.43	1.550	3.679	1.681	b.l.d.	1.475	0.930	b.l.d.	0.733	0.026	0.277	0.364	0.873
1.08.07	2	Cachoeira	12:00	52.5	17.1	24.7	9.12	4.24	4.717	3.720	1.759	b.l.d.	1.506	0.927	b.l.d.	1.136	0.040	0.376	0.588	1.585
1.08.07	3	Cachoeira	13:09	n.apl.	17.0	49.4	9.04	4.98	11.030	3.913	1.932	b.l.d.	1.892	1.106	b.l.d.	2.491	0.034	1.228	1.415	2.415
1.08.07	4	Caxambu	15:10	n.apl.	17.5	75.3	7.92	5.85	17.470	3.532	3.718	0.048	3.812	1.715	b.l.d.	5.189	0.485	3.220	3.592	7.286
1.08.07	5	Caxambu	16:00	n.apl.	17.1	77.0	8.69	6.20	19.770	3.336	2.968	b.l.d.	2.789	1.202	b.l.d.	3.348	0.086	1.986	2.267	4.509
1.08.07	6	Caxambu	16:54	n.apl.	16.7	79.6	8.61	6.93	18.670	3.152	3.015	b.l.d.	2.709	1.296	b.l.d.	3.412	0.090	2.127	2.303	4.633
24.08.07	1	Cachoeira	9:30	n.apl.	15.2	15.6	8.90	5.78	2.345	1.910	2.078	0.043	0.946	0.591	b.l.d.	0.836	0.036	0.473	0.456	1.162
24.08.07	2	Cachoeira	10:50	n.apl.	17.1	23.1	9.08	6.14	4.390	2.093	1.354	b.l.d.	1.060	0.641	b.l.d.	1.211	0.033	0.529	0.651	1.226
24.08.07	3	Cachoeira	11:30	n.apl.	.	45.5	8.99	6.86	32.477	2.420	3.414	b.l.d.	1.241	0.969	b.l.d.	5.751	0.183	2.169	3.194	7.010
24.08.07	4	Caxambu	13:00	n.apl.	18.1	75.2	9.04	7.01	23.340	2.860	5.015	b.l.d.	4.258	1.686	b.l.d.	7.687	0.153	3.094	5.494	11.063
24.08.07	5	Caxambu	13:15	n.apl.	18.1	78.1	9.02	6.93	25.223	2.398	5.228	b.l.d.	3.838	1.702	b.l.d.	7.589	0.146	2.956	5.270	10.621
24.08.07	6	Caxambu	13:45	n.apl.	18.6	78.2	8.84	6.81	24.830	2.186	5.004	b.l.d.	3.286	1.726	b.l.d.	8.304	0.089	3.297	5.776	11.449
26.09.07	1	Cachoeira	10:20	n.apl.	14.0	19.0	9.89	5.26	1.808	2.795	1.218	b.l.d.	1.047	0.693	b.l.d.	0.766	0.021	0.282	0.394	0.743
26.09.07	2	Cachoeira	10:55	11.87	14.4	25.2	9.63	5.74	4.468	2.171	1.633	b.l.d.	1.167	0.799	b.l.d.	1.334	0.032	0.433	0.688	1.341
26.09.07	3	Cachoeira	12:30	n.apl.	18.0	103.9	5.06	6.30	16.280	2.160	2.856	b.l.d.	1.647	1.264	b.l.d.	2.871	0.072	1.069	1.362	3.025
26.09.07	4	Caxambu	13:10	n.apl.	16.6	87.4	8.87	6.89	24.137	3.696	3.763	b.l.d.	2.386	1.319	b.l.d.	4.134	0.089	1.739	2.626	5.576
26.09.07	5	Caxambu	13:34	n.apl.	16.4	89.4	9.10	6.71	26.367	4.313	3.538	b.l.d.	2.322	1.664	b.l.d.	4.399	0.103	1.881	2.746	5.882
26.09.07	6	Caxambu	15:00	n.apl.	16.9	91.3	9.35	6.79	25.353	3.194	3.196	b.l.d.	2.160	1.281	b.l.d.	4.021	0.047	1.733	2.488	5.187
24.10.07	1	Cachoeira	9:30	n.apl.	16.7	41.4	8.57	6.59	2.169	4.174	1.979	b.l.d.	1.233	1.584	b.l.d.	0.957	0.079	1.337	0.653	1.281
24.10.07	2	Cachoeira	9:47	250.69	17.0	42.3	8.63	6.09	4.308	3.496	2.531	b.l.d.	1.378	1.325	b.l.d.	1.341	0.084	1.807	0.737	1.417
24.10.07	3	Cachoeira	10:25	n.apl.	17.7	74.4	8.28	6.47	14.950	8.109	2.220	b.l.d.	1.316	1.605	b.l.d.	2.709	.	2.062	1.643	3.444
24.10.07	4	Caxambu	11:14	n.apl.	18.7	122.8	7.51	6.79	26.630	5.208	6.894	b.l.d.	3.121	1.820	b.l.d.	5.822	0.078	2.682	2.893	6.321
24.10.07	5	Caxambu	11:45	335.37	18.9	127.7	7.59	6.72	26.980	5.319	3.976	b.l.d.	2.747	3.678	b.l.d.	4.401	0.055	2.917	3.200	7.142
24.10.07	6	Caxambu	13:36	n.apl.	19.2	119.6	7.70	6.62	28.400	4.052	3.740	b.l.d.	2.347	5.114	b.l.d.	4.597	0.085	2.556	3.394	8.162
7.11.07	1	Cachoeira	9:11	n.apl.	18.3	23.8	8.66	6.12	1.090	2.002	1.631	b.l.d.	1.409	0.571	b.l.d.	0.612	0.048	0.353	0.352	0.743
7.11.07	2	Cachoeira	9:26	52.54	18.3	34.8	8.24	7.77	3.334	1.835	1.825	b.l.d.	2.002	0.640	b.l.d.	1.027	0.050	0.451	0.554	1.110
7.11.07	3	Cachoeira	10:49	n.apl.	20.4	72.2	7.97	7.69	14.350	6.016	2.667	b.l.d.	2.660	0.815	0.024	2.934	0.057	1.355	1.411	2.683
7.11.07	4	Caxambu	11:35	n.apl.	21.0	92.2	7.76	6.75	19.610	4.017	3.445	b.l.d.	3.492	0.744	b.l.d.	2.664	0.106	2.009	1.918	4.340

Continua

Continuação

7.11.07	5	Caxambu	11:52	606.77	21.3	98.3	7.62	6.82	19.660	4.678	3.576	b.l.d.	3.676	0.736	b.l.d.	2.705	0.098	2.105	1.898	4.431
7.11.07	6	Caxambu	12:58	n.apl.	22.2	96.4	7.84	6.82	19.570	3.595	3.516	b.l.d.	3.433	0.745	b.l.d.	2.789	0.107	2.201	1.939	4.630
22.11.07	1	Cachoeira	9:17	n.apl.	15.4	21.9	9.47	7.19	1.269	2.414	1.517	b.l.d.	1.390	0.624	b.l.d.	0.687	0.050	0.307	0.360	0.801
22.11.07	2	Cachoeira	9:45	159.61	15.8	30.1	9.08	6.61	3.036	2.441	1.556	b.l.d.	1.545	0.600	b.l.d.	1.026	0.052	0.372	0.507	1.045
22.11.07	3	Cachoeira	11:40	n.apl.	18.9	61.0	8.62	5.89	9.016	3.131	2.057	b.l.d.	1.812	0.688	b.l.d.	2.568	0.077	1.002	1.358	2.690
22.11.07	4	Caxambu	12:28	n.apl.	20.0	92.5	7.74	6.72	16.940	4.821	2.604	b.l.d.	2.379	0.787	b.l.d.	3.187	0.115	1.437	2.223	5.046
22.11.07	5	Caxambu	12:57	537.87	20.4	95.5	7.80	6.47	13.070	2.916	2.951	b.l.d.	2.412	0.843	b.l.d.	3.293	0.125	1.565	2.236	5.116
22.11.07	6	Caxambu	14:00	n.apl.	21.3	98.0	8.25	5.47	21.340	2.527	4.107	b.l.d.	2.343	0.945	b.l.d.	2.916	0.116	1.480	2.001	4.869
6.12.07	1	Cachoeira	10:00	n.apl.	19.7	20.4	8.47	6.07	2.046	2.336	2.292	0.020	1.087	0.896	0.046	0.784	0.015	0.930	0.428	0.827
6.12.07	2	Cachoeira	10:20	146.33	19.9	27.6	7.87	6.43	1.985	2.487	1.361	0.004	0.894	0.618	0.048	0.880	0.026	0.734	0.416	0.835
6.12.07	3	Cachoeira	11:46	n.apl.	21.2	53.0	7.96	6.75	6.387	2.655	2.126	0.007	1.320	0.870	0.048	2.746	0.013	1.490	1.338	2.555
6.12.07	4	Caxambu	12:37	n.apl.	22.2	84.6	7.58	6.74	11.090	2.698	1.318	0.005	0.820	0.354	b.l.d.	1.508	0.008	0.824	0.943	2.355
6.12.07	5	Caxambu	13:02	230.89	22.3	90.0	7.40	6.79	10.710	2.448	1.346	0.005	0.864	0.339	b.l.d.	1.361	0.006	0.730	0.888	2.488
6.12.07	6	Caxambu	15:04	n.apl.	22.9	83.8	7.67	6.89	6.478	2.483	0.681	0.005	0.413	0.216	0.048	1.065	b.l.d.	0.396	0.547	1.402
10.01.08	1	Cachoeira	9:38	n.apl.	18.9	17.3	8.70	6.60	1.422	2.115	1.290	0.013	0.997	0.558	0.043	0.778	0.014	0.296	0.366	0.663
10.01.08	2	Cachoeira	10:27	86.64	19.5	23.1	8.41	6.22	3.892	1.867	1.368	0.014	1.105	0.617	0.045	1.127	0.013	0.371	0.533	1.114
10.01.08	3	Cachoeira	13:00	n.apl.	22.1	50.2	8.10	6.48	11.260	2.212	1.794	0.124	1.253	0.764	0.076	2.995	0.076	0.992	1.379	2.658
10.01.08	4	Caxambu	14:00	n.apl.	23.3	80.1	7.39	6.68	21.360	2.244	2.229	b.l.d.	1.697	0.888	b.l.d.	3.822	0.119	1.393	2.413	5.406
10.01.08	5	Caxambu	15:00	226.2	23.8	83.7	7.50	6.55	22.270	2.053	2.476	0.179	1.690	0.975	b.l.d.	4.055	0.118	1.596	2.520	5.730
10.01.08	6	Caxambu	16:43	n.apl.	24.2	86.0	7.83	6.66	23.630	2.808	2.525	0.178	1.498	0.978	b.l.d.	4.264	0.136	1.735	2.646	6.026
23.01.08	1	Cachoeira	9:02	n.apl.	17.0	25.0	9.38	6.35	0.086	4.007	1.549	0.027	1.978	0.940	b.l.d.	0.696	0.024	0.304	0.382	1.019
23.01.08	2	Cachoeira	9:27	225.8	17.4	27.4	8.65	6.74	1.818	4.189	1.722	0.040	2.473	1.006	0.109	1.048	0.090	0.414	0.536	1.244
23.01.08	3	Cachoeira	10:30	n.apl.	18.3	48.8	8.89	7.72	7.174	4.079	1.810	0.085	2.556	0.981	0.038	2.088	0.027	0.929	1.085	2.205
23.01.08	4	Caxambu	11:12	n.apl.	19.8	76.1	7.78	8.01	13.820	3.217	2.083	b.l.d.	3.165	0.803	b.l.d.	2.866	0.103	1.499	1.764	3.989
23-Jan-08	5	Caxambu	11:50	720	20.0	79.1	7.78	7.61	14.800	3.264	2.167	b.l.d.	3.090	0.832	b.l.d.	2.847	0.028	1.600	1.851	4.116
23.01.08	6	Caxambu	13:15	n.apl.	21.0	81.7	7.99	5.63	15.320	3.274	2.414	b.l.d.	3.146	0.860	b.l.d.	2.966	0.025	1.789	1.938	4.436
6.02.08	1	Cachoeira	9:05	n.apl.	18.7	17.2	8.70	4.94	0.157	5.143	1.336	b.l.d.	1.703	0.618	b.l.d.	0.649	0.026	0.268	0.325	0.705
6.02.08	2	Cachoeira	10:01	365.5	18.8	19.8	8.22	5.75	2.455	5.415	1.391	b.l.d.	1.869	0.623	b.l.d.	0.986	0.020	0.344	0.483	0.996
6.02.08	3	Cachoeira	11:22	n.apl.	20.3	42.0	8.81	6.19	8.946	3.867	1.725	b.l.d.	2.076	0.637	b.l.d.	2.355	0.064	1.100	1.224	2.361
6.02.08	4	Caxambu	12:06	n.apl.	21.4	66.1	7.77	6.52	17.310	4.063	2.149	b.l.d.	2.723	0.696	b.l.d.	2.883	0.030	1.625	2.044	4.685
6.02.08	5	Caxambu	12:39	758.65	21.5	67.9	7.61	6.43	17.450	4.221	2.242	b.l.d.	2.679	0.702	0.101	2.957	0.026	1.698	2.079	4.704
6.02.08	6	Caxambu	14:19	n.apl.	22.3	69.8	8.21	6.72	18.260	3.331	2.503	b.l.d.	2.654	0.751	0.102	3.171	0.021	1.858	2.165	4.983
19.02.08	1	Cachoeira	9:43	n.apl.	19.1	14.0	8.91	4.92	0.458	3.853	1.324	b.l.d.	1.837	0.708	b.l.d.	0.696	0.024	0.219	0.356	0.759

Continua

Continuação

19.02.08	2	Cachoeira	10:08	294.78	19.7	20.6	8.28	5.85	4.507	4.399	1.373	b.l.d.	2.008	0.716	b.l.d.	1.149	0.042	0.406	0.621	1.204
19.02.08	3	Cachoeira	11:29	n.apl.	22.9	36.7	8.68	6.42	9.638	4.609	1.660	b.l.d.	2.165	0.774	b.l.d.	2.162	0.071	1.260	1.284	2.567
19.02.08	4	Caxambu	12:23	n.apl.	22.8	63.6	7.90	6.42	11.720	3.754	2.046	b.l.d.	2.606	0.682	b.l.d.	2.805	0.024	1.905	2.113	4.805
19.02.08	5	Caxambu	12:49	920.05	22.9	64.9	7.97	6.61	17.850	3.726	2.130	b.l.d.	2.765	0.698	b.l.d.	2.793	0.026	1.898	2.111	4.931
19.02.08	6	Caxambu	14:26	n.apl.	23.9	65.8	8.03	6.62	19.380	3.616	2.261	b.l.d.	2.750	0.711	b.l.d.	2.974	0.058	2.037	2.167	4.972
6.03.08	1	Cachoeira	8:59	n.apl.	18.4	14.5	8.93	5.85	0.906	2.746	1.348	0.032	1.463	0.694	b.l.d.	0.773	0.026	0.251	0.364	0.747
6.03.08	2	Cachoeira	9:16	256.23	18.6	23.0	8.49	5.82	5.094	3.498	1.378	b.l.d.	1.502	0.707	b.l.d.	1.229	0.026	0.387	0.619	1.219
6.03.08	3	Cachoeira	10:31	n.apl.	21.3	44.2	8.72	4.82	12.750	2.553	1.717	b.l.d.	1.548	0.777	b.l.d.	2.502	0.037	1.182	1.486	2.809
6.03.08	4	Caxambu	11:13	n.apl.	22.0	65.4	7.84	4.59	21.130	3.174	2.100	b.l.d.	1.958	0.864	b.l.d.	3.101	0.037	1.503	2.285	4.958
6.03.08	5	Caxambu	11:51	284.7	22.1	68.3	8.16	4.83	21.350	2.713	2.237	b.l.d.	1.959	0.913	b.l.d.	3.199	0.051	1.621	2.330	5.192
6.03.08	6	Caxambu	13:24	n.apl.	23.3	70.4	7.87	4.82	22.020	3.563	2.372	b.l.d.	1.889	1.027	b.l.d.	3.462	0.091	1.668	2.370	5.265
19.03.08	1	Cachoeira	9:22	n.apl.	18.9	16.6	8.79	4.47	0.458	3.965	1.299	b.l.d.	1.756	0.838	b.l.d.	0.597	0.028	0.223	0.293	0.581
19.03.08	2	Cachoeira	9:45	219.04	18.9	22.4	8.36	5.89	3.872	3.604	1.304	b.l.d.	1.749	0.806	b.l.d.	1.107	0.025	0.393	0.568	1.035
19.03.08	3	Cachoeira	11:00	n.apl.	20.4	39.9	8.31	6.02	10.900	3.966	1.634	b.l.d.	1.814	0.889	b.l.d.	2.201	0.022	1.073	1.264	2.443
19.03.08	4	Caxambu	11:30	n.apl.	21.1	60.6	7.71	6.02	16.680	3.718	2.095	b.l.d.	2.406	0.887	b.l.d.	2.842	0.026	1.744	1.928	4.133
19.03.08	5	Caxambu	11:54	731.23	21.1	60.4	7.39	6.63	17.560	3.455	2.172	b.l.d.	2.499	0.871	b.l.d.	2.864	0.025	1.786	1.942	4.295
19.03.08	6	Caxambu	13:10	n.apl.	21.6	59.5	7.54	6.45	17.560	3.396	2.468	b.l.d.	2.638	0.989	b.l.d.	3.434	0.177	2.227	2.367	5.178
9.04.08	1	Cachoeira	8:45	n.apl.	20.1	15.3	8.33	5.80	1.156	1.975	1.263	b.l.d.	1.277	0.645	b.l.d.	0.807	0.029	0.267	0.366	0.664
9.04.08	2	Cachoeira	9:15	238	20.0	24.3	8.24	6.10	3.716	2.471	1.450	b.l.d.	1.519	0.802	0.100	1.514	0.063	0.415	0.745	1.342
9.04.08	3	Cachoeira	11:45	n.apl.	21.9	51.7	8.41	6.83	15.300	2.614	1.709	b.l.d.	1.273	0.793	b.l.d.	2.945	0.029	1.171	1.581	2.995
9.04.08	4	Caxambu	12:45	n.apl.	22.3	70.5	7.88	6.90	20.940	3.498	1.292	b.l.d.	1.073	0.576	b.l.d.	2.053	0.028	0.890	1.407	3.238
9.04.08	5	Caxambu	13:20	599.8	23.2	72.2	7.96	7.06	21.700	2.435	2.383	b.l.d.	1.777	0.999	b.l.d.	3.558	0.038	1.635	2.358	5.034
9.04.08	6	Caxambu	14:30	n.apl.	23.0	74.5	8.29	7.07	22.220	3.184	2.354	b.l.d.	1.599	1.036	b.l.d.	3.443	0.023	1.591	2.239	4.859
14.05.08	1	Cachoeira	9:04	n.apl.	15.3	15.7	9.60	5.60	0.483	b.l.d.	1.119	0.031	1.214	0.694	b.l.d.	0.765	0.021	0.234	0.357	0.662
14.05.08	2	Cachoeira	9:30	195.5	15.4	22.8	9.57	5.80	0.534	2.998	1.212	b.l.d.	1.315	0.735	0.103	1.304	0.021	0.339	0.606	1.071
14.05.08	3	Cachoeira	11:09	n.apl.	16.4	47.5	9.47	6.45	13.350	2.925	1.593	b.l.d.	1.395	0.795	b.l.d.	2.921	0.077	0.984	1.457	2.705
14.05.08	4	Caxambu	11:38	n.apl.	17.4	65.4	8.97	6.39	18.220	2.622	2.064	b.l.d.	1.954	0.974	b.l.d.	3.246	0.028	1.345	2.089	4.457
14.05.08	5	Caxambu	12:16	219.86	17.9	67.1	9.07	6.67	18.980	2.429	2.147	b.l.d.	1.923	0.980	b.l.d.	3.306	0.027	1.384	2.127	4.428
14.05.08	6	Caxambu	13:24	n.apl.	17.9	68.8	9.05	7.06	19.210	2.731	2.243	b.l.d.	1.877	1.050	b.l.d.	3.442	0.023	1.502	2.183	4.494
25.06.08	1	Cachoeira	9:23	n.apl.	14.1	15.2	9.58	5.86	1.009	3.090	1.168	0.036	1.107	0.737	b.l.d.	0.793	0.021	0.268	0.374	0.623
25.06.08	2	Cachoeira	9:43	114.6	14.5	24.1	9.43	5.95	2.310	3.484	1.285	b.l.d.	1.217	0.802	b.l.d.	1.399	0.024	0.378	0.636	1.288
25.06.08	3	Cachoeira	10:43	n.apl.	15.2	50.8	9.26	6.62	15.000	3.380	1.789	b.l.d.	1.392	0.789	b.l.d.	3.269	0.034	1.063	1.580	3.006
25.06.08	4	Caxambu	11:14	n.apl.	15.9	66.7	8.97	6.84	20.250	2.756	2.259	b.l.d.	1.670	1.027	0.100	3.621	0.040	1.477	2.206	4.549

Continua

Continuação

25.06.08	5	Caxambu	11:36	413.48	16.1	97.9	9.08	6.98	20.440	3.680	2.339	b.l.d.	1.657	1.040	b.l.d.	3.720	0.060	1.531	2.278	4.577
25.06.08	6	Caxambu	12:50	n.apl.	16.6	59.0	9.16	7.14	21.030	2.575	2.444	b.l.d.	1.560	1.111	b.l.d.	3.900	0.090	1.567	2.248	4.648
16.07.08	1	Cachoeira	9:25	n.apl.	11.9	16.4	10.47	5.78	1.498	1.710	1.188	0.043	0.987	0.752	b.l.d.	0.822	0.021	0.249	0.387	0.631
16.07.08	2	Cachoeira	9:39	133.6	12.2	25.5	10.35	6.13	4.345	1.860	1.256	0.075	1.064	0.837	b.l.d.	1.461	0.098	0.371	0.678	1.185
16.07.08	3	Cachoeira	10:35	n.apl.	13.6	54.8	9.72	6.70	15.590	1.798	1.652	b.l.d.	1.083	0.851	b.l.d.	3.356	0.084	0.897	1.600	2.912
16.07.08	4	Caxambu	11:07	n.apl.	13.8	74.0	9.69	6.87	19.810	2.048	2.144	b.l.d.	1.688	1.037	b.l.d.	3.923	0.100	1.261	2.234	4.486
16.07.08	5	Caxambu	11:25	284	13.8	74.6	10.10	7.06	20.350	1.896	2.229	b.l.d.	1.669	1.035	b.l.d.	3.956	0.094	1.280	2.245	4.554
16.07.08	6	Caxambu	12:15	n.apl.	14.8	75.5	9.75	7.05	20.820	1.719	2.346	b.l.d.	1.626	1.131	b.l.d.	4.113	0.102	1.369	2.284	4.662

Conclusão

n.apli=não aplicável; b.l.d.=abaixo limite de detecção do equipamento.

